

Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1972-1987

Grønlands Miljøundersøgelser

Grønlands Geologiske Undersøgelse

November 1988

GRØNLANDS MILJØUNDERSØGELSER

Tagensvej 135, 4. sal
DK-2200 København N
Tlf. 01821415
Telefax 01821420

GRØNLANDS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE

Øster Voldgade 10
DK-1350 København K
Tlf. 01118866
Telefax 01935352

Tryk: Nuna-Tek, København

ISBN 87-89339-00-2

Forsidebilledet viser Qaamarujuk med "Den Sorte Engel" og Qaamarujuup sermikassaa ("Alfred Wegeners Gletcher") i baggrunden. Foto: Poul Johansen.

| Indholdsfortegnelse | Side |
|--|------|
| 1.1. Resume (dansk) | 5 |
| 1.2. Imaqarnersiutiq (kalaallisut) | 7 |
| 1.3. Summary (English) | 10 |
| 2. Indledning | 13 |
| 3. Hydrografiske undersøgelser | 21 |
| 4. Tungmetaller i havvand | 31 |
| 5. Tungmetaller i bundaflejringer | 46 |
| 6. Tungmetaller i tang og musling | 53 |
| 7. Tungmetaller i rejer | 123 |
| 8. Tungmetaller i fisk | 131 |
| 9. Tungmetaller i ringsæl | 161 |
| 10. Tungmetaller i fugle | 167 |
| 11. Tungmetaller i lav og bær | 181 |
| 12. Bundfaunaundersøgelser | 189 |
| 13. Samlet vurdering af forureningssituationen | 201 |
| 14. Referencer | 207 |

1.1. Resume

Ved Maarmorilik i Uummannaq kommune i det nordvestlige Grønland er der siden 1973 blevet brudt og oparbejdet bly- og zinkmalm. De miljømæssige konsekvenser er undersøgt og vurderet siden 1972. Undersøgelserne har vist, at minevirksomheden har medført en betydelig forurening med tungmetaller stammende fra udledning af tailings til havet, fra gråbjergsdumpe og fra støvspredning.

Hydrografiske undersøgelser har dannet basis for forståelsen af de processer, som spreder forureningen med opløst bly, zink og cadmium, som frigøres fra tailings, når dette udledes til de dybere vandlag af Affarlikassaa. Det er vist, at den vigtigste årsag til spredningen er den vinteropblanding, som sædvanligvis indtræffer samtidig med islægningen af fjordene.

Undersøgelser af mængden af opløst bly, zink og cadmium i havvand i Affarlikassaa og Qaamarujuk har vist, at den voldsomste forurening skete i de første 5 år af minens levetid. Fra 1979 indtrådte en væsentlig reduktion af de mængder af opløst metal, der kunne registreres i fjordene. Siden har forureningen af fjordene udviklet sig uden nogen klar tendens ind til efteråret 1987, hvor blyforureningen i Affarlikassaa var steget.

En anden væsentlig kilde til metalspredning er støv. Undersøgelserne heraf har vist, at spredningen af bly i støv har været nogenlunde konstant til og med 1983, men siden er reduceret væsentligt.

Den tredje væsentlige kilde til forureningen af fjordene omkring Maarmorilik er gråbjergsdumpe (affaldssten, dumpet ud fra minegangene). Disse afgiver fortrinsvis metal i form af partikler, men afgiver også opløst zink og bly til fjordene. Undersøgelser har vist, at metaltilførslen fra gråbjergsdumpe kan være betydelig, og at en af dumpene er af væsentlig betydning for belastningen af tidevandsorganismerne i Qaamarujuk.

Sedimentundersøgelser viser, at det udledte tailings overvejende sedimenterer i Affarlikassaa's ydre halvdel. I Qaamarujuk er sket en gradvis øgning af sedimenternes indhold af bly og zink fra minens start indtil 1983. Derefter skete en kraftig øgning, som tilskrives ibrugtagningen af en gråbjergsdump.

Undersøgelser af bundfaunaen viser, at bundfaunaen i Affarlikassaa, hvortil udledningen af tailings sker, er tydeligt påvirket, som det måtte forventes. I dele af fjorden er bundfaunaen udryddet, mens artsammensætningen i andre dele af fjorden er ændret. I Qaamarujuk er bundfaunaen kun påvirket i mindre grad.

En række forskellige marine organismer er analyseret for cadmium, kobber, bly og zink for at vurdere, om metaltilførsel til havet fra minevirksomheden har bevirket en øget belastning af organismene med disse metaller. Følgende er undersøgt i større omfang:

blæretang
 blåmusling
 dybvandsreje
 ammassat (lodde)
 hellefisk
 plettet havkat
 uvak
 torsk
 alm. ulk
 alm. edderfugl og kongeedderfugl
 hvidvinget måge
 tejest
 ringsæl.

Undersøgelserne har vist, at der er stor forskel på de enkelte arters belastning med tungmetaller. For de enkelte fiske- og fuglearter samt for ringsæl er der desuden stor forskel på niveauet i de undersøgte vævstyper: kød, lever, nyre og ben.

Undersøgelserne har desuden vist, at det først og fremmest er for bly, minevirksomheden har bevirket en forøget belastning af organismer. For kobber og cadmium kan der kun spores en begrænset lokal forhøjelse af niveauet ved Maarmorilik og kun i tang (kobber) og blåmusling (cadmium). For zink er der med undtagelse af tang og blåmusling ikke fundet forhøjede værdier i organismer ved Maarmorilik.

For bly er der betydeligt forhøjede værdier i tang og blåmusling i et større område ved Maarmorilik. Der er desuden fundet forhøjet blyniveau i Qaamarujuk i dybvandsrejer og ammassat samt i lever og ben fra plettet havkat og alm. ulk. I nyre- og benprøver fra alm. edderfugl, kongeedderfugl, hvidvinget måge og tejest er der som helhed også forhøjet blyniveau, men blyværdierne i fuglene er i alle tilfælde forholdsvis lave.

Blybelastningen af organismene har generelt været lavere i perioden 1983-1987 sammenlignet med tidligere. Dette gælder således for tang, blåmusling og lever af plettet havkat. For andre blybelastede prøvetyper er der ingen tydelig tidsmæssig udvikling. Dette gælder således rejer og ammassat. En undtagelse herfra er lever- og benprøver fra alm. ulk, hvor værdierne har været stigende.

En sammenligning af de forhøjede blyværdier i organismer ved Maarmorilik med gældende grænseværdier for bly i fødevarer viser, at disse grænser er overskredet for blåmusling, tang, lever fra plettet havkat og alm. ulk samt i nogle tilfælde i ammassat, men ikke for fiskekød, rejekød og de undersøgte væv fra ringsæl og fugle.

1.2. Imaqarnersuineq

Maarmorilimmi Kallaallit Nunaata kimmut-avannaani Uummannap kommuneaniittumi 1973-imiilli aqerlussamik zinkimillu paaasoqarlunilu akuiaasoqalerpoq. Mingutsitsissutaasutigut kingunerisai 1972-imiilli misissorneqarlutillu naliliiffiginiarneqarput. Misissuinerit paasinarsisippaat aatsitassarsi-orneq saffiugassanik oqimaatsunik perlukunik imaanut eqqaanikkut, ujaqqanut qasertunut eqqaaveqarfinniit aammalu pujoralammit siaruaattumit pisutigut mingutsitsingaatsiarsimasoq.

Immamik misissuinerit ilisimasaqarnerulersitsippat aqerlup, zinkip cadmiumillu eqqaavinniit Affarlikassaata itinerusortaanut eqqarneqaraangamik mingutsitsissutaalersarnerannut. Paasineqarpoq siaruaaneq pissuteqarnerusartoq ukiuunerani kangerluup erngata sikunialerneranut atatillugu erngup akuliussuunnerulersarneranik.

Affarlikassaata Qaamarujuullu imartai aqerlup, zinkip cadmiumillu arrornerisa annertussusii pillugit misissuiffigineqartut paasinarsisippaat mingutsitsineq sakkortunerpaaq pisimasoq aatsitassarsi-ornerup aallartinneranit ukiut siulliit 5 ingerlanerini. Saffiugassap arrornikup kangerlunni pineqartuni nalunaarsorneqarsinnaasup annertussusia appariaateqangaatsiarpoq 1979-ip kingornagut. Taamaner-niit kangerluit mingutsinneqarnerat 1987-ip ukiaa tikillugu erseqqissumik takuneqarsinnaanngitsumik allanngorarsimavoq, Affarlikassaani aqerlumik mingutsitsineq qaffariarnerutillugu.

Saffiugassap siaruaattarneranut pingaaruteqavissiq alla tassavog pujoralak. Tamassuma misissuiffi-gineqarnerani paasinarsivog aqerlup pujoqalammut akuulluni siaruaattarnera 1983 tikillugu ilanngullugulu taamaaginnangajassimasoq, ukiulli tamatuma kingornagut annikilleriangaatsiarsimal-luni.

Maarmorillip eqqaani kangerluit mingutsinneqarnerannut allaaviusut pingaarutillit pingajuat tas-savog ujaqqanut qasertunut eqqaaveqarfik (ujaqqat perlukut, aatsitassarsiorfiup sulluiniit eqqakkat).

Tamakku saffiugassanik sumineerarsuartut seqummarissunik pinngorartitsisarput, kisiannili aamma zink-imik aqerlumillu kangerlunni arrortitsisarlutik. Misissuinerit paasinarsisippaat ujaqqanut qaser-tunut eqqaaveqarfiit saffiugassanik siammartitsisarnerat annertuujusinnaasog, aammalu eqqaaveqarfiit ilaat ataaseq Qaamarujummi tinittarfiup naasuinut uumasuinullu annertuumik ajoqusiisimasog.

Kinnikut misissuiffiginerisa takutippaat Affarlikassaata silammut tungaa perlukut eqqakkat pilersi-taanik kinnikuninnerpaasimasog. Qaamarujummi kinnikup aqerloq zinkilu akorisaat aatsitassarsi-ornerup aallartinneraniit 1983 tikillugu annertuseriangaatsiarsimavoq. Ukiup taassuma kingornagut annertunerujussuanngorsimalluni ujaqqanut qasertunut eqqaaviup atulernerata kingunerisaanik.

Immap naqqata uumasuiniq misissuinerit takutippaat Affarlikassaani perlukunik eqqaaffiusumi immap naqqata uumasui ilimagisariaqartutut erseqqivissumik sunnerneqarsimasut. Kangerluup ilaani immap naqqa uumasuerutivissimavoq, kangerluup ilaani allani uumasuusartut allannguuteqarsimallutik. Qaamarujummi immap naqqata uumasui annikitsuinnarmik sunnerneqarsimapput.

Imaani uumasuaqqat naasartullu assigiinngitsorpassuit misissoqqissaarneqarput cadmiumimik, kanngussammik, aqerlumik zinkimillu qanoq akoorneqarsimatiginerat paasiniaarlugu, ilanngullugulu paasiniaarlugu aatsitassarsiorfimmiit imaanut saffiugassanik akoorineq uumassusilinnut ajoqutaasumik kinguneqarsimanersoq. Makkua annertunerusumik misissorneqarput:

qeqqussat
uillut
raajat (kinguppaat) itisoormiut
ammassat
qalerallit
qeeqqat milattuut
uukkat
saarullit
kanassut nalinginnaat
mitit nalinginnaat qingallillu
naajat
serfat
natsiit.

Misissuinerit takutippaat uumasut ataasiakkaat saffiugassanit oqimaatsunit sunnerneqarnerat assigiinngitsorujussuusoq. Aammattaaq aalisakkat timmissallu kiisalu natsiit ataasiakkaat mingutsineqarnerata annertussusia assigiinngiiaartorujussuuvoq makkua ipiutaasaannik misissuinerit paasineqartutut: neqit, tinguit, tartut saarnillu.

Misissuinerit tamakkua saniatigut paasineqarpoq aatsitassarsiorfimmiit uumassusilinnut ajoqusiisoq annertunerusoq tassaasoq aqerloq. Kanngussaap cadmiumimillu ajoqusiinerat Maarmorillip eqqaani piffimmi aalajangersimanerusumi killeqarneruvoq, aammalu taamaallaat qeqqussat kanngussammit kiisalu uillut cadmium-iminut mingutsitaasimallutik. Zinkip Maarmorillip eqqaani uumassusilinnut mingutsisisimanagera annikitsuinnaavoq qeqqussat uillullu eqqaassanngikkaanni.

Aqerloq Maarmorillip eqqaani piffimmi annertunerusumi qeqqussanik uillunillu annertuumik mingutsisisimavoq. Tamatuma saniatigut aamma Qaamarujummi raajat itisoormiut ammassaallu kiisalu qeeqqat milallit kanassullu nalinginnaat tinguisa saarnisalu aqerloq akorisaat annertuseriarsimavoq. Mitit nalinginnaat, qingallit, naajaat serfallu tartuini saarninilu aqerloq akuusoq isigalugu annertuseriarsimavoq, timmissalli aqerlumik akoqassusiat nalinginnaasumik annikitsuinnartut oqaatigineqarsin-

naavoq.

Uumassusillit aqerlunit mingutsinneqarnerat siornatigumut naleqqiullugu ukiuni kingullerni 3-4-ni ataatsimut isigalugu annikinneruvoq. Taamaappoq soorlu qeqqussanut, uillunut aammalu qeeqqat milallit tinguinut tunngatillugu. Aqerlunik mingutsinneqartut misissugassatut katersat allat allangorarnerat ukiut eqqarsaatigalugit erseqqissumik takuneqarsinnaanngilaq. Taamaappoq soorlu raajanut ammassannullu tunngatillugu. Allaavorli kanassut nalinginnaat tinguinit saarninillu misiligitinut tunngatillugu, tamakkua mingutsinneqarnerat annertunerulersimammat.

Maarmorillip eqqaani uumassusillit aqerloqassusiisa qaffariarsimanagerat inuussutissat aqerlumik akoqarnerpaaffigisinnaasaannut sanilliutissagaanni paasinarpoq uilluni, qeqqussani, qeeqqat milallit tinguini aammalu kanassut nalinginnaat tinguini kiisalu ammassat ilaanni killissarititaasoq qaangerneqarsimasoq, kisiannili aalisakkat nerpiinut, raajat nerpiinut aammalu natsiit timmissallu neqaasa ipiutaasartaannut misissorneqartunut tunngatillugu taamaagani.

1.3. Summary

Zinc-lead ore has been mined and milled at Maarmorilik in the municipality of Uummannaq in north west Greenland since 1973, and the environmental impact has been studied and assessed since 1972. The environmental studies have shown that the mining operation has caused considerable heavy metal pollution caused by tailings disposal to the sea, waste rock disposal and dust.

Oceanographical studies have elucidated the processes dispersing dissolved lead, zinc and cadmium, which become dissolved from tailings when these are discharged to the deep waters of Affarlikassaa. It has been shown that the most important cause of dispersal of dissolved heavy metals is the winter mixing of the water masses in the fiord. This mixing usually takes place when the fast ice cover of the fiord is formed.

Studies of the amount of dissolved lead, zinc and cadmium in seawater in Affarlikassaa and Qaamarujuk have shown that the most severe pollution occurred in the first 5 years of the life of the mine. In 1979 a significant reduction of the amount of heavy metals dissolved in the fiords was recorded. Since then the pollution of the fiords has developed without any clear trend, until the fall of 1987 when the lead pollution in Affarlikassaa increased.

Dust is a second significant source of dispersal of heavy metals. Studies of this have shown that the dispersal of lead through dust was almost constant until 1984, but has since been significantly reduced.

Waste rock disposal from the mine is the third important source of heavy metal pollution of the fiords at Maarmorilik. Metals from waste rock are primarily released as particles, but dissolved zinc and lead are also released into the fiords. Studies have shown that there may be a considerable metal input from waste dumps, and that one of the dumps is an important source of heavy metal pollution of intertidal organisms in Qaamarujuk.

Sediment studies have shown that discharged tailings primarily settle in the outer part of Affarlikassaa. The lead and zinc concentrations in the sediment of Qaamarujuk increased gradually from the time of the start of the mining operation until 1983. Since then a sharp increase has taken place caused by a waste rock dump which was brought into use.

Studies of the bottom fauna have shown that the fauna of Affarlikassaa, into which tailings are discharged, is clearly affected as was expected. The bottom fauna has been exterminated in parts of the fiord, whereas the species composition has been changed in other parts of the fiord. The bottom fauna of Qaamarujuk has only been slightly affected.

A number of different marine organisms have been analysed for their contents of cadmium, copper, lead and zinc to assess, whether the input of heavy metals from the mining operation to the sea has caused

increased levels of heavy metals in the organisms. The following species have been extensively studied:

bladder wrack (*Fucus vesiculosus*)
 blue mussel (*Mytilus edulis*)
 deep sea prawn (*Pandalus borealis*)
 capelin (*Mallotus villosus*)
 Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*)
 spotted wolffish (*Anarhichas minor*)
 Greenland cod (*Gadus ogac*)
 cod (*Gadus morrhua*)
 shorthorn sculpin (*Acanthocottus scorpius*)
 common eider and king eider (*Somateria mollissima* and *S. spectabilis*)
 Iceland gull (*Larus glaucooides*)
 black guillemot (*Cephus grylle*)
 ringed seal (*Phoca hispida*).

The studies have shown that the level of heavy metals differs considerably from one species to another, and that heavy metal levels differ greatly in the tissues studied (meat, liver, kidney and bone) of the single animal species.

Furthermore the studies have shown that the mining operation has caused an elevated level primarily for lead in the marine organisms, while for copper and cadmium there are only local elevations of levels and only in bladder wrack (copper) and the blue mussel (cadmium). For zinc elevated levels are found in bladder wrack and the blue mussel, but not in any other species.

For lead considerable elevated values are found in bladder wrack and the blue mussel in a large area at Maarmorilik. Furthermore elevated lead levels are found in deep sea prawn and capelin and in the liver and bone of spotted wolffish and shorthorn sculpin from Qaamarujuk. Generally lead levels in kidney and bone samples from common eider, king eider, Iceland gull and black guillemot are also elevated, but the lead concentrations in the birds are all quite low.

Lead levels in organisms generally have been lower in the period 1983-1987 compared to earlier. This has been found for bladder wrack, the blue mussel and liver from spotted wolffish. In other cases where elevated lead levels are found, no clear time trend has been recorded for deep sea prawn and capelin, whereas lead values in liver and bone samples from shorthorn sculpin have increased in the period 1984 to 1987.

The elevated lead levels in marine organisms at Maarmorilik have been compared with existing Danish limits for lead in food for human consumption. This comparison shows that the limits are exceeded in the blue mussel, bladder wrack, liver from spotted wolffish, liver from shorthorn sculpin and in some cases for capelin. The limits are not exceeded for fish meat, prawn meat and any of the tissues from ringed seal and the bird species studied.

2. Indledning

Bly-zink-minen "Den sorte Engel" er i øjeblikket den eneste egentlige minevirksomhed i Grønland. Minevirksomheden, som drives af Greenex A/S, ligger ved Maarmorilik i Vestgrønland ca. 500 km nord for polarcirklen. Nærmeste by er Uummannaq, som ligger i en afstand af ca. 100 km, og nærmeste bygd er Ukkusissat i en afstand af ca. 25 km.

Maarmorilik er beliggende i den inderste del af Uummannaq Fjorden i et fjordkompleks bestående af fjorden Qaamarujuk og en mindre sidefjord Affarlikassaa. Maarmorilik er placeret ved Affarlikassaas udmunding i Qaamarujuk, jfr. figur 2.2.

Efter langvarige og omfattende undersøgelser blev der i 1960'erne konstateret forekomster af bly og zink i området i en størrelsesorden, som gjorde det ikke blot teknisk, men også økonomisk muligt at etablere en udnyttelsesvirksomhed. Der blev derefter i årene 1971-73 opbygget en moderne minevirksomhed på det sted, hvor der tidligere havde været marmorbrydning.

Denne minevirksomhed drives af det danske selskab Greenex A/S. Selskabet var fra starten et datterselskab af det canadiske mineselskab Vestgron Mines Ltd., hvis hovedaktionær var det ligeledes canadiske mineselskab Cominco Ltd. I juli 1986 blev Greenex A/S købt af den svenske Boliden koncern.

Selskabets drift sker i henhold til en koncession til efterforskning og udnyttelse af visse mineralske råstoffer i området omkring Maarmorilik. Koncessionen blev udstedt i januar 1971 af det daværende Ministerie for Grønland.

I årene efter 1971 blev minen, produktionsanlæggene og den tilhørende mineby opbygget. Egentlig produktion blev påbegyndt i oktober 1973. Der brydes på nuværende tidspunkt årligt 735.000 tons malm. Indtil 1987 er brydningen af malm udelukkende foregået i bjerget på den anden side af Affarlikassaa-fjorden modsat Maarmorilik-pynten. I sommeren 1987 blev der imidlertid også påbegyndt brydning af malm i den såkaldte Nunngarut zone, som ligger syd for Maarmorilik på samme side af Affarlikassaa. Efter brydning grovknuses malmen oppe i gruben og føres derefter med tovbane, som er eneste adgangsvej, ned til minebyen Maarmorilik. Malmen fra Nunngarut transporteres til Maarmorilik gennem en 4,5 km lang tunnel. I flotationsanlægget i Maarmorilik foretages en yderligere knusning og flotation af malmen. Malmen, som i 1987 gennemsnitlig indeholdt 3,0% bly og 9,4% zink, opdeles ved flotation i ca. 115.000 tons zinkkoncentrat, ca. 30.000 tons blykoncentrat og ca. 600.000 tons tailings, der er det restprodukt, som fremkommer ved flotationen. Dette betegnes ofte også opberedningssand.

Malmreserven ved Maarmorilik er meget lille. På nuværende tidspunkt forventes minevirksomheden indstillet i 1989.

2.1. Minevirksomheden og det omgivende miljø

I bjerget ved Maarmorilik findes naturligt en række metaller. Så længe de befinder sig i bjerget, frigøres de ikke i større mængder til det omgivende miljø. Ved driften af minevirksomheden behandles malmen. Derved frigøres metallerne og kommer i en vis udstrækning ud i det omgivende miljø. Det giver mulighed for, at de kan optages af planter, dyr eller mennesker, hvor de kan have en skadelig virkning. Hvor meget metal, der tilføres det omgivende miljø fra en minevirksomhed, afhænger af malmens sammensætning, og hvorledes den håndteres.

I det efterfølgende omtales kort de kilder til forurening, der findes ved minevirksomheden i Maarmorilik.

Tailings

Tailings fra flotationsværket består først og fremmest af bjergarten marmor og mineralet svovlkis (en forbindelse af svovl og jern), som er almindeligt forekommende i naturen og som ved Maarmorilik ikke giver væsentlige miljøproblemer. Affaldet indeholder imidlertid også små mængder af metallerne bly, zink, cadmium, kobber, arsen og kviksølv. Affaldet minder om fint sand, men er sort på grund af et højt indhold af svovlkis.

Fra flotationsværket pumpes tailings gennem en rørledning ud i fjorden Affarlikassaa, hvor det lægger sig som et lag på bunden.

Det var hverken fra selskabets eller fra ministeriets side forventet, at denne udledning af tailings i Affarlikassaa-fjorden ville give anledning til alvorlige miljømæssige problemer. Imidlertid har det i årene efter minevirksomhedens begyndelse vist sig, at der ved udledningen af tailings i havvandet sker en opløsning af en del af de tungmetaller, som er indeholdt i tailings. Når først tailings er aflejret i bunden af Affarlikassaa, opløses der kun meget små mængder tungmetal fra det.

Støv

Overalt i minevirksomheden, hvor malm og koncentratet håndteres, er der mulighed for, at fine partikler fra malmen kan spredes som støv. Fra minen, hvor der foretages sprængning, transport og knusning af malm, kan støv spredes til omgivelserne med ventilationsluften. I forbindelse med transporten over fjorden med tovbanen, behandlingen i flotationsværket og senere, når skibene lastes med koncentrat, kan der ligeledes ske en støvspreddning. Undersøgelser har vist, at det er væsentlige mængder tungmetaller, som spredes med støv fra minevirksomheden.

Vand fra minen

I den del af minen, som ligger under indlandsisen, er fjeldet ikke frosset. Smeltevand, der løber ned i sprækker i bjerget, vil derfor ikke fryse, men kunne løbe ind i minen. Under drivning af en tunnel i et sådan område skete der i oktober 1984 et indbrud af meget store mængder vand. Under sit løb i minegangen rev vandet små malmpartikler med sig. For at hindre metalholdige partikler i at blive ført ud af minen, er der etableret store bassiner, som vandet ledes igennem for at partiklerne kan bundfælde. Det er derfor på nuværende tidspunkt i forhold til andre forureningskilder ved bjergværket kun en beskreden mængde tungmetal, der udledes med vandet.

Gråbjergsdumpe

I forbindelse med malmbrydning er der behov for at bortsprænge dele af det bjerg, der omgiver malmen. Dette bjerg, der betragtes som affald og kaldes gråbjerg, er i en årrække blevet hældt ud fra minen på flere dumpe. Gråbjerget består hovedsagelig af marmor, men indeholder også mindre mængder metaller.

Undersøgelser har vist, at gråbjergsdumpenes indhold af bly er en væsentlig kilde til forureningen af miljøet som fra dumpene får tilført afskillige tons bly pr. år fortrinsvis i partikulær form.

For at hindre at der på dumpene placeres yderligere gråbjerg, som kan forurene omgivelserne, er der i de senere år blevet gennemført en kontrol af gråbjerg. Kontrollen foretages, før gråbjerget tømmes ud på dumpene. Hvis gråbjerget indeholder for meget bly, må det kun placeres i færdigbrudte rum i minen. Herfra kan de forurenende stoffer ikke komme ud i omgivelserne.

2.2 Koncessionens bestemmelser om forurening

Koncessionens bestemmelser om forurening er anført i koncessionens § 12. Ifølge disse bestemmelser er koncessionshaveren pligtig at drage omsorg for, at forureningsgener som følge af virksomhedens drift indskrænkes mest muligt. Såfremt faren for forureningsgener overstiger det efter ministeriets skøn tilladelige, kan det pålægges koncessionshaveren at indstille virksomheden helt eller delvist, indtil manglerne er blevet afhjulpet.

Disse bestemmelser er senere blevet udbygget i forbindelse med ministeriets tekniske godkendelse fra 1972 og den efterfølgende myndighedsbehandling af minevirksomheden. Der er herved fastsat en række konkrete normer for udledning af tailings fra flotationsanlægget, ligesom der er fastsat bestemmelser for indførelse af ændringer i opberedningsprocessen, anvendelse af kemikalier i flotationsprocessen, undersøgelsesmetoder, kontrol af gråbjerg, udledning af bly med minevand, begrænsning af støvspredning, løbende miljøundersøgelser, betalingsforhold, erstatningsforhold m.m.

2.3 Tilsynet med virksomheden på det miljømæssige område

Det retslige grundlag for driften af minevirksomheden er som nævnt selskabets koncession og den tilgrundliggende lovgivning vedrørende mineralske råstoffer samt anden relevant lovgivning, bl.a. vedrørende arbejdskraftforhold.

I henhold til koncessionens bestemmelser føres der et løbende tilsyn med minevirksomheden på en lang række områder, bl.a. regnskabsmæssige, tekniske, geologiske, sikkerhedsmæssige, miljømæssige og andre områder. Denne tilsynsvirksomhed udøves af Råstofforvaltningen for Grønland, Grønlands Geologiske Undersøgelse, nuna tek/Grønlands Tekniske Organisation og Grønlands Miljøundersøgelser, som tilsammen råder over størstedelen af den nødvendige ekspertise på disse tilsynsområder. Endvidere inddrages der - i det omfang det skønnes nødvendigt - dansk eller udenlandsk konsulentbistand ved løsningen af de ofte meget specielle tilsynsopgaver.

Med hensyn til det miljømæssige område kan tilsynsopgaverne opdeles i to arbejdsområder med en noget forskellig karakter.

Tilsynsopgaverne består således dels af udførelse af regelmæssige miljømæssige undersøgelser af forholdene ved Maarmorilik med henblik på nøje at følge situationens udvikling, dels af undersøgelser og overvejelser i forbindelse med spørgsmålet om, hvorledes en for høj forureningsgrad kan nedbringes til et acceptabelt niveau.

Mens de førstnævnte kontrollerende og overvågende undersøgelser som hovedregel udføres af den koncessionsgivende myndighed, udføres de sidstnævnte undersøgelser derimod først og fremmest af koncessionshaveren, om nødvendigt efter pålæg fra den koncessionsgivende myndighed. Tilsynsopgaven er derfor på dette område først og fremmest rettet mod at sikre, at de nødvendige og relevante undersøgelser foretages, samt at foretage vurderinger af situationen på baggrund af resultaterne af disse undersøgelser.

2.4 Indsatsen overfor de forskellige forureningskilder

Indsatsen på det miljømæssige område var i de første år efter starten af minevirksomheden først og fremmest koncentreret om at få nedbragt mængden af tungmetal, som går i opløsning ved udledning af tailings fra flotationsværket. Efter af dette arbejde begyndte at give resultater, blev opmærksomheden i større omfang rettet mod andre af de nævnte forureningskilder. Det skyldes, at reduktionen i mængden af metal som gik i opløsning fra tailings, ikke som forventet gav sig udslag i form af nedsatte tungmetalbelastninger hos alle de undersøgte planter og dyr. Nye undersøgelser viste, at forureningsbidraget fra støv og gråbjergdumpe nok er mindre end fra tailingsudledningen, men alligevel udgør betydelige mængder.

Dette indikerer, at sammenhængen mellem tungmetalforeningen fra de forskellige forureningskilder og tungmetalbelastningen af planter og dyr i området omkring Maarmorilik er mere kompliceret end tidligere antaget. Det må således på nuværende tidspunkt antages, at de enkelte planter og dyr i varierende omfang optager tungmetal fra forskellige forureningskilder. Denne erkendelse har medført, at der i de senere år - udover en fortsat indsats overfor tailings fra flotationen - er gennemført en række undersøgelser, som har dannet grundlag for tiltag overfor andre forureningskilder.

2.5 Regelmæssige miljøundersøgelser ved Maarmorilik

De miljømæssige undersøgelser ved Maarmorilik er foretaget regelmæssigt to gange årligt siden minevirksomhedens start i efteråret 1973. Inden da blev forholdene i det upåvirkede område undersøgt både i 1972 og 1973 for at tilvejebringe referencedata.

Disse regelmæssige undersøgelser har omfattet analyser af havvand, sedimenter, bundfauna, tang, muslinger og fisk. Yderligere er der siden 1978 foretaget en udvidelse af undersøgelsesernes omfang, bl.a. er der indsamlet lavplanter og fra bygden Ukkusissat prøver af sæler og fugle.

Ved hjælp af de miljømæssige undersøgelser følges forureningssituationens udvikling nøje, og disse undersøgelser er således et meget værdifuldt værktøj ved fastlæggelsen af krav og pålæg til selskabet på det miljømæssige område, idet disse i høj grad må baseres på den vurdering af situationen, som fremkommer gennem de regelmæssige miljøundersøgelser.

Resultaterne af undersøgelserne fremkommer løbende i takt med, at arbejdet med de forskellige analyser afsluttes, og resultaterne indgår således løbende i beslutningsgrundlaget i sagen. Resultaterne offentliggøres endvidere i detaljerede rapporter om miljøundersøgelserne ved Maarmorilik.

Nærværende rapport om miljøundersøgelserne ved Maarmorilik 1972-87 indeholder den første samlede offentliggørelse og bearbejdelse af resultaterne af de miljøundersøgelser, som er foretaget i forbindelse med driften af minevirksomheden. Rapportens resultater har imidlertid ifølge sagens natur været kendt af tilsynsmyndighederne siden de forskellige analysearbejders afslutning, og har indgået som et grundlag for de løbende drøftelser med selskabet om udviklingen i miljøforholdene. Der er således ikke tale om, at der med denne rapport fremkommer "nye" undersøgelsesresultater, som ændrer ved grundlaget for det arbejde med miljøproblematikken, som løbende foregår, men blot om en samlet bearbejdning og offentliggørelse af de pågældende data.

Undersøgelserne, som rapporteres her, er udført af Grønlands Miljøundersøgelser (GM) og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GGU). I undersøgelsesarbejdet har desuden Greenex A/S og følgende konsulenter medvirket:

Marin ID (indsamling af fisk, sæler og bundfaunaprøver samt bearbejdning og rapportering vedr. bundfauna)

Danbiu Aps. (indsamling af sæler og fugle)

Senter for Industrieforskning (tungmetalanalyser)

B.C. Research (indsamling af havvand, tang, muslinger, fisk og rejer samt tungmetalanalyser).

Endvidere har fangere fra Ukkusissat medvirket ved prøveindsamling af fisk, fugle og sæler.

Figur 2.1 og 2.2 viser de indsamlingslokaliteter, som er nævnt i rapporten.

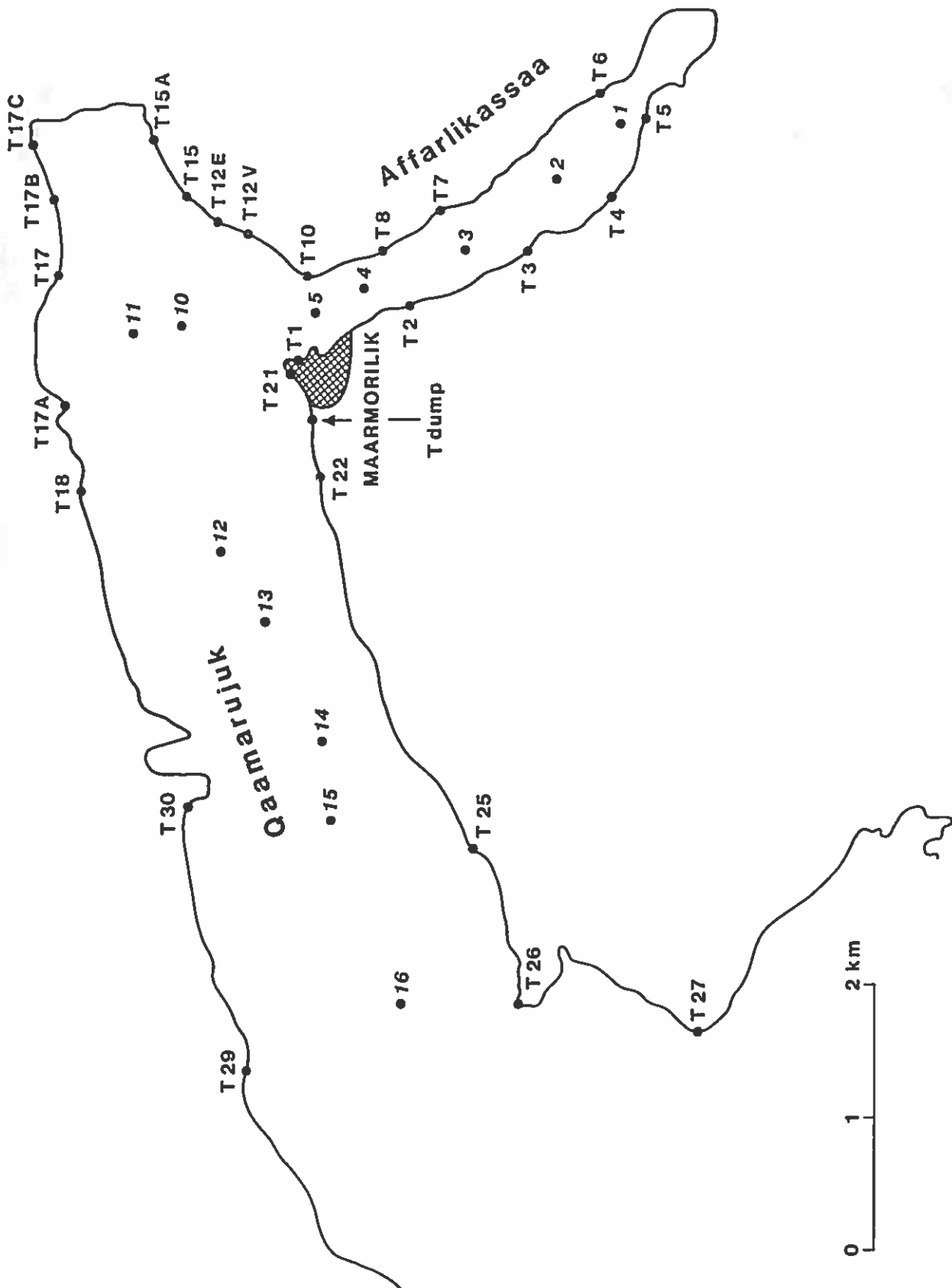
Rapporten er udarbejdet af Gert Asmund, GGU, samt Palle Bo Nielsen og Poul Johansen, GM. Martin Munk Hansen, GM har ydet værdifuld kritik ved rapportens udarbejdelse. Britt Jensen, GM har udført skrivearbejde, og Grethe Fuglsang Hansen, GGU har udarbejdet tegningerne. Jens-Birger Christophersen, Råstofforvaltningen for Grønland har udarbejdet væsentlige dele af indledningen (kapitel 2).

Rapportens bilagsbind er trykt i få eksemplarer. Bilagsbindet kan lånes ved henvendelse til Grønlands Miljøundersøgelser, Tagensvej 135, 2200 København N. Tlf. 01-821415.

Figur 2.1. Oversigtskort over Uummannaq området. Tal angiver lokaliteter for indsamling af vandprøver, se endvidere kapitel 3 og 4. Stationer markeret med bogstaver og med "T" samt et tal viser, hvor der er indsamling tang og musling, se kapitel 6. Station A, som er nævnt i kapitel 6, ligger på sydspidsen af øen Illorsuit, vest for Upernivik Ø.



Figur 2.2. Stationskort over Maarmorilik området. Tal angiver stationer for indsamling af vandprøver, se kapitel 3 og 4, og bundprøver, se kapitel 5 og 12. Stationer markeret med "T" og et tal viser indsamlingslokaliteter for tang og musling, se kapitel 6.



3. Hydrografiske undersøgelser

3.1. Indsamling og analyse

De hydrografiske undersøgelser har omfattet målinger af vertikale profiler af havvandets saltholdighed og temperatur på en række stationer i undersøgelsesområdet i årene 1972-87. Siden 1974 er målingerne udført to gange om året, én gang i foråret, som regel i marts, og én gang i efteråret, som regel i september. Stationernes beliggenhed er vist på Fig. 2.1, hvor også stationsnumrene er givet. Station 1-5 ligger i fjorden Affarlikassaa, station 10-16 i fjorden Qaamarujuk og station 17-19 i fjorden Perlerfiup kangerlua. Ved profilmålingerne er der hovedsagelig benyttet standarddybderne 0, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 500, 600, 700 og 800 m samt en dybde tæt ved havbunden. På nogle stationer er målingerne foretaget med mindre dybdeintervaller.

Målingerne er foretaget med vendevandhentere med monterede termometre. Saltholdigheden blev bestemt på de udtagne vandprøver med et præcisionssalinometer.

Tabel 3.1 giver en oversigt over de foretagne profilmålinger i årene 1974-87. I efteråret 1982 er saltholdigheds- og temperaturmålinger udført af Institut for Strømningsmekanik og Vandbygning (ISVA) og rapporteret af Møller (1984). Data er gengivet i bilag 3.

Usikkerheden på målingerne er 0,01 o/oo absolut på saltholdigheden og 0,02°C på temperaturen. På særlig kolde dage vil måleusikkerheden være større (for høj saltholdighed og for lav temperatur) på grund af isdannelse på termometre og i vandhenteren.

Resultaterne for saltholdighed målt af GM i efteråret 1986 er formentlig for høje. Årsagen hertil kendes ikke, men samtidige målinger udført af Greenex A/S viser "normal" saltholdighed for denne årstid. GMs saltholdighedsmålinger for efteråret 1986 er derfor ikke anvendt i det følgende.

Tabel 3.1. Hydrografiske målinger af saltholdighed og temperatur ved Maarmorilik i årene 1974-87 (Forår: F, Efterår: E).

| År | Station nr. | | | | | | | | |
|------|-------------|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | 1 | 3 | 4 | 10 | 12 | 16 | 17 | 18 | 19 |
| 1974 | FE | | FE | E | FE | FE | | | |
| 1975 | E | | E | E | E | E | E | E | |
| 1976 | E | | FE | FE | FE | FE | FE | E | |
| 1977 | FE | | FE | FE | FE | FE | E | E | |
| 1978 | FE | | FE | FE | FE | FE | FE | E | E |
| 1979 | FE | | FE | FE | FE | FE | FE | E | E |
| 1980 | FE | | FE | FE | FE | FE | FE | E | E |
| 1981 | FE | | FE | FE | FE | FE | E | E | E |
| 1982 | F | | F | F | F | F | | | |
| 1983 | FE | | FE | FE | FE | FE | | | |
| 1984 | FE | E | F | FE | F | FE | | | |
| 1985 | FE | FE | | FE | E | FE | E | E | E |
| 1986 | FE | FE | | FE | FE | FE | E | E | E |
| 1987 | F | FE | | FE | FE | FE | E | E | E |

3.2 Resultater

Temperaturen i Affarlikassaa og Qaamarujuk ligger i intervallet -2 til 5°C. De største temperaturvariationer forekommer ved havoverfladen p.g.a. kontakten til atmosfæren. Ved bunden varierer temperaturen højst et par grader gennem året.

Generelt er saltholdigheden mellem 31 og 34 o/oo. Ved en enkelt måling var saltholdigheden ved overfladen dog kun 19 o/oo i overfladen (station 10 efteråret 1976). Saltholdigheden har ligeledes et variationsområde, som aftager fra overflade til bund. De store variationer ved overfladen skyldes tilførsel af ferskvand til fjordene.

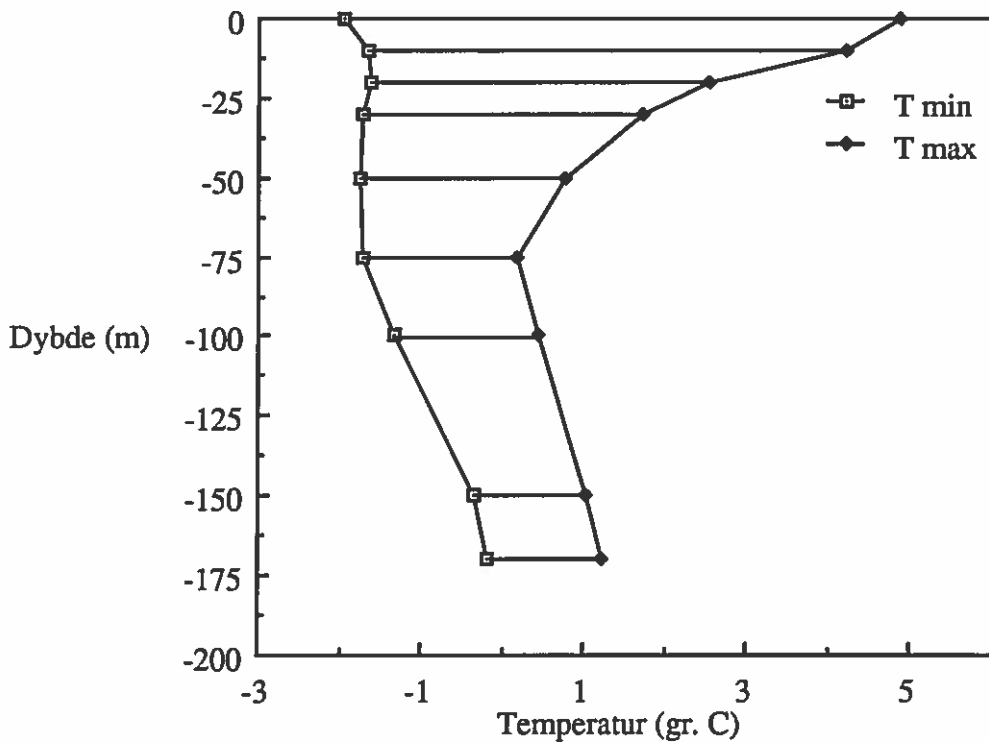
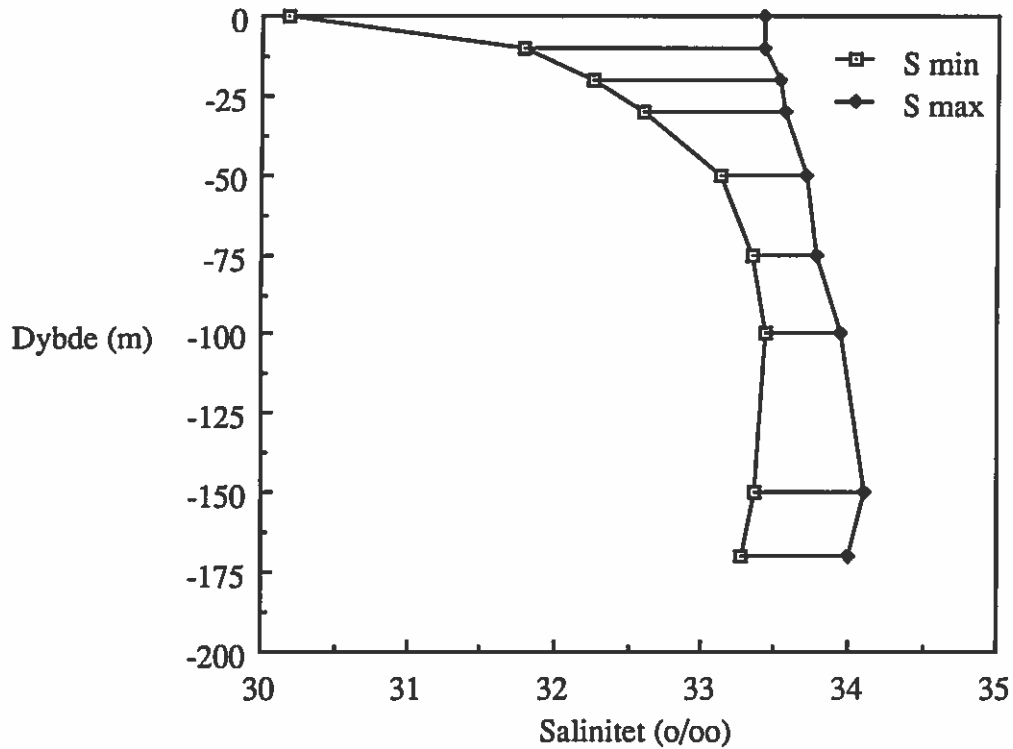
På figur 3.1 er vist variationsintervallet for saltholdighed og temperatur baseret på hydrografiske profiler målt i perioden 1974-1987 på station 12 i Qaamarujuk.

Figur 3.2 viser eksempler på den vertikale temperaturfordeling ved station 4 i den ydre del af Affarlikassaa og ved station 12 i Qaamarujuk.

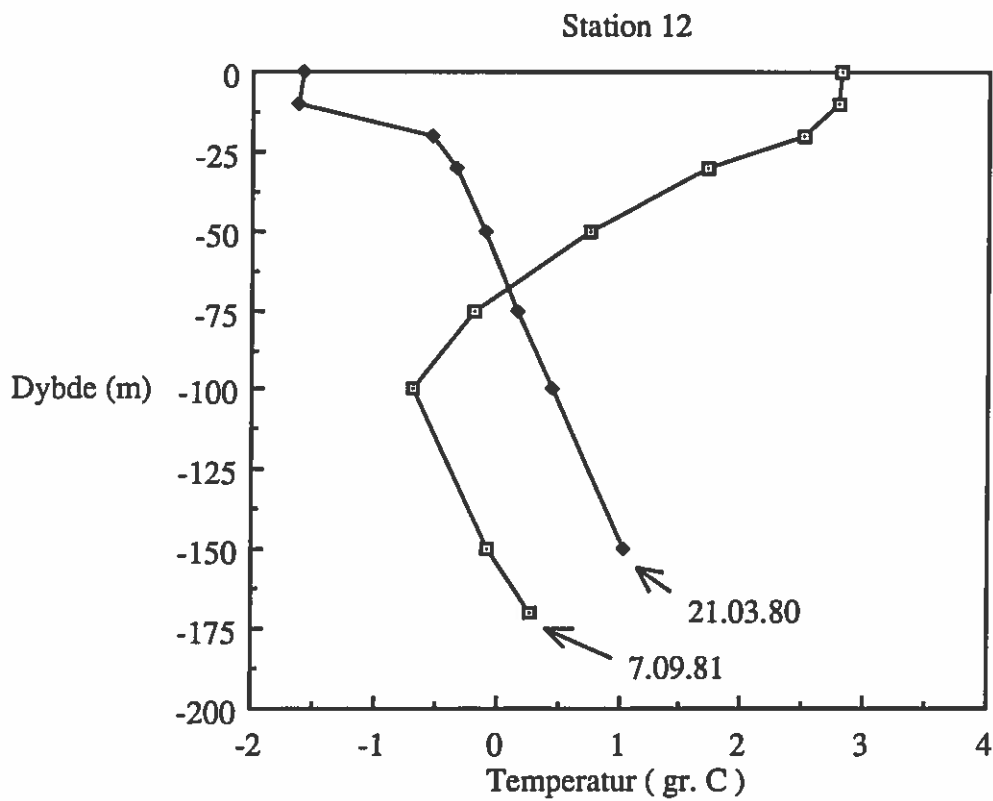
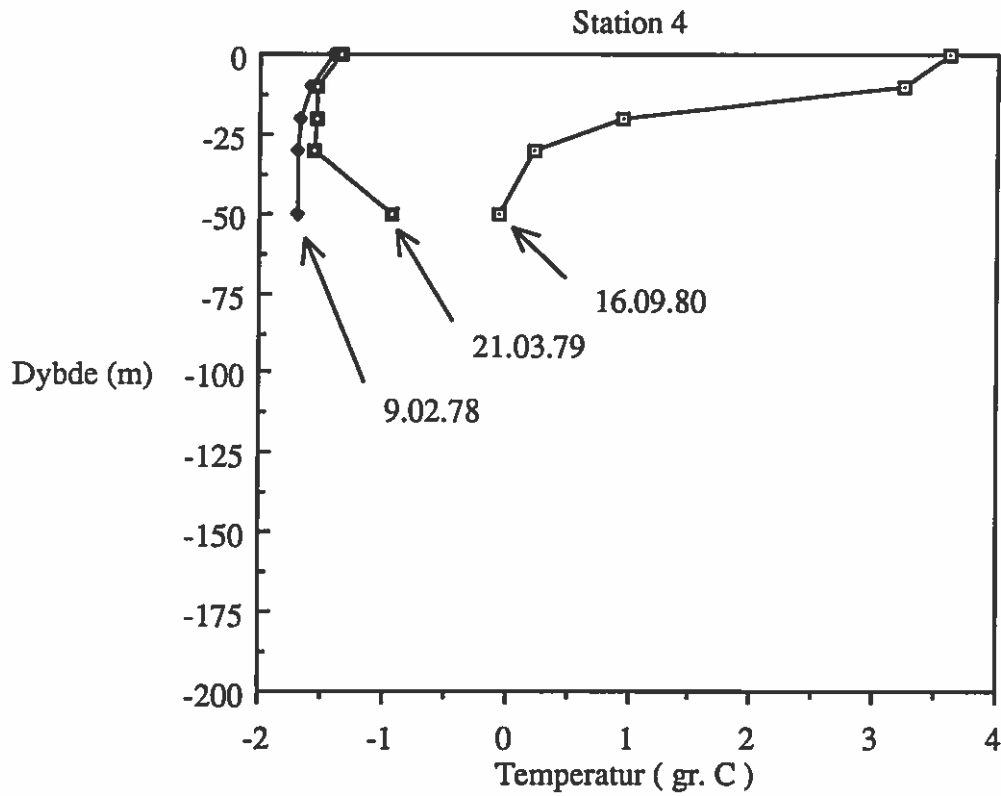
Om sommeren aftager temperaturen fra overflade til bund i Affarlikassaa. I Qaamarujuk har temperaturen et minimum i 100 m's dybde. Om vinteren er temperaturen omtrent konstant i hele vandsøjlen i Affarlikassaa mens den øger mod bunden i Qaamarujuk.

Figur 3.3 viser eksempler på den vertikale saltholdighedsfordeling ligeledes på station 4 og 12. I

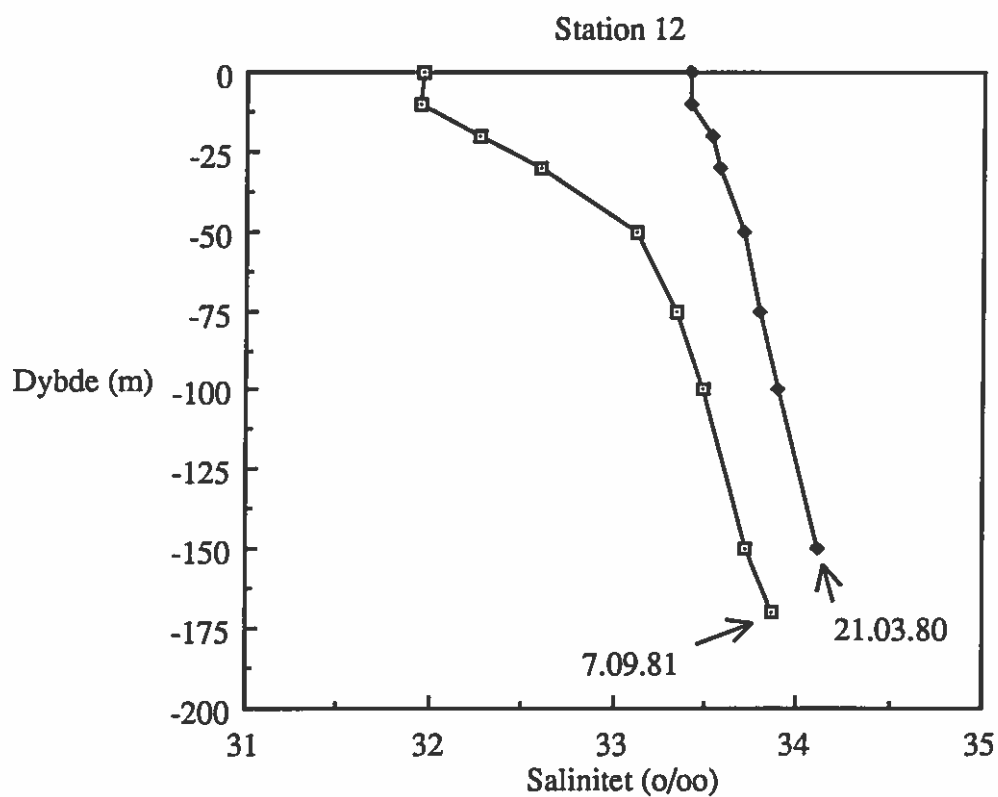
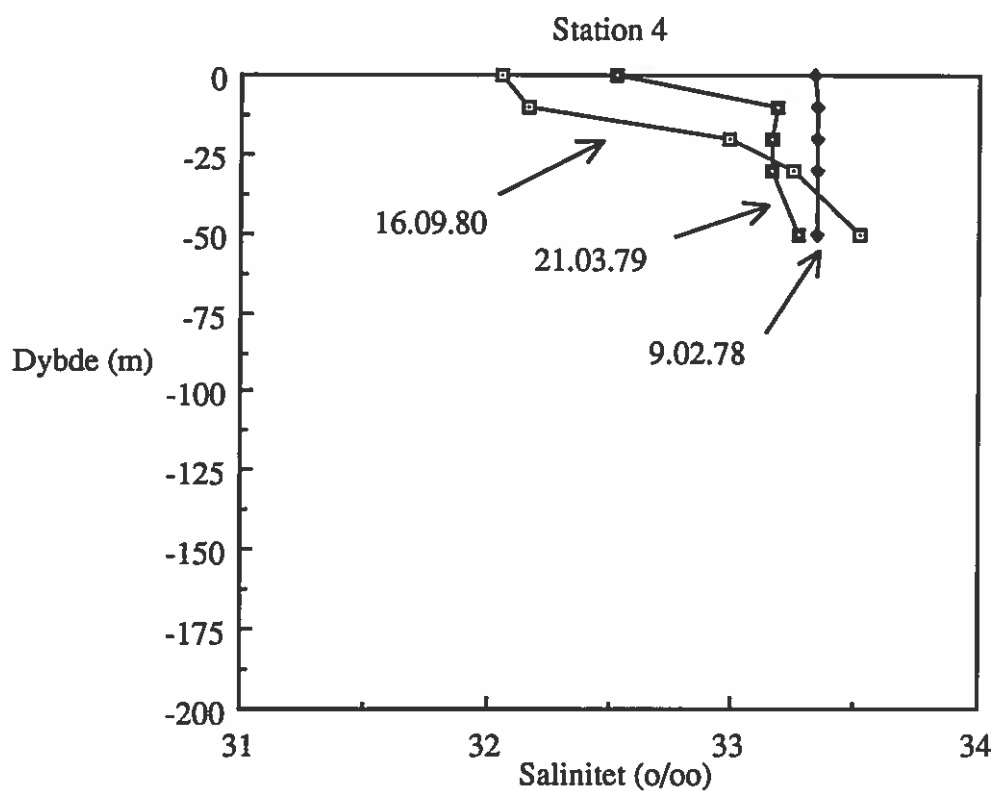
Affarlikassaa er saltholdigheden øgende fra overflade til bund med 1,5-2 o/oo absolut i ét tilfælde og konstant med dybden i et andet. I Qaamarujuk er saltholdigheden øgende fra overflade til bund med 0,7 o/oo absolut.



Figur 3.1. Variationsinterval for saltholdighed og temperatur i Qaamarujuk (station 12) i perioden 1974-1987.



Figur 3.2. Eksempler på vertikal temperaturfordeling i Affarlikassaa (station 4) og i Qaamarujuk (station 12).



Figur 3.3. Eksempler på vertikal saltholdighedsfordeling i Affarlikassaa (station 4) og i Qamarujuk (station 12).

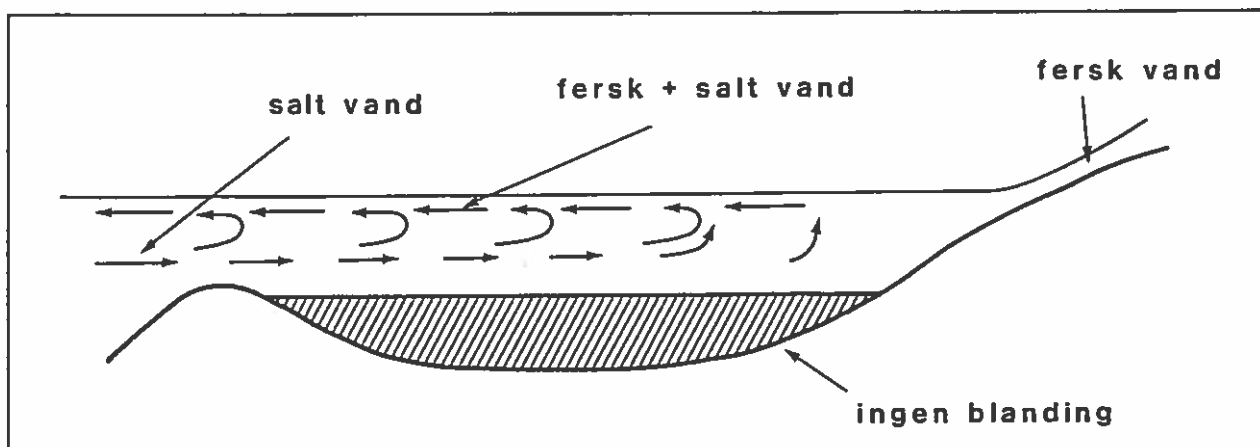
3.3. Opblandingsmekanismer i Affarlikassaa

Hvis Affarlikassaa ikke var underkastet en række opblandingsmekanismer, ville bundvandet hurtigt blive mættet med opløste tungmetaller stammende fra flotationsværkets udledning af tailings, og samtidig ville det opløste ilt blive opbrugt og erstattet med hydrogensulfid (svovlbrinte). Begge forhold ville stoppe den opløsningsproces, som ekstraherer metaller fra den faste del af tailingsudledningen og overfører dem til opløst form.

Arbejde udført af Greenex, Dansk Hydraulisk Institut, Institute of Ocean Sciences og først og fremmest ISVA har kastet lys over de måder, hvorpå der sker opblanding af vandet i Affarlikassaa. Dette kapitel er et ekstrakt af rapporter udarbejdet i forbindelse hermed (Møller (1984), DHI (1979), DHI (1980), Lewis (1978) og Lewis (1979)).

3.3.1. Rolig sommer situation

I slutningen af juni, juli, august og begyndelsen af september tilføres Affarlikassaa i gennemsnit omkring $90 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ferskvand fra de to elve, der løber ud i fjordens bund. Det første ferskvand kommer omtrent samtidig med, at havisen bryder op. Ferskvandet opblandes under sin vej ud gennem Agfradlikavså med dennes salte vand, der herved i en mængde på 10-100 gange ferskvandsmængden føres ud over tærsklen til Qaamarujuk. Der går samtidig en kompensationsstrøm af saltvand fra Qaamarujuk ind i Affarlikassaa umiddelbart under det udstrømmende lag.

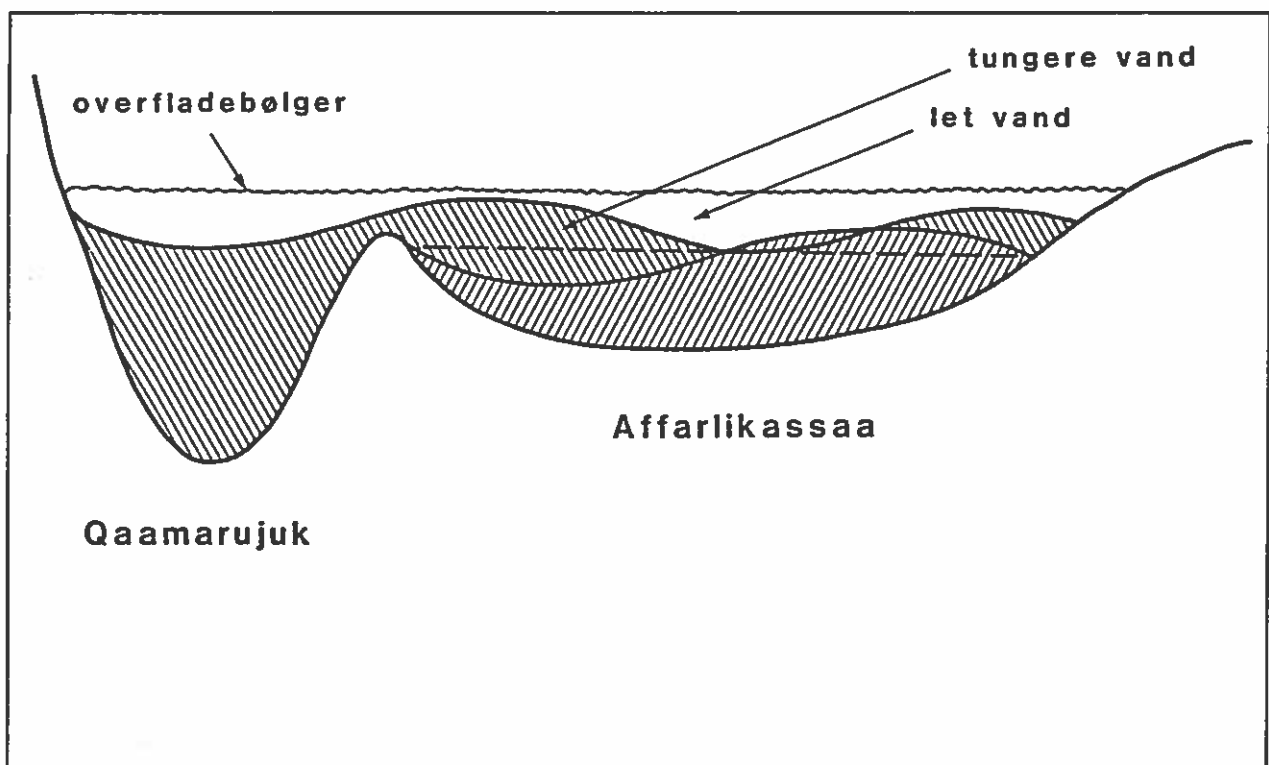


Figur 3.4. Strømningsforhold i Affarlikassaa om sommeren

De vertikale forskelle i vægtfylde med let vand på toppen og tungt vand i bunden virker hele sommeren som en bremse på opblandingsmekanismerne. Hvis det forureneede bundvand skal nå op til overfladelagene, må det ske ved diffusions-lignende processer, som her vil være meget ineffektive, eller i ekstreme situationer med meget kraftig vind. Ophører en kraftig vind på langs af fjorden pludselig, vil der ske en vertikal opblanding, når de af vinden dannede ujævne fordelinger af det lette øvre lag flyder tilbage igen.

3.3.2. Vinter: Interne bølger

Når ferskvandstilstrømningen i september delvis ophører, nedbrydes det lette vandlag i toppen af fjorden gradvis. På et eller andet tidspunkt i nedbrydningsforløbet vil der opstå resonans mellem tidevandet og de interne bølger på grænsefladen mellem let og tungt havvand.

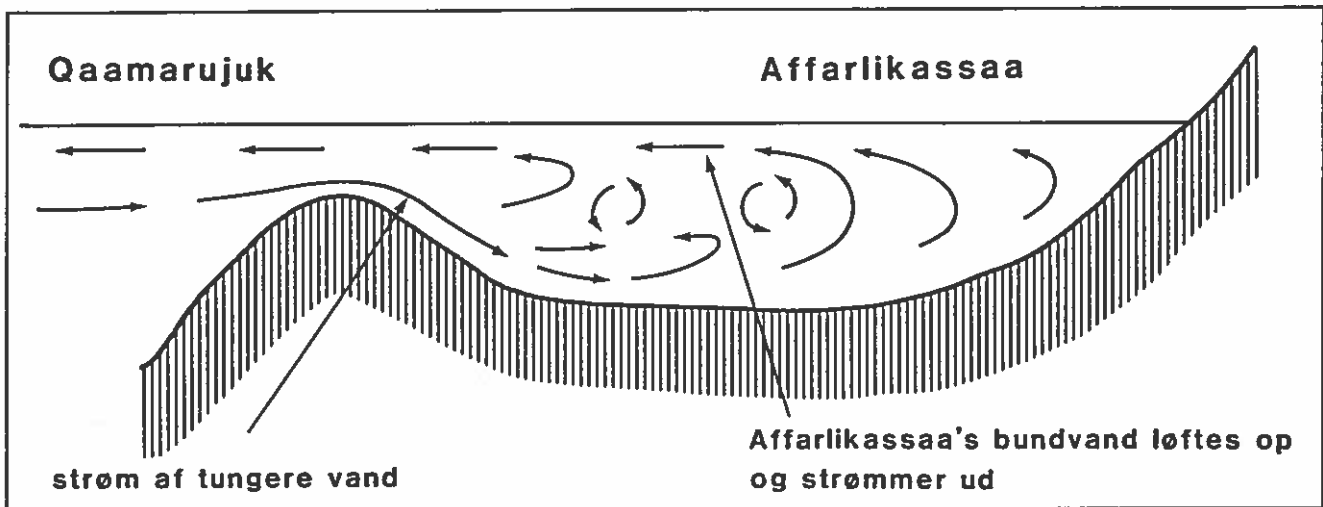


Figur 3.5. To eksempler på interne bølger i resonans med tidevandet og med bølgelængder svarende til Affarlikassaa's længde og til det halve af summen af Affarlikassaa's længde og Qaamarujuks bredde.

Når resonansfrekvensen nås gennem den gradvise vægtfyldeforøgelse af det øvre lag, bliver de interne bølger meget store og vil brydes på en måde, der svarer til de velkendte overfladebølgers brydning. Derved sker der en kraftig opblanding, der dels i sig selv bevirker en transport af forurenet bundvand til overfladen og dels bevirker en yderligere nedbrydning af det lagdelte system, hvilket igen gør det lettere for andre kræfter at fremkalde opblanding i vertikal retning.

3.3.3. Indbrud af vand fra Qaamarujuk

Sent på året eller i begyndelsen af det næste år vil der ofte opstå en situation, hvor saliniteten i Qaamarujuk i tærskedybden (23 m) er højere end i Affarlikassaa. Dette fremkalder en strøm drevet af vægtfyldeforskelle ind over tærsklen, som dels vil udskifte metalholdigt vand i Affarlikassaa's bund med nyt vand og dels bevirke en kraftig opblanding af Affarlikassaa.

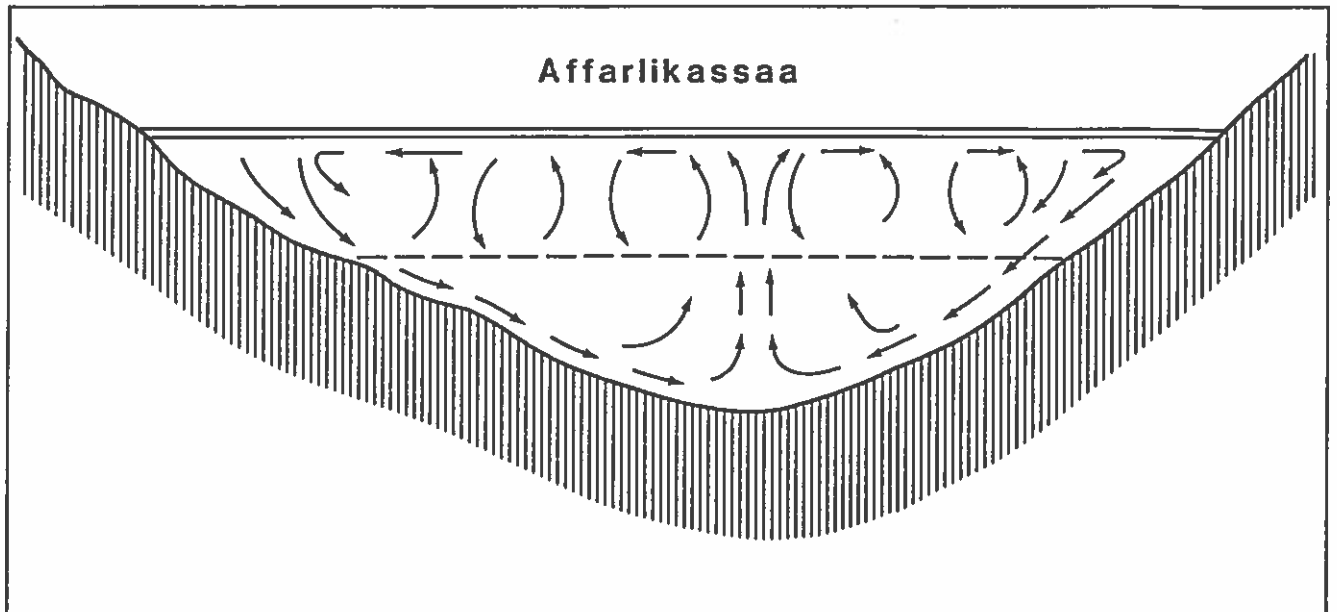


Figur 3.6. Indbrud af vand fra Qaamarujuk

Forøgelsen af salinitet i Qaamarujuk kan f.eks. fremkaldes af en kraftig vind fra øst, der blæser overfladevandet i Qaamarujuk ud af fjorden, hvorved det erstattes af tungere, dybereliggende vand, som trænger ind fra vest.

3.3.4. Opblanding forårsaget af saltudskillelse

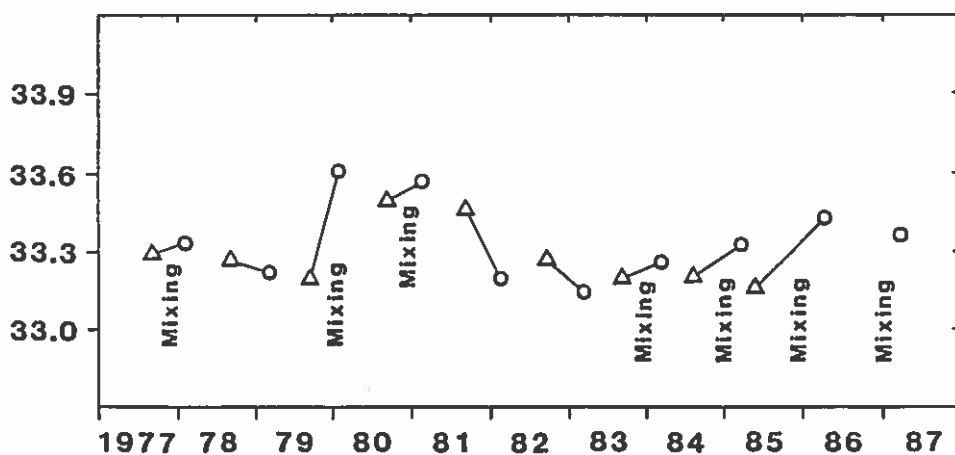
Når havvand fryser, dannes der is med et betydeligt lavere saltindhold end havvand, samtidig med at salt koncentrerer i det vand, der ikke fryser. Derved bliver vandet umiddelbart under isen salttere og tungere end det noget dybere liggende vand. Dette er en ustabil situation, som kun kan udjævnes ved, at de oprindelige øvre vandmasser synker ned og erstattes med dybereliggende vandlag. Under processen sker der samtidig en effektiv opblanding. Det tunge saltvand, der dannes under isen på de lavvandede områder af Affarlikassaa, har ikke noget dybtliggende vand lige under sig til opblanding. Det vil strømme ned langs bunden med retning mod fjordens dybeste del. Dette bevirker yderligere en opblanding af bundvandet med de øvre lag.



Figur 3.7. Blandingsforhold under tilfrysning

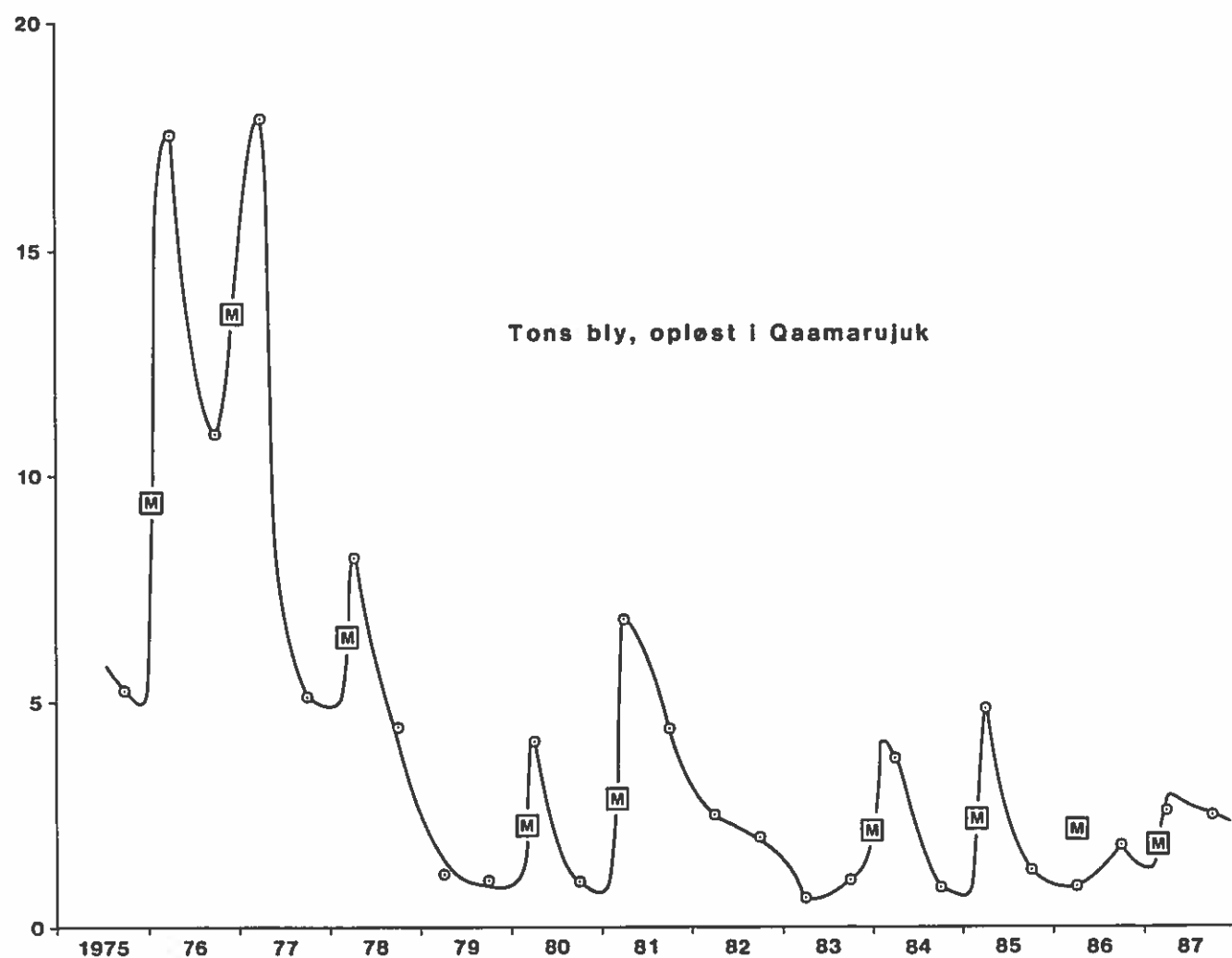
3.3.5. Sammenfatning

Indbrud af vand fra Qaamarujuk synes at være den styrende faktor for opblandingen i Affarlikassaa. I figur 3.8 er saliniteten af Affarlikassaa's bundvand om sommeren afbildet med "Δ" og maximumsaliniteten af Qaamarujuk om vinteren i 30 meters dybde med "o". Det ses, at de vintre, hvor Qaamarujukvandet i 30 meters dybde har været saltere (og tungere) end Affarlikassaa's bundvand, har opblanding fundet sted. (Salt-målingerne fra september 1986 gav formodentlig for høje værdier og er ikke gengivet her).



Figur 3.8. "O" er maximumsaliniteten i de øverste 30 meter om vinteren i Qaamarujuk og "Δ" er saliniteten i Affarlikassaa's bundvand om sommeren. En højere salinitet i Qaamarujuk medfører totalopblanding den kommende vinter.

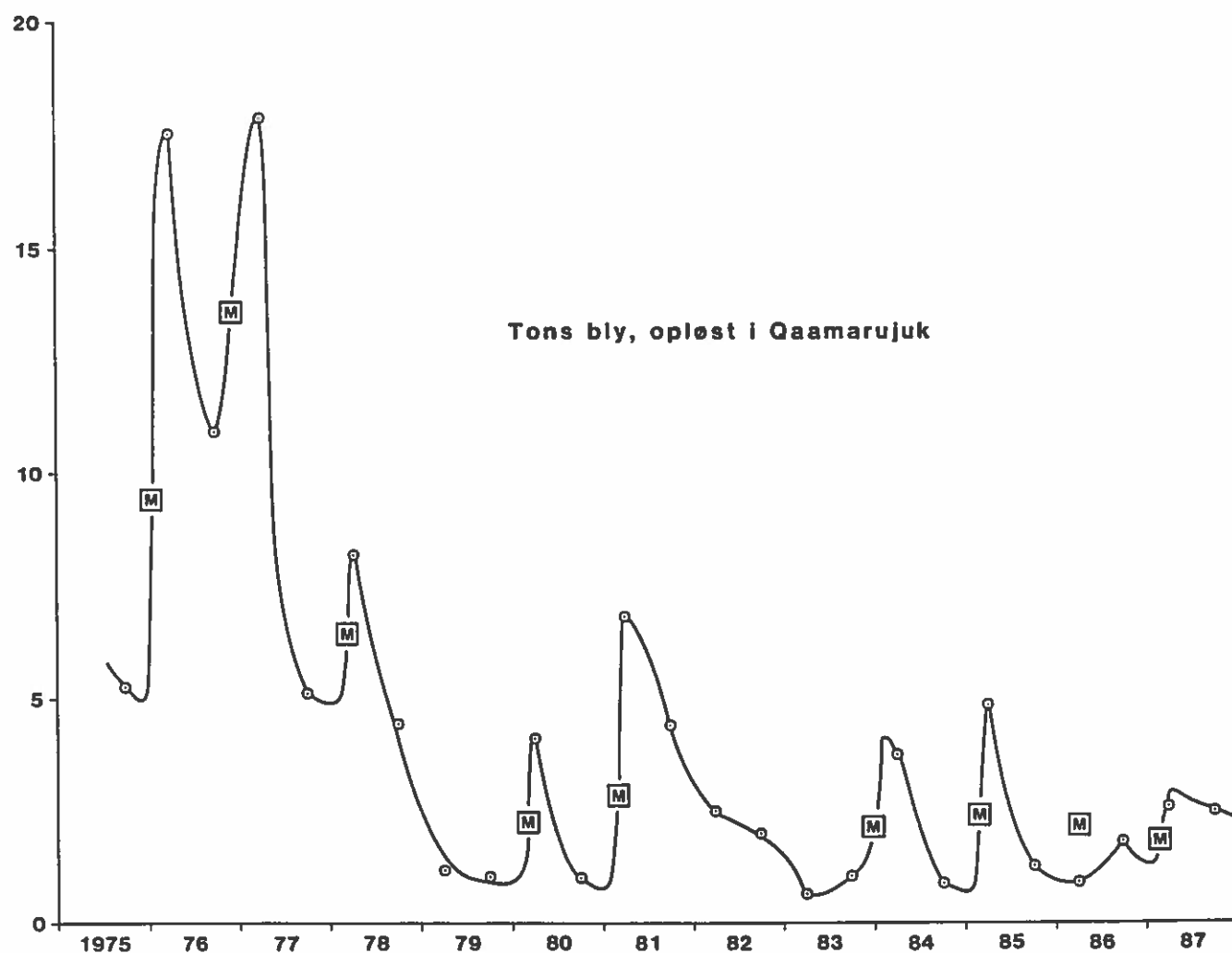
Effekten af opblandingen ses klart af figur 3.9, hvor mængden af opløst bly i Qaamarujuk er afbildet for hele monitoringsperioden. Man ser, at hver gang der er konstateret opblanding i Affarlikassaa, markeret ved et M, så er også blyindholdet i Qaamarujuk steget. Der er konstateret en undtagelse fra denne regel: I marts 1986 var der opblanding i Affarlikassaa, som ikke blev ledsaget af en stigning i Qaamarujuks blyindhold. Forklaringen ligger formodentlig i den helt specielle vintersituation i 1986. Normalt fryser fjordene til i december, men i vinteren 1985-86 var der praktisk taget ingen is i Qaamarujuk før et stykke ind i marts. Fjorden har derfor været åben for vindpåvirkning i hele perioden, hvor opblanding i Affarlikassaa har fundet sted. Det blyforurenede vand, der på grund af tailingsudledningen dannes i den nedre del af Affarlikassaa, og som under opblandingen skyllede ud i Qaamarujuk er formodentlig blæst væk fra Qaamarujuk lige så hurtigt, som det er blevet tilført.



Figur 3.9. Beregnede mængder bly opløst i Qaamarujuk

Der er to bemærkelsesværdige perioder i figur 3.9. Fra marts 1978 til september 1979 sker der et stadigt fald i Qaamarujuks blyindhold, eftersom vinteren 1978-79 var uden opblanding. I perioden marts 1981 til september 1984 var der ligeledes et fald i Qaamarujuks blyindhold, samtidigt med at der ikke skete opblanding i Affarlikassaa to vintre i træk.

Effekten af opblandingen ses klart af figur 3.9, hvor mængden af opløst bly i Qaamarujuk er afbildet for hele monitoringsperioden. Man ser, at hver gang der er konstateret opblanding i Affarlikassaa, markeret ved et M, så er også blyindholdet i Qaamarujuk steget. Der er konstateret en undtagelse fra denne regel: I marts 1986 var der opblanding i Affarlikassaa, som ikke blev ledsaget af en stigning i Qaamarujuks blyindhold. Forklaringen ligger formodentlig i den helt specielle vintersituation i 1986. Normalt fryser fjordene til i december, men i vinteren 1985-86 var der praktisk taget ingen is i Qaamarujuk før et stykke ind i marts. Fjorden har derfor været åben for vindpåvirkning i hele perioden, hvor opblanding i Affarlikassaa har fundet sted. Det blyforurenede vand, der på grund af tailingsudledningen dannes i den nedre del af Affarlikassaa, og som under opblandingen skyllede ud i Qaamarujuk er formodentlig blæst væk fra Qaamarujuk lige så hurtigt, som det er blevet tilført.



Figur 3.9. Beregnede mængder bly opløst i Qaamarujuk

Der er to bemærkelsesværdige perioder i figur 3.9. Fra marts 1978 til september 1979 sker der et stadigt fald i Qaamarujuks blyindhold, eftersom vinteren 1978-79 var uden opblanding. I perioden marts 1981 til september 1984 var der ligeledes et fald i Qaamarujuks blyindhold, samtidigt med at der ikke skete opblanding i Affarlikassaa to vintre i træk.

4. Tungmetaller i havvand

4.1. Indsamling og analyse

Vandet i fjordene ved Maarmorilik undersøges to gange årligt for zink (Zn), cadmium (Cd) og bly (Pb). Om efteråret, sædvanligvis i september, indsamles fra skib vandprøver fra stationerne 1, 3 eller 4, 10, 12, 16, 17, 18, 19 (se figur 2.1 og 2.2) og som regel en referencestation. Der udtages prøver med en 2 1/2 liter plastik-vandhenter af mærket Hydrobios i standarddybderne 0, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 150, 200, 300, 400 m o.s.v. som beskrevet i kapitel 3. Ved stationerne 1, 3 eller 4 og 10 udtages som regel også en prøve i 40 meters dybde. Ved stationerne 17, 18, 19 og referencestationen er der ved de sidste års undersøgelser kun udtaget prøver i dybderne 0, 10, 20, 30 og 50 m. Referencestationen (st. R) vælges forskelligt fra år til år, men altid så langt fra Maarmorilik som praktisk muligt inden for Uummannaq distrikt.

Om foråret, som regel i marts, indsamles i de samme dybder ved stationerne 1, 4, 10, 12 og 16 samt et antal af de fjerne stationer afhængig af, hvor langt transport på isen er mulig. I marts er istykkelsen som regel omkring 70 cm. I de senere år er station 4 blevet erstattet af den nærvæd liggende station 3, fordi station 4 var ved at få for lav vanddybde på grund af aflejret tailing.

Fra Hydrobios vandhenteren udtages først 100 ml vand til bestemmelse af salinitet. Derefter udtages 3 gange en mindre portion til skylning af polyethylenflasken. Endelig udtages der en liter havvand til tungmetal-analyse. Disse prøver filtreres samme dag gennem et 0,45 µm nuclepore filter. Til filtratet sættes 1 ml koncentreret salpetersyre for at stabilisere de opløste metaller. Filteret skylles omhyggeligt med destilleret vand for at fjerne salt. I laboratoriet tørres filteret ved 60°C, det vejes, og dets totale tungmetallindhold kan bestemmes efter oplukning med kongevand. Ved undersøgelsen af filtrene bestemmes mængden af suspenderet stof pr liter, samt dets indhold af zink, cadmium og bly. Undersøgelsen af suspenderet stof foretages ikke regelmæssigt, da det har vist sig, at metallerne i havvandet helt overvejende forekommer i opløst form, se afsnit 4.5.

Analyserne af havvand og oplukkede filtre er blevet udført ved metoden "anodisk stripping voltametri" med standard addition. Metoden er nærmere beskrevet i bilag 2.

4.2. Resultater

Analyseværdierne findes i bilag 4. I det følgende er disse værdier bearbejdet og beskrevet.

4.2.1. Affarlikassa's bundvand

De højeste værdier for opløste tungmetaller findes om efteråret i Affarlikassaa's bundvand, hvortil

tailings fra flotationsværket udledes. Tabel 4.1 viser værdierne ved efterårsundersøgelserne.

Tabel 4.1. Analyse af Affarlikassaa´s bundvand ved efterårsundersøgelserne ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

| År | Zn | Cd | Pb |
|------|------|--------|--------|
| 1973 | ca 1 | ca 0,1 | ca 0,5 |
| 1974 | 800 | 8,5 | 1000 |
| 1975 | 730 | 5,1 | 468 |
| 1976 | 913 | 4,2 | 633 |
| 1977 | 496 | 6,9 | 437 |
| 1978 | 1250 | 6,7 | 175 |
| 1979 | 388 | 6,6 | 167 |
| 1980 | 400 | 4,8 | 183 |
| 1981 | 109 | 2,1 | 127 |
| 1982 | 113 | 2,5 | 88 |
| 1983 | 271 | 1,7 | 98 |
| 1984 | 347 | 1,7 | 155 |
| 1985 | 200 | 1,8 | 110 |
| 1986 | 236 | 1,7 | 83 |
| 1987 | 302 | 2,0 | 255 |

Bundvandet er det vand, der findes dybere end tærskedybden mellem Affarlikassaa og Qaamarujuk. Dette vand er sædvanligvis homogent i temperatur, salinitet og metalindhold, jfr. afsnit 3.3. Kun i september 1987 var der ikke sammenlignelige koncentrationer af opløst metal ved de to målestationer i Affarlikassaa, idet station 3, som ligger tæt på udledningen, havde et betydeligt højere metalindhold end station 1, i bunden af Affarlikassaa, se tabel 4.2.

Tabel 4.2. Affarlikassaa´s bundvand, september 1987, $\mu\text{g}/\text{kg}$

| | Zn | Cd | Pb |
|-----------|-----|------|-----|
| Station 1 | 242 | 1,48 | 135 |
| Station 3 | 337 | 2,28 | 326 |

Grunden til den store forskel på de to stationer i september 1987 er, at Greenex kort tid før prøveindsamlingen var begyndt at oparbejde malm fra Nunngarut-forekomsten. Denne malm forårsagede et højere indhold af metaller, især bly, i tailings. Dette gav sig straks udslag i et højere opløst metalindhold ved stationen tæt på udledningen.

De vintre, hvor opblanding ikke finder sted, er situationen i Affarlikassaa´s bundvand den samme som ved undersøgelserne, der udføres om efteråret.

Den mest almindelige situation ved forårsundersøgelserne er, at finde vandet i Affarlikassaa helt

homogent, med samme temperatur, salinitet og metalindhold ved begge stationer og i alle dybder. Koncentrationen af opløst metal vil da være lavere end ved efterårsundersøgelserne, idet den samme metal mængde så er blevet fordelt i en større vandmasse, se tabel 4.3.

Tabel 4.3. Analyse af Affarlikassaa om foråret, når der er fuld opblanding.

| År | Zn | Cd | Pb |
|------|---------|------|---------|
| 1974 | ca. 300 | 2 | ca. 200 |
| 1976 | 271 | 1,80 | 211 |
| 1977 | 156 | 1,44 | 143 |
| 1978 | 329 | 1,93 | 113 |
| 1980 | 77 | 0,48 | 81 |
| 1981 | 89 | 1,02 | 83 |
| 1984 | 55 | 0,29 | 18 |
| 1985 | 88 | 0,41 | 64 |
| 1986 | 83 | 0,47 | 43 |
| 1987 | 80 | 0,60 | 38 |

4.2.2. Øvre del af Affarlikassaa.

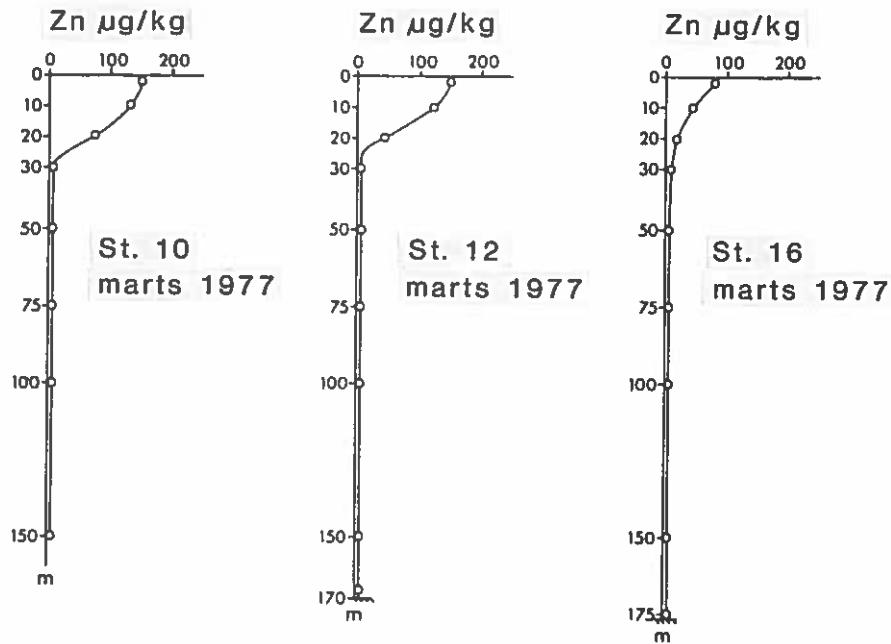
I vintre med opblanding er metalkoncentrationerne i den øvre del af Affarlikassaa de samme som i bundvandet. I vintre uden opblanding og ved efterårsundersøgelserne indeholder de øverste 30 meter af Affarlikassaa betydeligt mindre opløst metal end bundvandet. Typiske værdier ses af tabel 4.4.

Tabel 4.4. Opløst metal ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i Affarlikassaa's overflade uden opblanding. Eksempler.

| År | Zn | Cd | Pb |
|------------|-----|-------|-----|
| Sept 1976 | 6,0 | 0,03 | 3,9 |
| Sept 1980 | 8,3 | 0,12 | 1,6 |
| Sept 1987 | 5,3 | 0,054 | 4,3 |
| Marts 1979 | 40 | 0,28 | 5,8 |
| April 1982 | 9,3 | 0,08 | 3,0 |

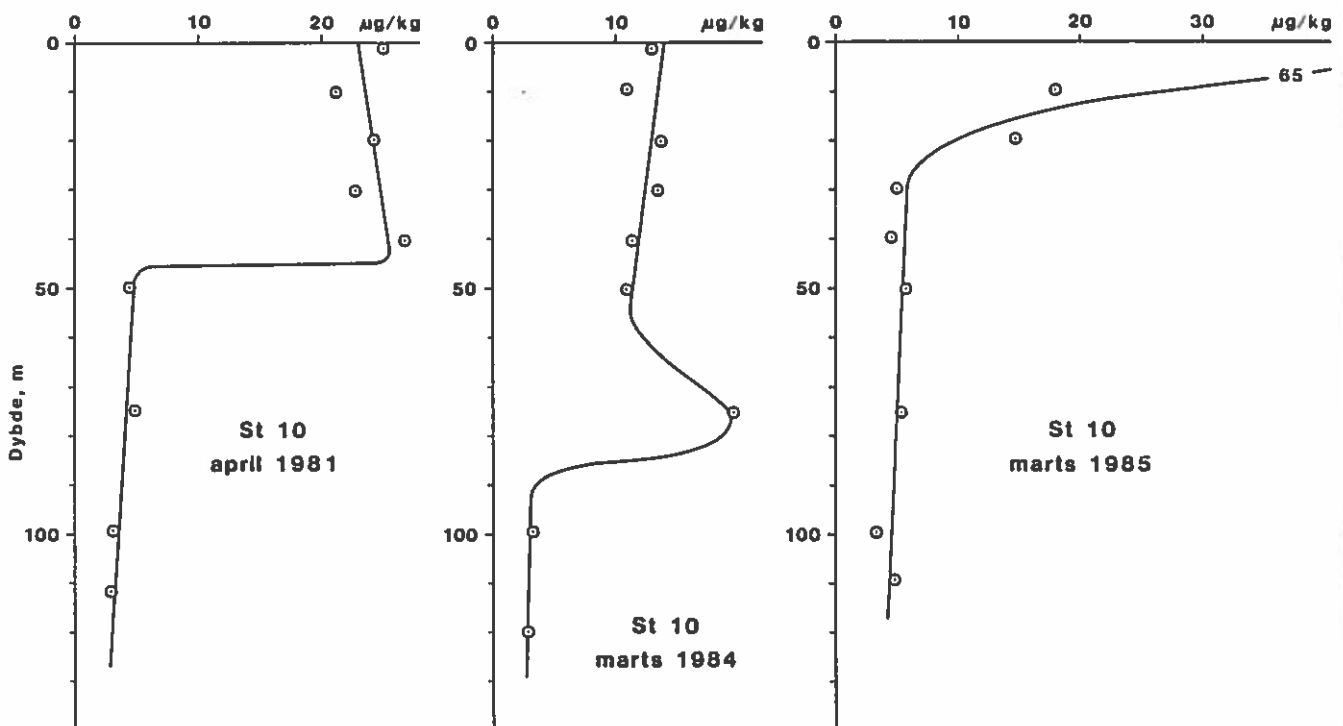
4.2.3. Qaamarujuk

Fordelingen af opløste tungmetaller i Qaamarujuk er meget forskellig fra undersøgelse til undersøgelse. Dette skyldes, at metallerne fortrinsvis tilføres i forbindelse med opblandingen af Affarlikassaa. Efter opblandingen kan metalholdigt vand strømme frit over den tærskel, der i ca 23 meters dybde skiller Affarlikassaa fra Qaamarujuk. Undersøgelsen i marts 1977 viste således tydeligt, at de øverste 30 m i hele Qaamarujuk havde fået tilført opløst zink, bly og cadmium, se figur 4.1.



Figur 4.1. Opløst zink i Qaamarujuk, marts 1977.

Andre eksempler på metalfordelingen i Qaamarujuk efter opblanding af Affarlikassaa ses på figur 4.2.



Figur 4.2. Opløst zink i Qaamarujuk efter opblanding af Affarlikassaa.

Ved efterårsundersøgelserne af Qaamarujuk er der ikke noget typisk billede. Som regel er tungmetalkoncentrationerne meget lavere end i Affarlikassaa, typisk 2-4 µg/kg for zink og 0,5-2 µg/kg for bly og 0,04 µg/kg for cadmium. Andre gange findes der i visse dybder forhøjede indhold af opløst metal, som f.eks. i september 1986, se tabel 4.5.

Tabel 4.5. Opløst metal ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ved station 10 (i Qaamarujuk) september 1986.

| Dybde | Zn | Cd | Pb |
|-------|------|-------|------|
| 0 | 15,9 | 0,057 | 1,9 |
| 10 | 5,4 | 0,022 | 0,83 |
| 20 | 4,3 | 0,022 | 0,63 |
| 30 | 5,7 | 0,029 | 0,88 |
| 50 | 7,1 | 0,037 | 1,7 |
| 75 | 14,8 | 0,058 | 0,95 |
| 100 | 20,6 | 0,034 | 3,3 |
| bund | 9,2 | 0,054 | 2,1 |

Forhøjelsen af især zink i overfladen på tidspunktet for denne måling skyldes antagelig, at gråbjergsdumpene i området udludes af regnvand, som især opløser zink. Koncentrationen af zink i overfladen af Qaamarujuk var på undersøgelsestidspunktet højere end i Affarlikassaa. I undersøgelsesperioden i september 1986 regnede det usædvanligt meget.

Tabel 4.6. Opløst metal i overfladeprøver ($\mu\text{g}/\text{kg}$) september 1986.

| Station | Zn | Cd | Pb |
|---------|------|-------|-----|
| 1 | 10 | 0,098 | 3,0 |
| 2 | 5,0 | 0,225 | 1,8 |
| 10 | 15,9 | 0,057 | 1,9 |
| 12 | 18,9 | 0,047 | 2,2 |
| 16 | 4,2 | 0,035 | 1,1 |

De forhøjede værdier, som ofte ses omkring dybden 100 m i Qaamarujuk, og som også fremgår af tabel 4.5, er vanskeligere at forstå. Antageligt drejer det sig om forrige års forurening, som genfindes i denne dybde (Jacob Steen Møller, pers.medd.).

4.3. Mængder metal opløst i Affarlikassaa og Qaamarujuk

Et overblik over den tidsmæssige udvikling af forureningen af de to fjorde kan fås ved en beregning af den samlede mængde opløst metal i fjordene. Efter omhyggelig opmåling af Affarlikassaa, udført af Greenex, og ved hjælp af søkortet over Qaamarujuk udregnes et vandvolumen, som er repræsentativt for hver vandprøve. Ved beregningerne benyttes de størrelser, som er vist i tabel 4.7.

Tabel 4.7. Beregningsgrundlag for udregning af totalmængde opløst metal.

| Station | Dybde m | Volumen 10 ⁶ m ³ | Station | Dybde m | Volumen 10 ⁶ m ³ |
|--------------------|------------|---|-----------------|------------|---|
| 1 | 2 | 4,48 | 10 | 2 | 15,4 |
| 1 | 10 | 8,40 | 10 | 10 | 28,2 |
| 1 | 20 | 7,40 | 10 | 20 | 25,6 |
| 1 | 30 | 5,98 | 10 | 30 | 34,8 |
| 1 | 40 | 4,33 | 10 | 50 | 42,1 |
| 1 | 50 | 2,85 | 10 | 75 | 36,0 |
| | | | 10 | 100 | 18,2 |
| | | | 10 | bund | 6,4 |
| 3 | 2 | 4,48 | 12 | 2 | 26,1 |
| 3 | 10 | 8,40 | 12 | 10 | 50,4 |
| 3 | 20 | 7,40 | 12 | 20 | 48,6 |
| 3 | 30 | 5,98 | 12 | 30 | 70,2 |
| 3 | 40 | 4,33 | 12 | 50 | 95,0 |
| 3 | 50 | 2,85 | 12 | 75 | 96,8 |
| 3 | 60 | 2,75 | 12 | 100 | 152,8 |
| 3 | 70 | 0,70 | 12 | 150 | 98,3 |
| | | | 12 | bund | 33,6 |
| | | | 16 | 2 | 16,6 |
| | | | 16 | 10 | 32,3 |
| | | | 16 | 20 | 31,4 |
| | | | 16 | 30 | 45,6 |
| | | | 16 | 50 | 62,7 |
| | | | 16 | 75 | 65,2 |
| | | | 16 | 100 | 90,0 |
| | | | 16 | 150 | 94,4 |
| | | | 16 | bund | 21,6 |
| Affarlikassaa ialt | | 70,3 | Qaamarujuk ialt | | 1338 |

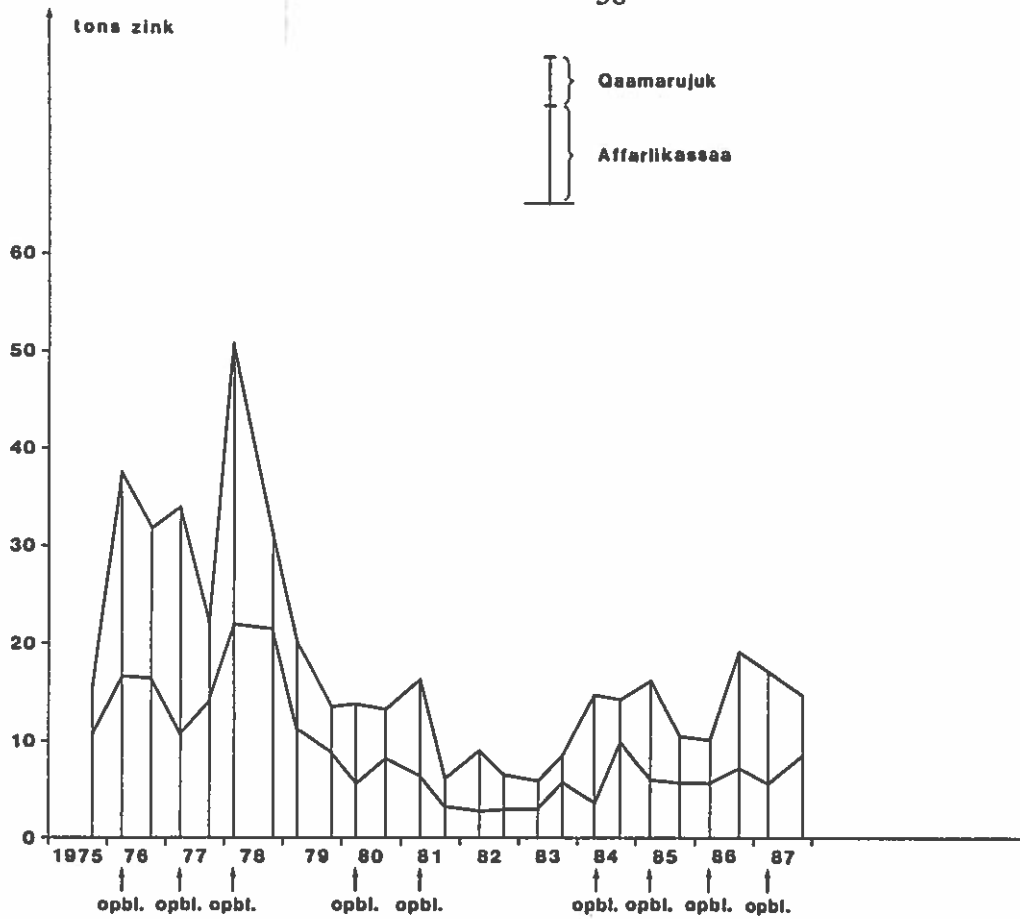
Multipliseres hver kemisk analyse, udtrykt i $\mu\text{g}/\text{kg}$, med voluminerne målt i millioner kubikmeter fås tonnagen i kg. Resultaterne for den periode, hvor pålidelige og tilstrækkeligt mange analyser foreligger, fremgår af tabel 4.8. Tallene er desuden afbildet i figurerne 4.3, 4.4 og 4.5. I disse figurer er det desuden markeret, hvilke vintre der har været opblanding i Affarlikassaa.

Hovedlinien i forureningens forløb er, at der fra minens start til et tidspunkt i 1978 var særdeles store mængder metal i fjordene. Mineselskabets indsats for at nedbringe forureningen, samt den manglende opblanding i 1979, bevirkede et kraftigt fald i forureningen i slutningen af 1978 og i 1979. Derefter har forureningen været af størrelsesordenen en fjerdedel af, hvad den var i de første år. I årene 1982 og 1983 var forureningen særlig lav som følge af den manglende opblanding i disse år.

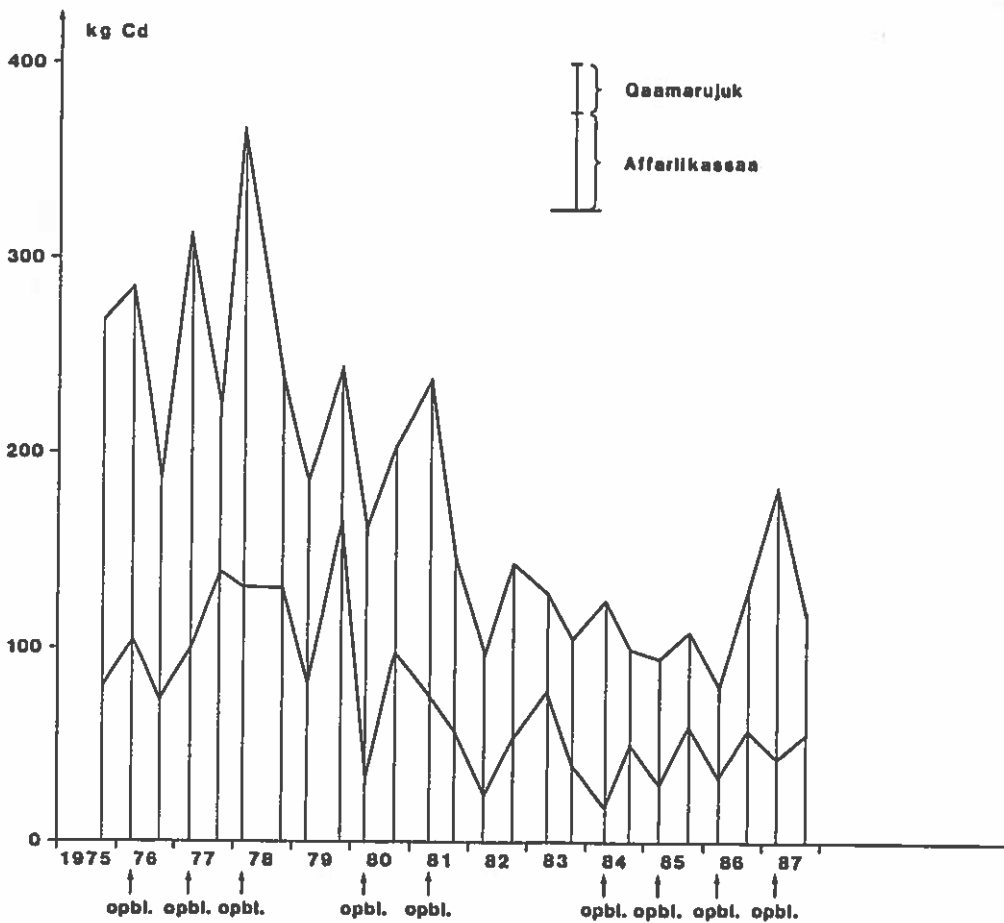
Tabel 4.8. Totalmængder opløst zink, cadmium og bly i Affarlikassaa (A) og Qaamarujuk (Q)

| År | Måned | zink (ton) | | cadmium (kg) | | bly (ton) | |
|------|----------|------------|------|--------------|-----|-----------|------|
| | | A | Q | A | Q | A | Q |
| 1975 | Sep | 10,6 | 4,9 | 82 | 188 | 7,6 | 5,2 |
| 1976 | Mar* | 16,9 | 20,9 | 107 | 180 | 14,9 | 17,5 |
| 1976 | Sep | 16,5 | 15,1 | 74 | 114 | 14,2 | 10,9 |
| 1977 | Mar* | 10,9 | 25,6 | 99 | 215 | 10,1 | 17,9 |
| 1977 | Sep | 14,1 | 7,8 | 139 | 86 | 10,6 | 5,1 |
| 1978 | Feb* | 21,6 | 29,2 | 131 | 239 | 7,2 | 8,2 |
| 1978 | Okt | 21,5 | 9,6 | 130 | 109 | 4,9 | 4,4 |
| 1979 | Mar | 11,2 | 8,9 | 83 | 105 | 2,9 | 1,2 |
| 1979 | Okt | 8,9 | 4,5 | 166 | 81 | 4,2 | 1,0 |
| 1980 | Mar* | 5,5 | 8,3 | 34 | 130 | 5,9 | 4,1 |
| 1980 | Sep | 8,3 | 5,1 | 98 | 108 | 3,5 | 1,0 |
| 1981 | Apr* | 6,6 | 9,7 | 74 | 165 | 6,3 | 6,8 |
| 1981 | Sep | 3,2 | 2,9 | 59 | 90 | 3,7 | 4,4 |
| 1982 | Apr | 2,5 | 6,2 | 25 | 72 | 2,2 | 2,5 |
| 1982 | Sep | 2,6 | 3,9 | 56 | 88 | 2,1 | 2,0 |
| 1983 | Apr | 2,7 | 3,1 | 78 | 50 | 1,6 | 0,6 |
| 1983 | Sep | 5,9 | 2,9 | 40 | 66 | 2,3 | 1,1 |
| 1984 | Mar/Apr* | 3,5 | 11,3 | 19 | 107 | 1,2 | 3,8 |
| 1984 | Sep | 10,3 | 4,1 | 51 | 49 | 4,5 | 0,9 |
| 1985 | Mar* | 6,3 | 10,2 | 30 | 65 | 4,6 | 4,9 |
| 1985 | Sep | 5,8 | 4,8 | 60 | 49 | 3,2 | 1,3 |
| 1986 | Mar* | 5,8 | 4,5 | 34 | 48 | 2,9 | 0,9 |
| 1986 | Sep | 7,2 | 11,8 | 59 | 73 | 2,5 | 1,8 |
| 1987 | Mar* | 5,8 | 11,5 | 44 | 139 | 2,7 | 2,6 |
| 1987 | Sep | 8,7 | 6,1 | 57 | 60 | 6,8 | 2,5 |

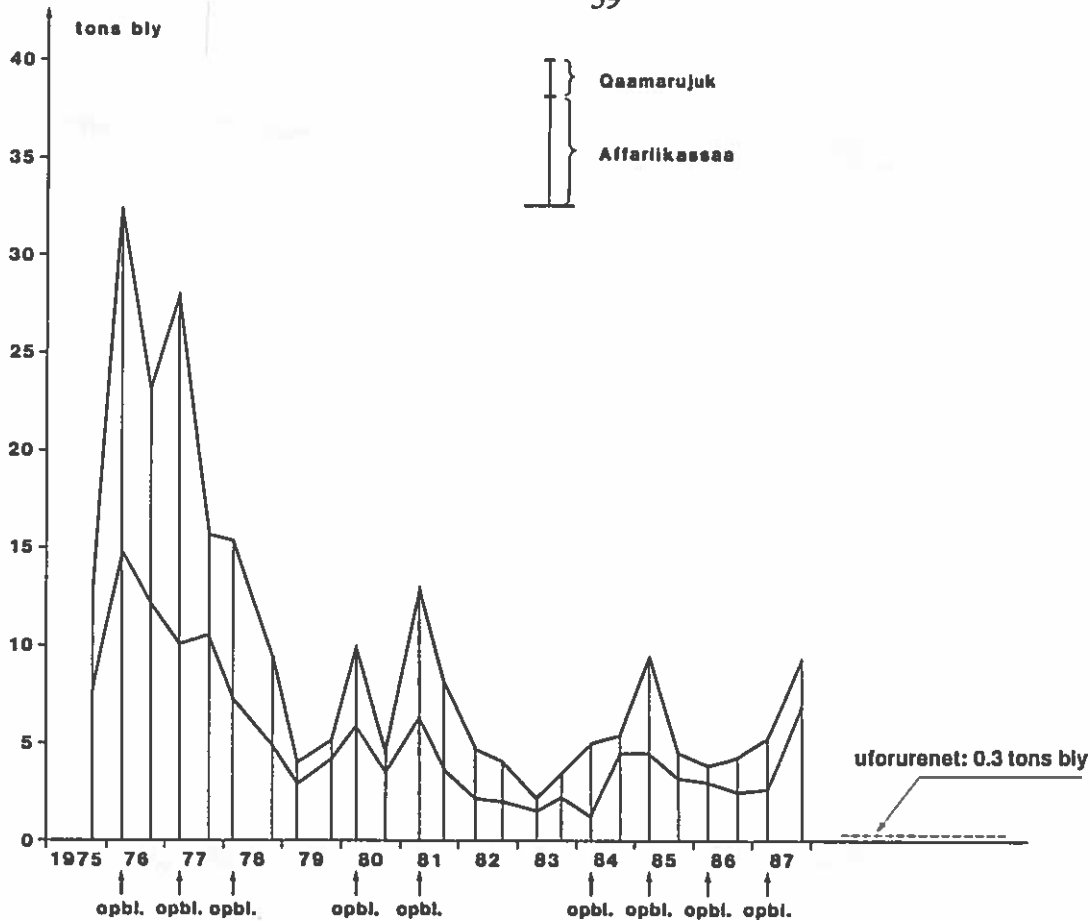
* Total opblanding i Affarlikassa



Figur 4.3. Opløst zink i Qaamarujuk og Affarlikassaa.



Figur 4.4 Opløst cadmium i Qaamarujuk og Affarlikassaa.



Figur 4.5. Opløst bly i Qaamarujuk og Affarlikassaa.

4.4. Tungmetaller i havvand i tidevandszonen

Siden 1982 er der med mellemrum foretaget målinger af tungmetaller i havvand i tidevandszonen med henblik på at vurdere, om den konstaterede forurening af tang og musling kan forklares ved målinger af havvandets tungmetalindhold. En vurdering heraf findes i kapitel 6, mens det følgende afsnit beskriver selve havvandsundersøgelserne.

4.4.1. Prøveindsamling og behandling

Prøverne blev indsamlet fra land og fra gummibåd i tidevandszonen på de stationer, hvor der også er indsamlet tang- og muslingeprøver. Prøveindsamlingen er udført som følger.

Først fyldes en rensset polyethylen flaske med en uforstyrret prøve af havvand tæt på muslingestationen. Dernæst foretages en opslemning af bunden, der hvor muslingerne befinder sig. Dette kan f.eks. gøres med gummistøvlerne. En prøve af det uklare vand udtages. Samme dag filtreres prøverne gennem et 0.4 µm polycarbonat membranfilter. Til filtratet af den første prøve tilsættes 1 ml suprapur salpetersyre til stabilisering af de opløste metaller. Filteret analyseres for suspenderet metal. Af den anden prøve gemmes kun filteret, som betegnes "slemmeprøve".

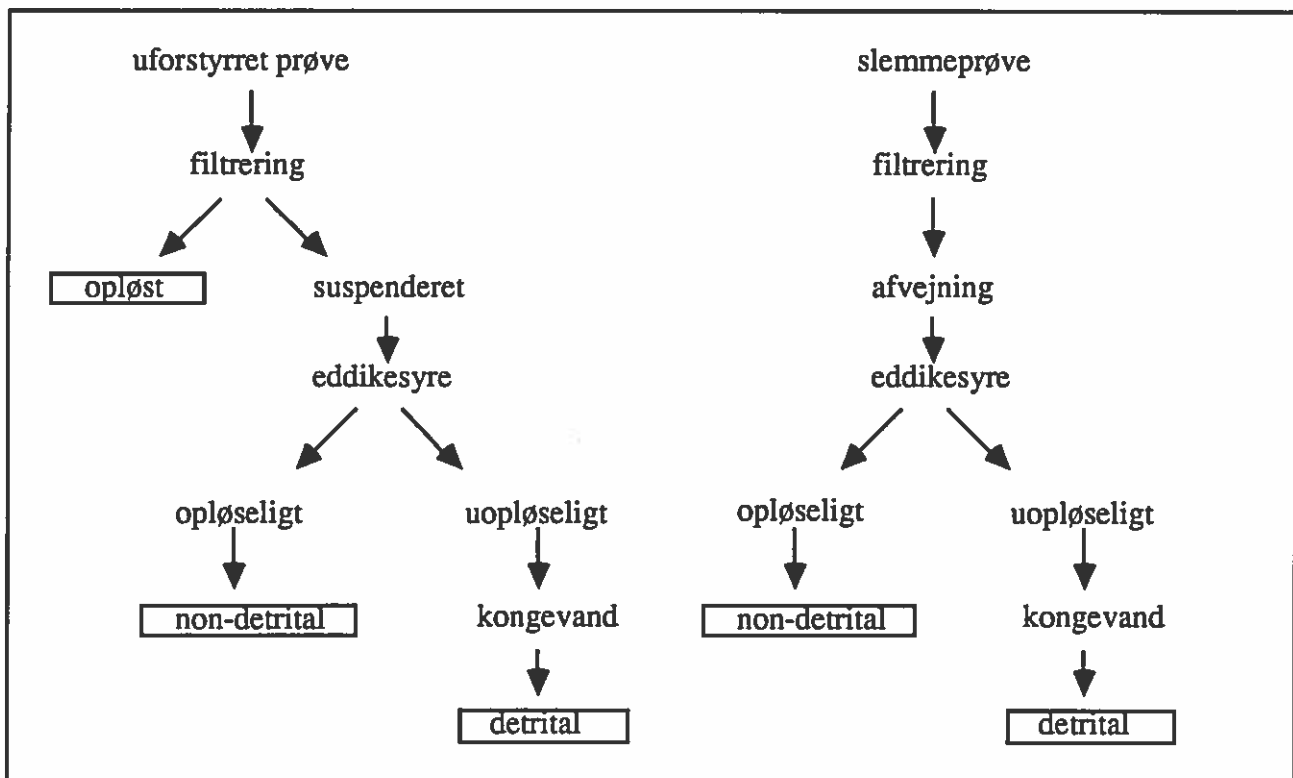
4.4.2. Kemisk analyse

Filtrene fra de uforstyrrede vandprøver ekstraheres med 2 ml 20% eddikesyre, som derefter fortyndes til 200 ml. Målingen af metal foretages derefter ved metoden anodisk stripping voltammetri med standard addition. Metoden er nærmere beskrevet i bilag 2.

Det ekstraherede filter opløses derefter i 2 ml kongevand (salpetersyre-saltsyre blanding) og fortyndes ligeledes til 200 ml. Analysen foretoges på samme måde som ved eddikesyre ekstraktet. Den filtrerede prøve analyseres også på denne måde.

Af slemmeprøven er der som regel så meget stof på filtrene, at det er muligt at afveje en repræsentativ del efter tørring ved 60° i en time og ekstrahere den, først med 25% eddikesyre og derefter med kongevand. De to ekstrakter fortyndes og analyseres på samme måde som filtrene nævnt ovenfor. For hvert metal bestemmes således 5 forskellige tilstandsformer, se figur 4.6.

Den eddikesyreopløselige fraktion betegnes ofte i international litteratur "non-detrital", medens den del af metallerne, som kræver kongevand til opløsning, betegnes "detrital". Der er en formodning om, at fraktionen "non-detrital" svarer til den del, der kan opløses i fordøjelsessystemet på dyr, der indtager stoffet, medens "detrital" formodes at være den mineralske fraktion, som ikke optages i fordøjelsessystemet.



Figur 4.6. Analyseprocedure for opdeling i tilstandsformer.

4.4.3.Resultater

Værdierne (se tabel 4.9) viser den forventede aftagen af såvel opløst som suspenderet metal med afstanden fra Maarmorilik. Station T12, som befinder sig ved den gamle gråbjergsdump i den indre del af Qaamarujuk, har det højeste indhold, medens stationerne T17, T30, T29, T36 og T38, som i den nævnte rækkefølge ligger i stigende afstand fra Maarmorilik ud gennem Qaamarujuk-fjorden, har et faldende metalindhold. Ser man på fordelingen af metal mellem de 3 tilstandsformer (tabel 4.11), ses det, at den største mængde metal findes i opløst form. 71% af det tilstedeværende cadmium findes i opløst form, men bortset fra station 12 er det i koncentrationer, der ikke adskiller sig fra den naturlige koncentration af cadmium i oceanvand. I gennemsnit findes 57% af blyet i opløst form og ved alle stationer i koncentrationer, som er højere end oceanvand. Bly er det metal, der er rigeligst tilstede i non-detrital form. Der er meget lidt suspenderet non-detrital zink i tidevandsprøverne. Zink er nogenlunde ligeligt fordelt mellem opløst og detrital form.

Tabel 4.9. Tidevandsprøver, Maarmorilik, september 1982

| St. | dato | Zn µg/liter | | | Cd µg/liter | | | Pb µg/liter | | |
|------|------|------------------|----------|--------|------------------|----------|--------|------------------|----------|--------|
| | | non- detrital | detrital | opløst | non- detrital | detrital | opløst | non- detrital | detrital | opløst |
| T12A | 7/9 | 1,03 | 30,4 | 10,9 | 0,040 | 0,23 | 0,153 | 7,7 | 8,6 | 30 |
| T12A | 10/9 | 0,16 | 8,1 | 20 | 0,012 | 0,071 | 0,176 | 2,8 | 3,9 | 2,6 |
| T12B | 7/9 | 0,05 | 12,0 | 7,1 | 0,005 | 0,087 | 0,061 | 1,3 | 3,5 | 20 |
| T17 | 7/9 | <0,05 | 2,0 | 1,46 | <0,003 | 0,017 | 0,036 | 0,48 | 1,6 | 1,4 |
| T17 | 10/9 | <0,5 | 4,0 | 2,7 | 0,003 | 0,021 | 0,036 | 0,40 | 1,3 | 3,8 |
| T29 | 7/9 | <0,05 | 1,02 | 0,98 | 0,004 | <0,003 | 0,029 | 0,23 | 0,24 | 0,80 |
| T29 | 10/9 | 0,51 | 0,64 | 0,83 | 0,003 | <0,003 | 0,037 | 0,28 | 0,91 | 1,1 |
| T30 | 7/9 | 0,39 | 0,24 | 0,64 | 0,006 | <0,003 | 0,027 | 0,53 | 0,88 | 1,1 |
| T30 | 10/9 | <0,05 | 0,91 | 1,43 | 0,009 | 0,013 | 0,029 | 0,22 | 0,32 | 1,9 |
| T36 | 7/9 | <0,05 | 0,17 | 0,69 | 0,004 | <0,003 | 0,029 | 0,41 | <0,1 | 0,72 |
| T36 | 10/9 | <0,05 | 0,61 | 0,82 | <0,003 | <0,003 | 0,024 | 0,18 | <0,1 | 0,92 |
| T38 | 7/9 | 0,11 | 0,25 | 0,45 | 0,004 | <0,003 | 0,026 | 0,33 | 0,61 | 0,62 |
| T38 | 10/9 | 0,25 | *12 | 1,19 | 0,005 | *0,27 | 0,025 | 0,20 | 1,27 | 0,58 |

* Formodentlig en kontamineret prøve, resultatet udeladt af beregninger.

Tabel 4.10. Slemmeprøver, september 1982

| St. nr. detrital | Vægt af prøve mg | Zn | | | Cd | | | Pb | | |
|---------------------|---------------------|--------------|----------|----------------|--------------|----------|----------------|--------------|----------|----------------|
| | | non-detrital | detrital | % non-detrital | non-detrital | detrital | % non-detrital | non-detrital | detrital | % non-detrital |
| | | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g | µg/g |
| T12A | 168,8 | 422 | 15200 | 2,7 | 2,4 | 74,5 | 3,1 | 4500 | 8950 | 33 |
| T12B | 193,6 | 3600 | 17800 | 17 | 11,8 | 96 | 11 | 10900 | 5600 | 66 |
| T17 | 252,3 | 60 | 2900 | 2,0 | 0,41 | 23 | 1,8 | 169 | 1500 | 10 |
| T29 | 3,07 | < 50 | 1670 | < 2,9 | < 1,3 | 27,4 | < 5 | 171 | 7300 | 2,2 |
| T30 | 9,98 | 20 | 918 | 2,1 | < 0,5 | 1,12 | < 31 | 63 | 70 | 47 |
| T36 | 336,3 | 0,8 | 63,6 | 1,2 | 0,02 | 0,37 | 5,1 | 1,5 | 42 | 3,5 |

Tabel 4.11. Tidevandsprøver, september 1982. Fordeling af metal i vandprøver i %

| St. nr. | Zn | | | Cd | | | Pb | | |
|--------------------|--------------|----------|--------|--------------|----------|--------|--------------|----------|--------|
| | non-detrital | detrital | opløst | non-detrital | detrital | opløst | non-detrital | detrital | opløst |
| T12 | 1,4 | 56,3 | 42,3 | 17,5 | 41,1 | 41,4 | 14,7 | 19,9 | 65,4 |
| T17 | 0,5 | 58,8 | 40,7 | 3,9 | 33,2 | 62,9 | 9,8 | 32,3 | 57,9 |
| T29 | 13,3 | 41,5 | 45,2 | 9,2 | < 4 | 87 | 14,3 | 32,3 | 53,4 |
| T30 | 11,4 | 31,6 | 57,0 | 17,5 | 17,0 | 65,5 | 15,2 | 24,2 | 60,6 |
| T36 | < 4 | 33,3 | 64,5 | < 10 | < 10 | 90 | 25,3 | < 4 | 70,4 |
| T38 | 13,6 | 30,9 | 55,6 | 14,3 | < 10 | 81,0 | 14,7 | 52,1 | 33,2 |
| Middelværdi | 7 | 42 | 51 | 11 | 17 | 71 | 16 | 27 | 57 |
| Standard-afvigelse | 6 | 13 | 10 | 7 | 17 | 18 | 5 | 17 | 13 |

En oversigt over samtlige målinger af opløst metal ved tidevandsstationerne ses af tabel 4.12 og 4.13.

Tabel 4.12. Opløst bly ved tidevandsstationer, µg/kg

| Station | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | middel |
|---------|------|------|------|------|------|------|--------|
| T2 | | | | 8,5 | | 2,8 | |
| T3 | | | | 28 | 1,45 | 3,9 | |
| T5 | | | | 4,1 | 1,79 | 3,0 | |
| T10 | | 0,99 | | 6,0 | 2,42 | 3,9 | 3,3 |
| T12V | 17,5 | 0,99 | | 3,2 | 9,7 | 12,0 | 8,7 |
| T12E | | | | | | 7,0 | |
| T17 | 2,6 | 1,06 | | 1,4 | 7,1 | 3,3 | 3,09 |

| | | | | | | |
|--------|------|------|------|------|------|------|
| T17A | | | | 1,6 | 2,6 | |
| T17B | | | | | 2,8 | |
| T17C | | | | | 1,0 | |
| T25 | | 0,32 | 0,62 | 0,51 | 6,4 | 1,96 |
| T29 | 0,95 | 0,51 | 0,92 | 1,4 | 2,0 | 1,16 |
| T30 | 1,5 | 1,1 | 1,3 | 1,9 | 1,1 | 1,38 |
| T36 | 0,82 | 0,22 | 5,2 | | 0,61 | 0,54 |
| T37 | | 0,12 | 1,3 | 0,61 | | |
| T38 | 0,60 | 0,11 | 0,30 | 0,51 | | 0,38 |
| TL | | 0,24 | 0,46 | 0,54 | | |
| T15A | | | | 8,3 | 2,7 | |
| T22 | | | | 0,77 | 1,8 | |
| T15 | | | | | 1,7 | |
| T-dump | | | | | 6,0 | |

Tabel 4.13. Opløst zink ved tidevandsstationer, $\mu\text{g}/\text{kg}$

| Station | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | midel |
|---------|------|------|------|------|------|------|-------|
| T2 | | | | 17,9 | | 6,5 | |
| T3 | | | | 28,4 | 1,45 | 6,8 | |
| T5 | | | | 9,2 | 1,8 | 10,2 | |
| T10 | | 2,1 | | 36,8 | 2,4 | 10,3 | 12,9 |
| T12V | 12,6 | 3,2 | | 6,8 | 750 | 76 | 170 |
| T12E | | | | | | 16,2 | |
| T17 | 2,08 | 3,2 | | 3,8 | 15,9 | 24 | 9,8 |
| T17A | | | | | 5,8 | 13,9 | |
| T17B | | | | | | 13,7 | |
| T17C | | | | | | 6,4 | |
| T25 | | 0,39 | | 3,0 | 10,4 | 6,9 | 5,2 |
| T29 | 0,92 | 0,65 | | 3,7 | 10,6 | 8,6 | 4,9 |
| T30 | 1,0 | 1,15 | | 2,9 | 7,9 | 4,6 | 3,5 |
| T36 | 0,76 | 9,33 | | 4,4 | | 2,0 | 1,9 |
| T37 | | 0,22 | | 1,12 | 3,9 | | |
| T38 | 0,82 | 0,27 | | 1,4 | 6,1 | | 2,1 |
| TL | | 0,78 | | 2,2 | 2,8 | | |
| T15A | | | | | 12,5 | 6,3 | |
| T22 | | | | | 6,5 | 3,3 | |
| T-dump | | | | | 18,1 | 18,1 | |
| T15 | | | | | | 5,2 | |

Man bemærker først og fremmest, at variationerne fra år til år er store, og at der ved station T12 neden for "Gammel gråbjergsdump" kan træffes meget høje værdier for opløst zink. Værdien på 750 $\mu\text{g}/\text{kg}$ optrådte i 1986 i forbindelse med kraftig regn, som formodes at bevirke en udvaskning af zink og noget bly fra dumpen.

4.5. Opslemmet metal i havvand

Måling af opslemmet (suspenderet) metal i havvandet foretages lejlighedsvis. Resultaterne fremgår af bilag 4. De er fremkommet efter en analyse af 0.4 µm Nucleopore filtre, hvorigennem mindst 1 liter prøve er filtreret.

Af bilaget fremgår følgende hovedkonklusioner:

1. Mængden af suspenderet metal er betydelig mindre end mængden af opløst metal.
2. Suspenderet metal er ofte for lavt, til at en pålidelig analyse kan udføres ved stationerne længere væk end station 10.
3. Bundvandet i Affarlikassaa indeholder suspenderet stof med bly- og zinkindhold, der er højere end tailingens.

4.6. Analyseusikkerhed for havvand

Analyse af uforurennet havvand for tungmetaller er vanskelig at gennemføre, fordi niveauet er særdeles lavt. Der er derfor stor risiko for, at prøverne forurenes, allerede medens de indsamles. Både prøvehenteren, som sænkes ned i vandet, skibet der benyttes, flaskerne som prøverne opbevares i og filtreringsudstyret vil forurene prøverne, hvis der ikke tages specielt hensyn til renligheden under arbejdet. Alt udstyr, som kan tåle det, skal vaskes i stærk ren syre.

Prøvetagnings- og analyseusikkerheden blev undersøgt, ved at der fra samme station og samme dybde (station 10, 30 meters dybde) blev optaget prøver 6 gange med få minutters mellemrum den 24. marts 1980. Disse blev behandlet og analyseret på den sædvanlige måde. Hver prøve blev analyseret 4 gange.

Resultaterne blev behandlet med en variansanalyse. Variansen (dvs. det gennemsnitlige kvadrat på forskellen mellem enkeltmålingen og gennemsnittet) *imellem* prøvetagningstidspunkterne sammenlignes med variansen *indenfor* prøvetagningstidspunkterne, og det testes om forskellen er statistisk signifikant.

Måleresultaterne for cadmium, zink og bly er vist i tabel 4.14.

Tabel 4.14. Variansanalyse for cadmium, zink og bly ($\mu\text{g}/\text{kg}$) i havvand.

| Tidspunkt kl. | 10.15 | 10.18 | 10.24 | 10.30 | 10.36 | 10.44 |
|---------------|---|-------|-------|-------|-------|-------|
| Cadmium | 0,07 | 0,09 | 0,09 | 0,09 | 0,06 | 0,11 |
| | 0,06 | 0,08 | 0,10 | 0,06 | 0,06 | 0,06 |
| | 0,25 | 0,12 | 0,12 | 0,15 | 0,09 | 0,12 |
| | 0,08 | 0,093 | 0,101 | 0,11 | 0,08 | 0,09 |
| | Varians mellem tidspunkterne = 0,00079 | | | | | |
| | Varians i hele materialet = 0,01644 | | | | | |
| | Varians indenfor et tidspunkt = 0,02093 | | | | | |
| Zink | 3,4 | 2,5 | 2,1 | 1,2 | 2,9 | 4,2 |
| | 1,7 | 2,3 | 2,6 | 0,6 | 3,3 | 2,9 |
| | 3,5 | 2,3 | 3,1 | 2,3 | 3,3 | 3,1 |
| | 2,3 | 2,4 | 3,6 | 1,2 | 2,5 | 3,1 |
| | Varians mellem tidspunkterne = 1,95 | | | | | |
| | Varians i hele materialet = 0,71 | | | | | |
| | Varians indenfor et tidspunkt = 0,36 | | | | | |
| Bly | 1,1 | 0,9 | 0,95 | 0,9 | 1,3 | 2,2 |
| | 2,4 | 0,86 | 1,3 | 1,0 | 2,1 | 2,0 |
| | 3,8 | 0,68 | 1,19 | 1,25 | 2,25 | 2,23 |
| | 1,7 | 0,81 | 1,7 | 1,56 | 2,17 | 1,60 |
| | Varians mellem tidspunkterne = 1,28 | | | | | |
| | Varians i hele materialet = 0,52 | | | | | |
| | Varians indenfor et tidspunkt = 0,31 | | | | | |

For cadmium viser variansanalysen, at langt den største del af variansen (usikkerheden) ligger i den kemiske analyse (= varians på resultater taget til samme tidspunkt). Variansen imellem prøvetagningstidspunkterne (= prøvetagningsusikkerheden) er 26 gange mindre, hvorfor usikkerheden på den kemiske analyse helt overskygger en evt. forskel mellem prøverne taget til forskellige tidspunkter.

Variansanalysen for zink viser det samme resultat som for cadmium, når prøven indsamlet kl. 10.30 udelades af analysen. Medtages denne prøve, finder man imidlertid, at variansen imellem prøvetagningstidspunkterne er signifikant større (5,4 gange) end variansen inden for et bestemt prøvetagningstidspunkt. Signifikans er her anvendt i betydningen, at der er mindre end 5 %'s sandsynlighed for ved en tilfældighed at finde observerede forskel i varianser. I det aktuelle tilfælde kræver en signifikans på et 5% 's niveau, at variansen mellem tidspunkter er 2,7 gange større end variansen inden for et prøvetagningstidspunkt. For zinks vedkommende er det således prøvetagningen, der er behæftet med den største usikkerhed. Dog hviler konklusionen som nævnt på prøven fra kl. 10.30.

For bly viser variansanalysen, at der er signifikant større varians mellem tidspunterne end inden for tidspunkterne. Forholdet mellem varianserne er 4.2 (> 2.7). Ligesom for zink er det altså prøvetagningen, der er behæftet med den største usikkerhed.

Til yderligere vurdering af analyseusikkerheden kan nævnes, at GGU-laboratoriet, som har udført havvandsanalyserne, i de to seneste interkalibreringer udført af ICES, opnåede resultaterne givet i tabel 4.15 og 4.16.

Tabel 4.15. ICES interkalibrering "6 JMG/TM/SW". Værdier er i $\mu\text{g}/\text{kg}$. Formodet sand værdi er middelværdien af udvalgte laboratoriers resultat.

| Metal | fundet af GGU | | formodet sand værdi | |
|-------|---------------|---------|---------------------|---------|
| | prøve A | prøve B | prøve A | prøve B |
| Zn | 0,80 | 10,7 | 1,49 | 10,1 |
| Cd | 0,058 | 0,092 | 0,049 | 0,108 |
| Pb | 0,045 | 0,192 | 0,055 | 0,189 |
| Cu | 1,31 | 3,91 | 1,31 | 4,15 |

Tabel 4.16. ICES interkalibrering "5/TM/SW" (prøve nr. 68). Værdier er i $\mu\text{g}/\text{kg}$. Formodet sand værdi er middelværdien af udvalgte laboratoriers resultat.

| Metal | fundet af GGU | | formodet sand værdi | |
|-------|---------------|---------|---------------------|---------|
| | prøve A | prøve B | prøve A | prøve B |
| Zn | 0,309 | | 0,382 | |
| Cd | 0,0188 | | 0,020 | |
| Pb | 0,038 | | 0,042 | |
| Cu | 0,177 | | 0,113 | |

Prøve A og prøve "68" var forurenet kystnært oceanvand. De har begge lavere blyindhold end hvad der findes i prøver fra referencestationer ca. 100 km fra Maarmorilik. Dette stemmer overens med, at undersøgelsen af prøvetagningsusikkerhed viste, at usikkerheden på blybestemmelserne alene skyldtes prøvetagningen. Det er desuden kendt, at Hydrobios-vandhenterne afgiver små, men målelige mængder bly til vandprøverne. For de laveste havvandsanalyser i denne rapport må man derfor konkludere, at de snarere er et udtryk for kontameneringsniveauet under prøvetagningen end et sandt udtryk for havvandets blyindhold i uforurenede grønlandske fjorde.

For zink er der en risiko for, at de laveste prøver er noget kontaminerede, men størrelsesordenen af de rapporterede baggrundsværdier ligger på linie med de nyeste publicerede værdier og interkalibreringsprøverne. Alt tyder på, at cadmiumanalyserne er korrekte, og prøverne ukontaminerede.

5. Tungmetaller i bundaflejringer

5.1. Indledning

Aflejringerne på bunden af Affarlikassaa og Qaamarujuk har været indsamlet årligt siden 1972, og er blevet analyseret for zink og bly samt ofte også for kobber og cadmium. Ved undersøgelserne er hovedvægten lagt på de øverste 2 cm af sedimentet. Formålet med disse undersøgelser har været at føre kontrol med sedimentationen af det til Affarlikassaa udledte tailing. Greenex har udført sedimentundersøgelser, som er betydeligt mere omfattende end de her rapporterede, idet der er benyttet et tættere stationsnet og undersøgt 20 cm lange sedimentsøjler, opskåret i 1 cm skiver (Pedersen et al 1987).

5.2 Indsamling og analyser

Ved indsamlingerne i 1972 og 1973 benyttedes en stødbundhenter, som består af et plastikrør, på ca. 1 meters længde, som af en passende vægt presses ned i sedimentet. Røret fyldes med sediment, som forbliver i røret, indtil en opskæring i skraver kan udføres. Fra 1974 til 1982 benyttedes en lysekronebundhenter, som presser 3 korte plastikrør ned i sedimentet. Man har tilstræbt at udtage prøver, som kun består af de øverste 2 cm sediment. Resultater fra denne periode er gennemsnit af analyser af op til 3 prøver, udtaget med ca. 1 meters mellemrum. Fra 1983 har man benyttet en HAPS bundhenter, som optager en ca. 20 cm lang søjle af uforstyrret sediment. Af denne har man udtaget de øverste centimeter til analyse.

Indsamling og opskæring af sedimentprøverne er foretaget på skibene Adolf Jensen og Misiliisoq. Prøverne er straks blevet dybfrosset.

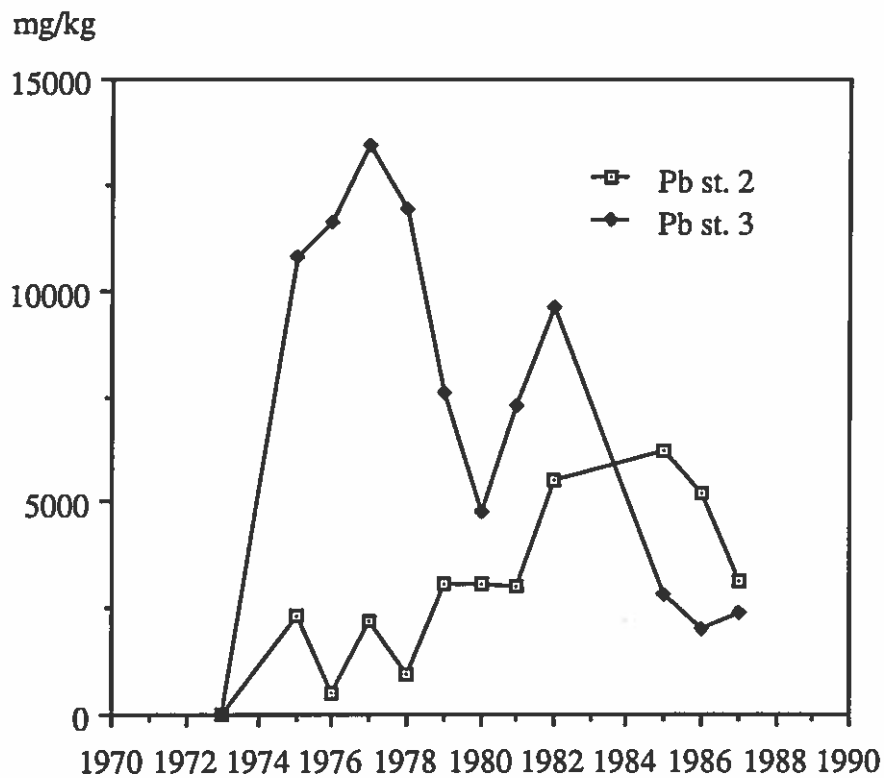
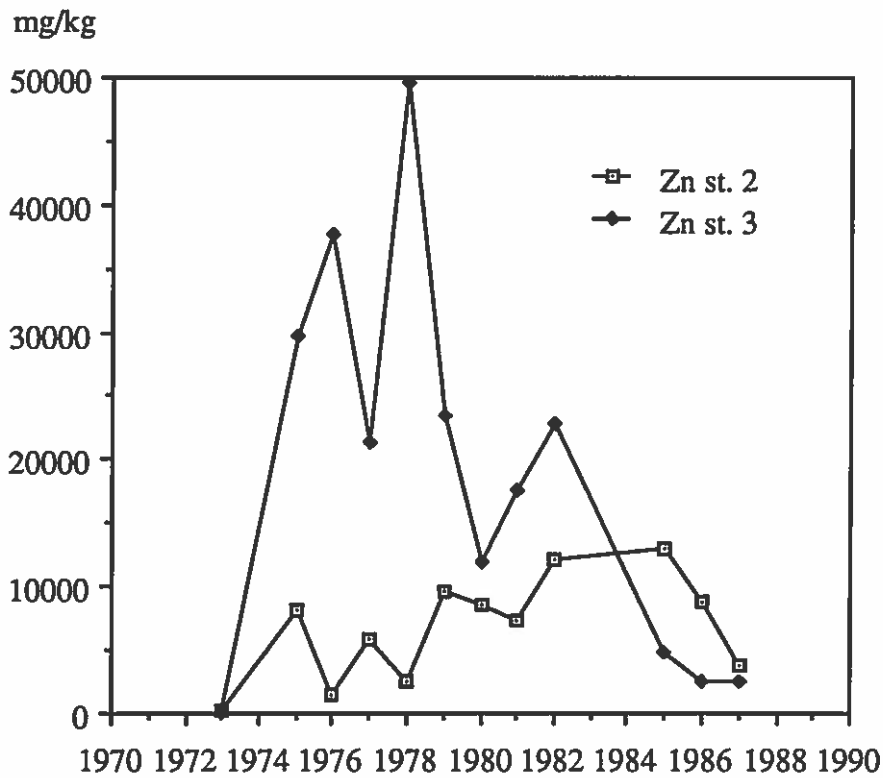
Før kemisk analyse, er prøverne blevet tørret, afvejet og opløst i kongevand. Den kemiske analyse er derefter udført ved atomabsorption ved GGU's laboratorium. Analysemetoden er beskrevet i bilag 2.

5.3 Resultater

Analyseresultaterne for zink, bly, kobber og cadmium fremgår af bilag 5, og stationernes beliggenhed fremgår af kortet på figur 2.2.

5.3.1 Affarlikassaa

Den tidsmæssige udvikling for bly og zink ved station 2 og 3 fremgår af figur 5.1 og 5.2.



Station 2 stiger fra en baggrundsværdi på 183 mg/kg for zink og 24 mg/kg for bly til værdier omkring 5000 mg/kg for zink og 1000 for bly straks ved minedriftens start. Analyseresultaterne varierer meget fra år til år (figur 5.1 og 5.2), men man ser, at der for station 2 som klar tendens er tale om en stigning i perioden både for bly og for zink. Modsat er det for station 3, som ligger i udkanten af det egentlige

deponeringsområde. Her stiger zink- og blyindholdet straks ved minedriftens start, for derefter på en uregelmæssig måde at falde indtil 1982.

Fra 1982 til 1985 sker det et meget kraftigt fald i sedimenternes tungmetallindhold ved station 3, som derved kommer ned på værdier svarende til tailings indhold af tungmetaller. De høje værdier i perioden 1974-1982 skyldes, at station 3 befinder sig der, hvor kun den finkornede del af tailings når hen. Den finkornede del vides at indeholde mere tungmetal end den grovkornede del af tailings. Efter 1984 må man formode at sedimentet består af regulær tailing ved station 3, idet deponeringskapaciteten mellem udledningspunktet og station er blevet opbrugt.

Udviklingen ved station 1, i bunden af Affarlikassaa, minder om udviklingen ved station 2, men er endnu mere variabel.

Ved station 5, som ligger på indersiden af tærsklen til Qaamarujuk, er koncentrationerne meget lavere end ved de øvrige stationer i Affarlikassaa. Dette viser, at langt den overvejende del af tailings sedimenterer i Affarlikassaa.

Gennemsnit og standardafvigelse for stationerne 1-5 ses af tabel 5.1. Station 3 er opdelt i perioderne før og efter det store fald i 1983-1984. Cadmium-koncentrationerne er ca. 200 gange lavere end zinkkoncentrationerne, og kobberkoncentrationerne er ca. 20 gange lavere end zinkkoncentrationerne.

Tabel 5.1. Tungmetalkoncentration (mg/kg) i sedimenter fra Affarlikassaa 1972-1987.

| Station | Zn | | Pb | | Cu | | Cd | |
|----------------------------|-------|-------|------|------|------|-----|-----|-----|
| Baggrundsværdier 1972-1973 | | | | | | | | |
| 1 | 173 | | 17 | | 46 | | 1,4 | |
| 2 | 183 | | 24 | | 42 | | 1,4 | |
| 3 | 230 | | 25 | | 35 | | 1,4 | |
| 4 | 201 | | 27 | | 32 | | 1,4 | |
| Perioden 1974-1987 | | | | | | | | |
| | x | s | x | s | x | s | x | s |
| 1 | 4760 | 3180 | 2340 | 1690 | 267 | 136 | 30 | 16 |
| 2 | 7390 | 3680 | 3200 | 1803 | 412 | 300 | 42 | 20 |
| 3 (1974-82) | 26750 | 11970 | 9625 | 2866 | 1011 | 544 | 110 | 39 |
| 3 (1985-87) | 3255 | 1395 | 2395 | 401 | 141 | 59 | 17 | 7 |
| 4* | 18700 | 0 | 5450 | 212 | | | | |
| 5 | 2400 | 1080 | 1260 | 506 | 181 | 151 | 8,3 | 4,4 |

* Prøver kun fra 1972-1975

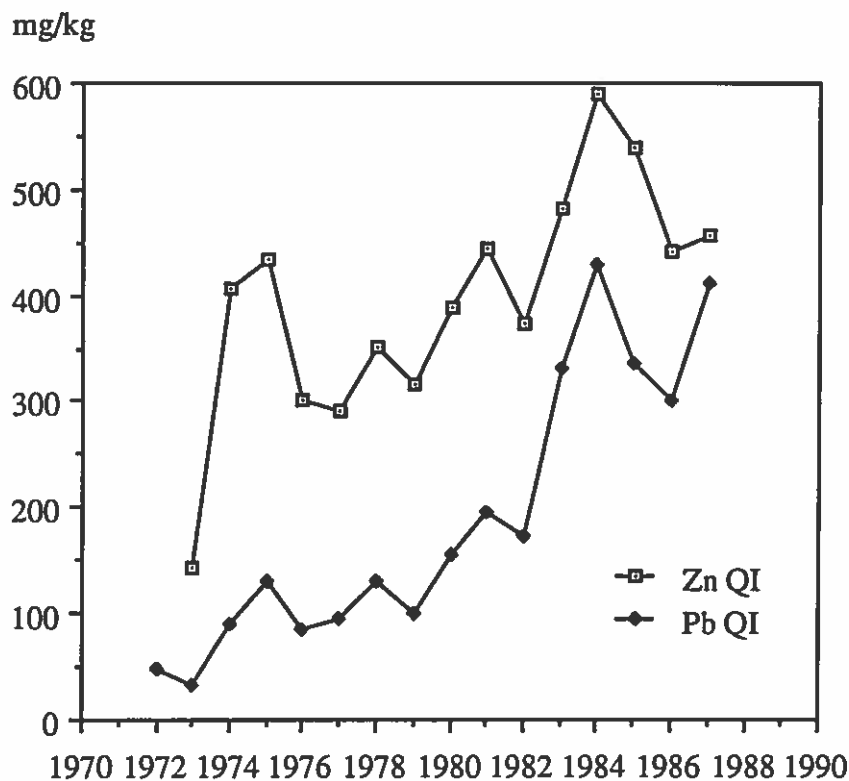
x = middelværdi for perioden 1974-1987

s = standardafvigelse

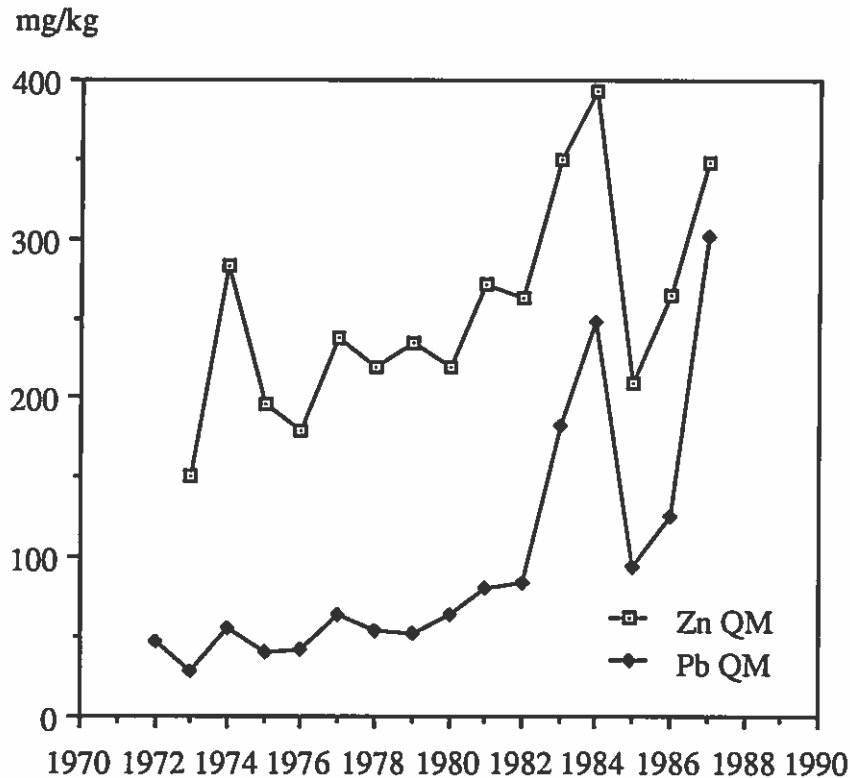
5.3.2 Qaamarujuk

Analyseresultaterne for sedimenterne fra Qaamarujuk fremgår af bilag 5.

I Qaamarujuk er 7 stationer jævnlige blevet benyttet til sedimentundersøgelse. I den indre del af fjorden er station 10 og 11 (kort figur 2.2) benyttet. Stationerne ligger tæt på hinanden, og betragtes her under ét. Resultatet for zink og bly er afbildet i figur 5.3. Tilsvarende for den mellemste del af Qaamarujuk, hvor det er stationerne 12 og 13, der er benyttet, og hvor resultaterne er afbildet i figur 5.4. For ydre Qaamarujuk er i figur 5.5 resultaterne for stationerne 14, 15 og 16 afbildet. For alle tre områder gælder, at zink- og blyindholdet fra baggrundsværdierne stiger forholdsvis jævnt til og med 1982. Derefter sker en kraftig stigning i 1983 og 1984 fulgt af et fald i 1985 og 1986. I 1987 sker der igen en stigning.



Af tabel 5.2 ses oversigtsmæssigt, hvorledes koncentrationen af bly og zink i Qaamarujuks sedimenter har udviklet sig. Fra baggrundsværdierne bestemt i 1972-73 steg værdierne gradvist til det niveau, som er opgivet for 1982 i tabel 5.2. Man ser, at i alle tilfælde har indre Qaamarujuk de højeste og ydre Qaamarujuk de laveste koncentrationer.



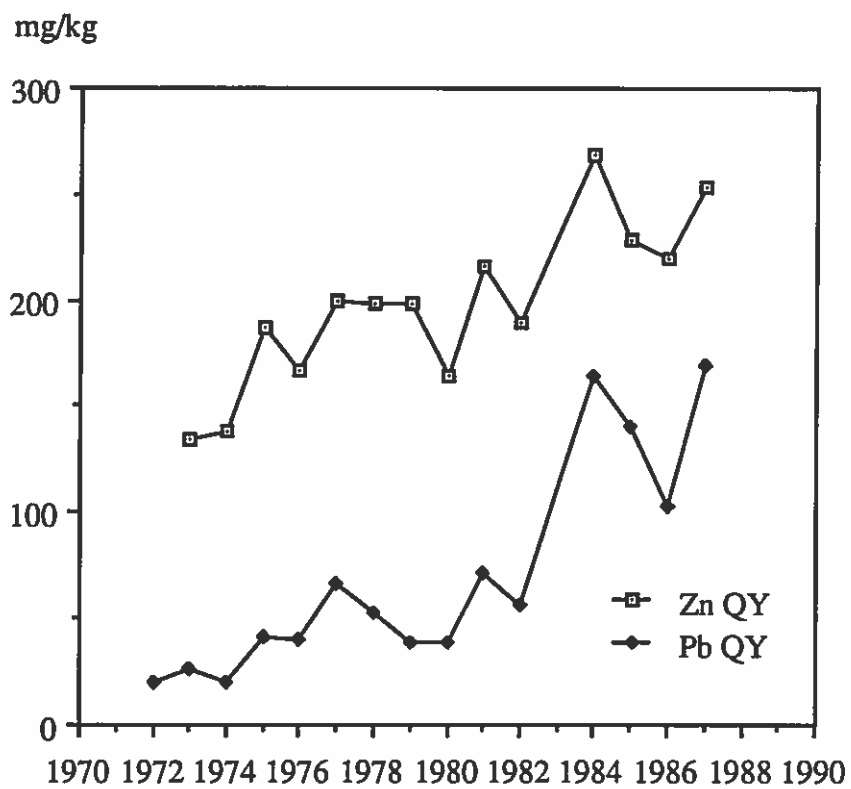
Figur 5.4. Zink og bly i sediment fra mellemste Qaamarujuk.

Tabel 5.2. Bly- og zinkkoncentrationer (mg/kg) i Qaamarujuks sedimenter.

| | Baggrund | | 1982-niveau | | 1984-niveau (maximum) | |
|-----------|----------|----|-------------|-----|-----------------------|-----|
| | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb |
| indre | 200 | 40 | 400 | 180 | 550 | 400 |
| mellemste | 150 | 35 | 265 | 80 | 390 | 240 |
| ydre | 135 | 25 | 200 | 65 | 270 | 165 |

Den "jævne" stigning fra 1973 til 1982 formodes at være forårsaget af flere kilder: tailingsudledning, gråbjergsdumpe og støv. Den kraftige stigning i 1983 og 1984 falder tidsmæssigt sammen med ibrugtagningen af gråbjergsdumpen på Tributary gletcheren, som derfor må formodes at være kilden til de øgede zink- og især blyindhold i sedimenterne siden 1983.

I bilag 5 er desuden angivet en del kobber og cadmiumanalyser for sedimenterne i Qaamarujuk. Det fremgår deraf, at kobberindholdet ligger mellem 20 og 40 mg/kg, oftest omkring 30 mg/kg og at cadmiumindholdet varierer usystematisk, formodentlig på grund af analytiske problemer. Cadmium-niveauet er ca. 1 mg/kg i indre Qaamarujuk og ca. 0,3 mg/kg i ydre Qaamarujuk. Cadmium-værdierne er meget lavere end Greenex' cadmiumanalyser (Pedersen et al 1987).



Figur 5.5. Zink og bly i sediment fra ydre Qaamarujuk.

6. Tungmetaller i tang og musling

6.1 Prøveindsamling og analyser

Tangprøverne består hovedsagelig af arten blæretang (*Fucus vesiculosus*), men hvis denne art ikke har været at finde på en station, er der i stedet indsamlet langfrugtet klørtang (*Fucus distichus*). Fra 1972 til 1987 er der indsamlet én prøve af hel plante på hver station. Siden 1982 er der desuden indsamlet to prøver af unge skud af tangplanterne på hver station. Denne indsamlingsprocedure blev indført for at opnå et mere ensartet mål for tangplanternes metalbelastning, fordi de unge skud aldersmæssigt er et mere homogent materiale end hele planter, hvis alder varierer mere. Desuden repræsenterer metalindholdet i unge skud metalbelastningen på en lokalitet over en kortere periode end de hele planter. Efter prøvetagning blev tangprøverne skyllet, pakket i plastposer og dybfrosset.

Prøverne af blåmusling (*Mytilus edulis*) blev for hver station i de fleste tilfælde opdelt i størrelsesklasser efter skallængde. Vægt og antal muslinger i hver størrelsesklasse blev registreret. Bløddelene blev skåret ud af skallen med en skalpel og dybfrosset i plastposer, i de fleste tilfælde i felten, i nogle tilfælde i laboratoriet. Med hensyn til beskrivelse af yderligere præparering og analyse af prøverne for metaller henvises til bilag 2.

Tabel 6.1 og 6.2 giver en oversigt over de gennemførte indsamlinger og analyser af tang og muslinger. Indsamlingslokaliteterne for tang og blåmusling er vist på figur 2.1 og 2.2.

Tabel 6.1. Oversigt over tang- og muslingeprøver indsamlet ved Maarmorilik 1972-1987. Analyselaboratorier er B.C. Research (BCR) og Senter for Industriforskning, Oslo (SI). For tangprøverne er anført hvilken prøvetype, der er samlet, hel plante (H) og unge skud (U). For muslingeprøverne er anført om muslingernes længde er registreret og om bløddelenes vægt er målt.

| År | Muslinger | | | Tang | |
|------|--------------|--------|------|--------------|----------|
| | Laboratorium | Længde | Vægt | Laboratorium | Prøvedel |
| 1972 | BCR | - | - | BCR | H |
| 1973 | SI | + | + | | |
| | BCR | - | - | BCR | H |
| 1976 | BCR | - | + | BCR | H |
| 1977 | BCR | - | + | BCR | H |
| 1978 | SI | - | - | SI | H |
| | BCR | - | + | BCR | H |
| 1979 | SI | - | - | SI | H |
| | BCR | - | + | BCR | H |
| 1980 | SI | - | - | SI | H |
| | BCR | - | + | BCR | H |
| 1981 | SI | + | + | SI | HU |
| | BCR | - | + | BCR | H |

| | | | | | |
|------|-----|---|---|-----|----|
| 1982 | SI | + | + | SI | HU |
| | BCR | - | + | BCR | H |
| 1983 | SI | + | + | SI | HU |
| 1984 | SI | + | + | SI | HU |
| 1985 | SI | + | + | SI | HU |
| 1986 | SI | + | + | SI | HU |
| 1987 | SI | + | + | SI | HU |

Tabel 6.2. Oversigt over analyser af tang og musling opdelt på stationer. "T" og "M" markerer, at analyser for mindst ét af metallerne cadmium, kobber, bly og zink foreligger for h.h.v. hele tangplanter og musling. I årene 1982-87 er der yderligere analyseret unge skud af tang fra alle stationer mærket "T" undtagen ved station T4 og T21 i 1982.

| Station | 1972 | 73 | 76 | 77 | 78 | 79 | 80 |
|---------|------|----|----|----|----|----|----|
| T1 | T | T | | | T | | |
| T2 | | | | | T | | |
| T3 | | | | | T | | |
| T4 | | | | | T | | |
| T5 | | | | | T | | |
| T6 | | | | | T | | |
| T7 | | | | | T | | |
| T8 | T | | | | T | | |
| T10 | T | TM | TM | TM | TM | T | TM |
| T12V | TM | TM | | TM | TM | TM | TM |
| T15 | | M | | | T | | |
| T17 | T | M | | M | T | | |
| T17A | | | TM | TM | TM | TM | TM |
| T18 | | TM | | | T | | |
| T21 | M | TM | | | | | |
| T22 | | | | | T | | |
| T25 | | M | | | T | | |
| T26 | TM | TM | T | T | TM | TM | TM |
| T27 | | | | | T | T | |
| T28 | TM | | TM | T | T | | |
| T29 | TM | M | M | TM | TM | TM | TM |
| T30 | T | | TM | TM | TM | TM | TM |
| T33 | | | | | T | TM | TM |
| T35 | | | | | T | T | T |
| T36 | | TM | | | TM | TM | TM |
| Station | 1981 | 82 | 83 | 84 | 85 | 86 | 87 |
| T1 | | | | | | | T |
| T2 | | | | | T | T | T |
| T3 | | | | TM | TM | TM | TM |
| T4 | | TM | | | | | |
| T5 | | TM | | TM | TM | TM | TM |
| T10 | TM | TM | TM | T | T | T | T |

| | | | | | | | |
|------|----|----|----|----|----|----|----|
| T12V | TM | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T12E | | | TM | TM | TM | TM | TM |
| T15 | | | | | | TM | TM |
| T15A | | | | | | TM | TM |
| T17 | TM | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T17A | | | | | M | TM | TM |
| T17B | | | | | | TM | TM |
| T17C | | | | | | TM | TM |
| T21 | | T | | | | | |
| T22 | | | | | | TM | TM |
| T25 | | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T26 | TM | | | | | | |
| T29 | TM | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T30 | TM | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T33 | T | | | | | | |
| T35 | T | | | | | | |
| T36 | TM | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T37 | TM | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T38 | TM | TM | TM | TM | TM | TM | TM |
| T39 | T | | | | | | |
| T40 | T | | | | | | |
| L | | TM | TM | TM | TM | TM | TM |

I 1982 blev der udført en undersøgelse af blåmuslingers metalindhold i en større del af Uummannaq fjorden for at afgrænse det område, hvor en påvirkning fra minevirksomheden kunne spores. Der blev indsamlet ved 12 stationer betegnet A, B, E, G, L, M, N, O, Q, R, S og T, som er vist på figur 2.1.

Desuden foreligger resultater for tang indsamlet to steder i fjorden Amitsuatsiaq i 1983 (mærket AMIT1 og AMIT2 på figur 2.1) og i 1987 på østsiden af øen Appat (mærket APPA på figur 2.1).

6.2 Resultater og diskussion

6.2.1 Tang

Data og analyseresultater er præsenteret i bilag 6.

Tangdata er behandlet statistisk v.h.a. variansanalyser med flere formål:

- at korrigere den variabilitet som skyldes at to forskellige laboratorier har foretaget analyser
- at undersøge og sammenligne tidsudviklingen på de forskellige indsamlingsstationer, bl.a. for at lokalisere de mest betydende kilder til tungmetalbelastningen,
- at finde relationen mellem metalkoncentrationer i hele planter og i unge skud, bl.a. for at kunne

estimere metalkoncentrationen i unge skud for de år, hvor kun hele planter blev indsamlet og analyseret (1972-81),

En del af variabiliteten i data må tilskrives forskelle i de to tangarters akkumulering af tungmetaller. Baseret på analyser af begge tangarter (langfrugtet klørtang og blæretang) indsamlet i Godthåbsfjorden er følgende relationer fundet:

$$\text{Cd-klørtang} = 0.79 \cdot \text{Cd-blæretang}$$

$$\text{Cu-klørtang} = 1.26 \cdot \text{Cu-blæretang}$$

For bly og zink er der ingen forskel mellem arterne. Disse relationer er benyttet på tangdata fra Maarmorilik til at eliminere variabiliteten hidrørende fra artsforskelle. Arten af de indsamlede tangprøver kendes ikke i et mindre antal tilfælde fra 1977, 1978, 1979 og 1981. I disse tilfælde er der ikke foretaget nogen omregning.

Tidsudvikling for tang

Til illustration af tidsudviklingen af tungmetalkoncentrationen i tang er benyttet estimater for metalkoncentrationen beregnet for hvert år og hver station. Data for hele planter og unge skud er behandlet hver for sig. Estimerne for en bestemt indsamlingslokalitet er beregnet på basis af en variansanalyse, der indeholder faktorerne indsamlingsår og laboratorium. Modellen for variansanalysen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_o + f_{\text{år}} + f_{\text{lab}} + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

For de år, hvor der kun er analyser fra ét laboratorium og der foreligger flere prøver fra samme station, vil estimerne være lig med de geometriske middelværdier.

Forskelle i tungmetalkoncentration, som skyldes analyseforskelle mellem de to involverede laboratorier, er for datamaterialet i sin helhed kun af signifikant betydning for cadmium i hele planter, hvor SI-værdierne generelt ligger ca. 12 % lavere end BCR-værdierne. Unge skud er kun analyseret af SI, og der er ingen kobberanalyser fra BCR.

For en række indsamlingslokaliteter er der kun indsamlet prøver i ét eller få år. Endvidere kan prøverne fra lokaliteten overvejende eller helt være analyseret på det ene af laboratorierne. I sådanne tilfælde vil laboratoriefaktoren enten være usikkert bestemt eller umulig at bestemme.

For metallerne bly og zink er parametrene bestemt ved variansanalysen givet i tabel 6.3 for hele planter og i tabel 6.4 for unge skud. Tilsvarende parametre fra variansanalysen af cadmium og kobber er ikke

gengivet, fordi kobberkoncentrationen i tang ikke er forhøjet og cadmiumkoncentrationen kun lokalt forhøjet som beskrevet senere i dette afsnit.

På basis af parametrene fra variansanalysen er estimater for koncentrationerne beregnet som:

$$\text{estimat konc.} = \exp(\mu_o) \exp(f_{lr}) \exp(f_{lab})$$

Enheden for koncentration er $\mu\text{g/g}$ tørvægt.

Tabel 6.3. Variansanalyse af bly- og zinkkoncentrationer i hele tangplanter fra Maarmorilik 1972-1987.

Parameterværdier.

| Station: | St T1 | | St T2 | | St T3 | | St T4 | | St T5 | |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|----|-------|----|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{lr})$): | | | | | | | | | | |
| 1972 | | 0,206 | | | | | | | | |
| 1973 | | 0,197 | | | | | | | | |
| 1978 | 6,373 | 1,516 | 9,885 | 1,361 | | | | | | |
| 1985 | | | 0,624 | 0,411 | | | | | | |
| 1986 | | | 0,755 | 0,510 | | | | | | |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 40,8 | 442 | 25,3 | 316 | | | | | | |
| Antal obs: | 3 | 3 | 5 | 5 | | | | | | |
| Station: | | | | | | | | | | |
| År ($\exp(f_{lr})$): | | | | | | | | | | |
| 1978 | 7,142 | 0,916 | 5,217 | 1,320 | 6,334 | 1,562 | | | | |
| 1982 | | | 1 | 1 | 1,908 | 1,313 | | | | |
| 1984 | 4,027 | 1,124 | | | 2,411 | 1,043 | | | | |
| 1985 | 1,370 | 0,540 | | | 0,969 | 0,912 | | | | |
| 1986 | 1,824 | 0,916 | | | 1,236 | 1,374 | | | | |
| 1987 | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | | | |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 11,9 | 202 | 23,0 | 212 | 13,1 | 160 | | | | |
| Antal obs: | 6 | 6 | 3 | 3 | 7 | 7 | | | | |

| Station: | St T6 | | St T7 | | St T8 | |
|---------------------------------|-------|-----|-------|-----|-------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f_{r})): | | | | | | |
| 1972 | | | | | | 0,415 |
| 1978 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. (exp(f_{lab})): | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ_o)): | 73,0 | 240 | 60,0 | 210 | 61,0 | 160 |
| Antal obs: | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |

| Station: | St T10 | | St T12V | | St T12E | |
|---------------------------------|--------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f_{r})): | | | | | | |
| 1972 | | 0,435 | | 0,182 | | |
| 1973 | | 0,239 | | 1,540 | | |
| 1976 | 3,658 | 1,226 | | | | |
| 1977 | 2,394 | 1,294 | 2,264 | 1,895 | | |
| 1978 | 4,116 | 1,347 | 8,240 | 2,000 | | |
| 1979 | 3,022 | 1,175 | 5,207 | 1,694 | | |
| 1980 | 1,395 | 0,999 | 6,240 | 2,502 | | |
| 1981 | 1,338 | 1,091 | 8,077 | 2,363 | | |
| 1982 | 2,083 | 1,733 | 1,852 | 1,385 | | |
| 1983 | 2,190 | 0,987 | 3,442 | 1,706 | 5,720 | 1,619 |
| 1984 | 3,532 | 1,436 | 3,287 | 1,332 | 4,096 | 0,869 |
| 1985 | 1,231 | 0,856 | 1,893 | 0,766 | 1,900 | 0,739 |
| 1986 | 2,433 | 1,131 | 1,429 | 1,058 | 2,560 | 0,926 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. (exp(f_{lab})): | | | | | | |
| BCR | 1,023 | 1,033 | 1,198 | 1,314 | 2,560 | 0,926 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ_o)): | 29,4 | 324 | 84,8 | 526 | 52,6 | 614 |
| Antal obs: | 18 | 18 | 19 | 19 | 6 | 6 |

| Station: | St T15 | | St T15A | | St T17 | |
|-----------------------------|--------|-------|---------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f_{r})): | | | | | | |
| 1972 | | | | | | 0,210 |
| 1978 | 5,726 | 1,035 | | | 3,114 | 1,146 |
| 1981 | | | | | 3,762 | 1,245 |
| 1982 | | | | | 3,050 | 1,275 |
| 1983 | | | | | 2,852 | 1,175 |
| 1984 | | | | | 3,554 | 1,343 |
| 1985 | | | | | 2,522 | 1,259 |
| 1986 | 1,551 | 1,126 | 1,863 | 1,898 | 2,000 | 0,954 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | | | |
|------------------------------|------|-----|------|-----|-------|-------|
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1,044 | 1,311 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 16,3 | 299 | 14,6 | 230 | 9,04 | 247 |
| Antal obs: | 5 | 5 | 3 | 3 | 12 | 12 |

| | | | | | | |
|---------------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| Station: | St T17A | | St T17B | | St T17C | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1976 | 3,065 | 1,815 | | | | |
| 1977 | 4,683 | 1,933 | | | | |
| 1978 | 1,954 | 1,069 | | | | |
| 1979 | 3,248 | 1,270 | | | | |
| 1980 | 3,171 | 1,374 | | | | |
| 1986 | 1,429 | 0,855 | 1,608 | 1,096 | 1,055 | 1,384 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | | | |
|------------------------------|-------|-------|------|-----|------|-----|
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 0,982 | 0,902 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 11,3 | 226 | 12,2 | 260 | 15,7 | 224 |
| Antal obs: | 11 | 11 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| | | | | | | |
|---------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| Station: | St T18 | | St T21 | | St T22 | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1973 | | 0,186 | | 0,125 | | |
| 1978 | 1 | 1 | | | 3,317 | 1,528 |
| 1982 | | | 1 | 1 | | |
| 1986 | | | | | 0,840 | 1,051 |
| 1987 | | | | | 1 | 1 |

| | | | | | | |
|------------------------------|------|-----|-----|-----|------|-----|
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 31,3 | 345 | 102 | 827 | 11,0 | 180 |
| Antal obs: | 3 | 3 | 2 | 2 | 5 | 5 |

| | | | | | | |
|---------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| Station: | St T25 | | St T26 | | St T29 | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1972 | | | | 0,138 | | 0,185 |
| 1973 | | | | 0,200 | | |
| 1976 | | | 1,343 | 1,818 | | |
| 1977 | | | 1,226 | 1,624 | 3,059 | 1,598 |
| 1978 | 2,401 | 1,307 | 1,119 | 1,303 | 2,452 | 1,575 |
| 1979 | | | 1,166 | 0,950 | 2,743 | 1,050 |

| | | | | | | |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1980 | | | 1,195 | 1,074 | 1,857 | 1,021 |
| 1981 | | | 1 | 1 | 2,314 | 1,202 |
| 1982 | 0,795 | 0,524 | | | 1,672 | 1,131 |
| 1983 | 1,568 | 0,978 | | | 1,581 | 0,896 |
| 1984 | 1,498 | 0,972 | | | 2,000 | 0,962 |
| 1985 | 1,125 | 1,342 | | | 1,162 | 0,900 |
| 1986 | 1,084 | 1,192 | | | 0,971 | 0,825 |
| 1987 | 1 | 1 | | | 1 | 1 |

| | | | | | | |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 2,300 | 2,614 | 0,998 | 0,999 | 0,971 | 1,042 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 9,3 | 170 | 17,2 | 182 | 10,1 | 210 |
| Antal obs: | 10 | 10 | 11 | 11 | 19 | 19 |

| | | | | | | |
|---------------------|-------|--------|-------|--------|--|--|
| Station: | | St T27 | | St T28 | | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | | |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1972 | | | | 0,211 | | |
| 1976 | | | 0,850 | 0,834 | | |
| 1977 | | | 1,100 | 1,261 | | |
| 1978 | 0,910 | 1,104 | 1 | 1 | | |
| 1979 | 1 | 1 | | | | |

| | | | | | | |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|--|--|
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 1,439 | 1,027 | 1,102 | 1,068 | | |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 6,62 | 104 | 18,2 | 216 | | |
| Antal obs: | 6 | 6 | 7 | 7 | | |

| | | | | | | | |
|---------------------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|--|
| Station: | | St T30 | | St T33 | | St T36 | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn | |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | | |
| 1972 | | 0,139 | | | | | |
| 1973 | | | | | | 0,256 | |
| 1976 | 2,907 | 1,126 | | | | | |
| 1977 | 7,050 | 1,046 | | | | | |
| 1978 | 2,340 | 0,999 | 1,551 | 1,560 | 3,540 | 1,690 | |
| 1979 | 3,404 | 0,966 | 1,948 | 1,446 | 3,099 | 1,198 | |
| 1980 | 4,384 | 1,383 | 1,777 | 1,117 | 2,368 | 1,047 | |
| 1981 | 2,620 | 1,051 | 1 | 1 | 2,654 | 1,150 | |
| 1982 | 1,935 | 0,740 | | | 1,470 | 1,073 | |
| 1983 | 2,065 | 1,008 | | | 1,952 | 0,995 | |
| 1984 | 2,980 | 1,073 | | | 2,366 | 1,022 | |
| 1985 | 1,857 | 1,127 | | | 0,757 | 1,576 | |
| 1986 | 1,747 | 0,847 | | | 1,946 | 1,296 | |
| 1987 | 1 | 1 | | | 1 | 1 | |

| | | | | | | |
|------------------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 1,176 | 1,324 | 0,951 | 0,892 | 1,359 | 1,045 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 7,87 | 215 | 3,49 | 61,4 | 3,2 | 95,5 |
| Antal obs: | 23 | 23 | 10 | 10 | 18 | 18 |
| Station: | | | | | | |
| | St T35 | | St T39 | | St T40 | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1978 | 2,430 | 2,128 | | | | |
| 1979 | 2,617 | 1,353 | | | | |
| 1980 | 2,000 | 1,021 | | | | |
| 1981 | 1 | 1 | | | | |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 0,481 | 0,631 | 0,562 | 1,103 | 0,740 | 1,595 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 5,3 | 117 | 4,00 | 48,5 | 5,00 | 47,0 |
| Antal obs: | 11 | 11 | 5 | 5 | 3 | 3 |
| Station: | | | | | | |
| | St T37 | | St T38 | | St L | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1981 | 3,658 | 1,826 | 4,938 | 1,377 | | |
| 1982 | 6,153 | 1,324 | 3,096 | 1,104 | | |
| 1983 | 4,362 | 1,468 | 3,725 | 0,955 | 4,084 | 1,019 |
| 1984 | 4,688 | 0,981 | 4,836 | 0,980 | 9,143 | 1,256 |
| 1985 | 1,679 | 1,184 | 1,184 | 1,004 | 1,954 | 1,104 |
| 1986 | 1,982 | 0,945 | 1,881 | 1,042 | 1,745 | 1,276 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 0,677 | 0,977 | 0,844 | 1,177 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 1,08 | 53,3 | 0,690 | 28,8 | 0,470 | 10,4 |
| Antal obs: | 10 | 10 | 12 | 12 | 6 | 6 |

Tabel 6.4. Variansanalyse af bly- og zinkkoncentrationer i unge skud af tang fra Maarmorilik 1976-1987. Parameterværdier.

| | | | | |
|---------------------|-------|----|-------|-------|
| Station: | | | | |
| | St T1 | | St T2 | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | |
| 1985 | | | 0,537 | 0,567 |
| 1986 | | | 0,842 | 0,640 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | |
|------------------------------|------|-----|------|-----|
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 23,7 | 347 | 11,1 | 173 |
| Antal obs: | 3 | 3 | 7 | 7 |

| Station: | St T3 | | St T5 | | St T10 | |
|-------------------------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{i_r})$): | | | | | | |
| 1981 | | | | | 2,134 | 1,012 |
| 1982 | | | 1,866 | 1,010 | 1,861 | 1,252 |
| 1983 | | | | | 2,450 | 0,975 |
| 1984 | 3,554 | 1,455 | 2,201 | 0,927 | 5,680 | 1,323 |
| 1985 | 1,605 | 0,612 | 0,691 | 0,497 | 1,330 | 1,052 |
| 1986 | 0,855 | 0,981 | 1,565 | 0,865 | 2,635 | 1,314 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | | | |
|------------------------------|------|-----|------|-----|------|-----|
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 5,71 | 103 | 7,90 | 130 | 13,1 | 258 |
| Antal obs: | 9 | 9 | 10 | 10 | 14 | 14 |

| Station: | St T12V | | St T12E | | St T15 | |
|-------------------------|---------|-------|---------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{i_r})$): | | | | | | |
| 1982 | 1,775 | 1,177 | | | | |
| 1983 | 2,651 | 1,280 | 3,404 | 1,271 | | |
| 1984 | 4,354 | 1,206 | 5,463 | 1,105 | | |
| 1985 | 2,399 | 0,912 | 1,296 | 0,848 | | |
| 1986 | 2,316 | 1,175 | 3,743 | 1,147 | 2,474 | 1,232 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | | | |
|------------------------------|------|-----|------|-----|------|-----|
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 36,6 | 406 | 31,4 | 484 | 8,74 | 225 |
| Antal obs: | 15 | 15 | 11 | 11 | 5 | 5 |

| Station: | St T15A | | St T17 | | St T17A | |
|-------------------------|---------|-------|--------|-------|---------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{i_r})$): | | | | | | |
| 1981 | | | 4,707 | 1,713 | | |
| 1982 | | | 2,186 | 0,872 | | |
| 1983 | | | 2,593 | 1,340 | | |
| 1984 | | | 3,139 | 0,976 | | |
| 1985 | | | 1,713 | 0,808 | | |
| 1986 | 2,319 | 1,850 | 1,644 | 1,255 | 1,598 | 1,156 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | | | |
|------------------------------|------|-----|------|-----|------|-----|
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 8,32 | 163 | 6,59 | 161 | 6,90 | 139 |
| Antal obs: | 5 | 5 | 16 | 16 | 5 | 5 |

| Station: | St T17B | | St T17C | | St T22 | |
|-----------------------------------|---------|-------|---------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f _t)): | | | | | | |
| 1986 | 1,835 | 1,385 | 2,382 | 1,175 | 0,688 | 0,997 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ ₀)): | 6,28 | 129 | 4,79 | 157 | 8,84 | 124 |
| Antal obs: | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |

| Station: | St T25 | | St T29 | | St T30 | |
|-----------------------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f _t)): | | | | | | |
| 1981 | | | 4,963 | 1,850 | 3,190 | 1,373 |
| 1982 | 1,237 | 1,376 | 1,861 | 1,078 | 1,655 | 1,034 |
| 1983 | 1,914 | 1,019 | 2,248 | 1,123 | 1,815 | 1,188 |
| 1984 | 2,843 | 1,271 | 3,258 | 1,361 | 3,105 | 1,377 |
| 1,749 1,358 | 0,867 | 1,124 | 0,831 | | | |
| 1986 | 1,123 | 1,132 | 1,412 | 1,361 | 1,944 | 1,244 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ ₀)): | 3,74 | 105,4 | 4,26 | 100 | 5,12 | 107 |
| Antal obs: | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |

| Station: | St T36 | | St T37 | | St T38 | |
|-----------------------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f _t)): | | | | | | |
| 1982 | 2,716 | 1,009 | 2,815 | 1,080 | 3,831 | 0,858 |
| 1983 | 2,824 | 1,160 | 3,177 | 0,956 | 4,773 | 0,890 |
| 1,142 5,948 | 1,003 | 7,272 | 1,132 | 1985 | 1,260 | 0,849 |
| 0,685 0,820 | 1986 | 2,578 | 1,579 | 1,756 | 1,014 | 1,992 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ ₀)): | 1,44 | 55,0 | 0,961 | 42,1 | 0,444 | 21,9 |
| Antal obs: | 14 | 14 | 13 | 13 | 13 | 13 |

| Station: | St L | |
|-----------------------------------|-------|-------|
| | Pb | Zn |
| År (exp(f _t)): | | |
| 1982 | 1,554 | 0,879 |
| 1983 | 4,332 | 1,117 |
| 1984 | 7,250 | 1,359 |
| 1985 | 0,938 | 0,899 |
| 1986 | 0,667 | 1,351 |
| 1987 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ ₀)): | 0,435 | 8,45 |
| Antal obs: | 13 | 13 |

Af tabellerne 6.3 og 6.4 fremgår, hvorledes bly- og zinkkoncentrationen har varieret gennem årene på de forskellige indsamlingsstationer. Eksempelvis ses det, at blykoncentrationen på station T5 er aftaget ca. 1/6 fra 1978 til 1987 i hele tangplanter (tabel 6.3). Tabellerne er iøvrigt kommenteret nedenfor sammen med figurerne 6.1-6.10.

På figur 6.1-6.8 er vist årsvariationen af estimater for metalkoncentrationerne ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for såvel hele planter som unge skud og henført til laboratoriet SI. Tidsserierne er opdelt i to grupper. Den første gruppe (gruppe I) består af indsamlingsstationerne T3, T10, T12V, T12E, T17 og T30, som alle ligger mindre end 4 km fra Maarmorilik (figur 2.2). Den anden gruppe (gruppe II) består af T25, T29, T36, T37, og T38 og L, som ligger mellem 4 og 37 km fra Maarmorilik (figur 2.1). Figurerne er kommenteret sammen med figur 6.9 og 6.10 (se nedenfor).

Af figurerne fremgår, at i unge skud er der næsten samme relative tidsudvikling i metalkoncentrationerne ved de forskellige stationer, mens det for hele planter gælder, at den relative tidsudvikling varierer mere mellem stationerne.

SI's analyser af såvel hele planter som unge skud for perioden 1982-87 er benyttet i en variansanalyse til at bestemme relationen mellem tungmetalkoncentrationen i unge skud og hele planter. Relationen er antaget uafhængig af indsamlingslokaliteten (og dermed af koncentrationsniveauet), og data fra alle lokaliteter er derfor behandlet samlet. Variansanalysen indeholder faktorerne indsamlingsår, lokalitet og plantedel. Modellen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_o + f_{\text{år}} + f_{\text{lok}} + f_{\text{del}} + e$$

De fundne relationer er

$$\text{Cd - unge skud} = 0,99 \text{ Cd - hel plante}$$

$$\text{Cu - unge skud} = 0,77 \text{ Cu - hel plante}$$

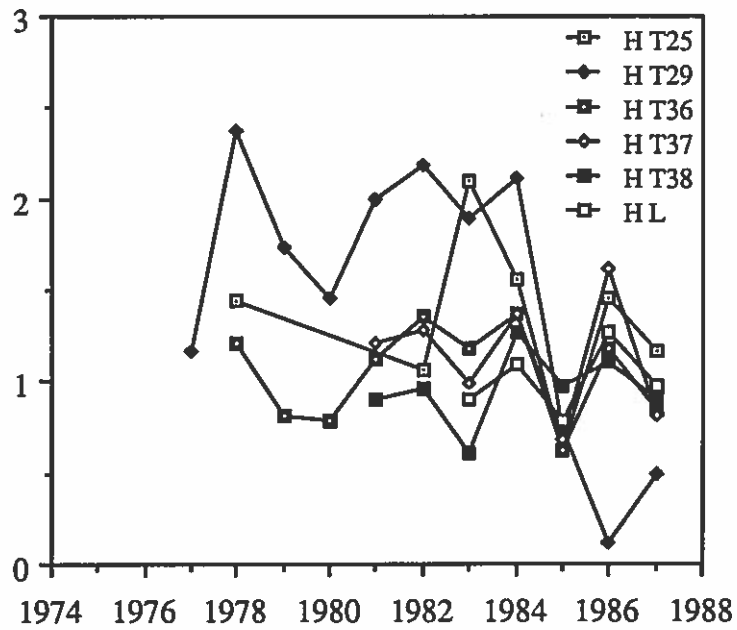
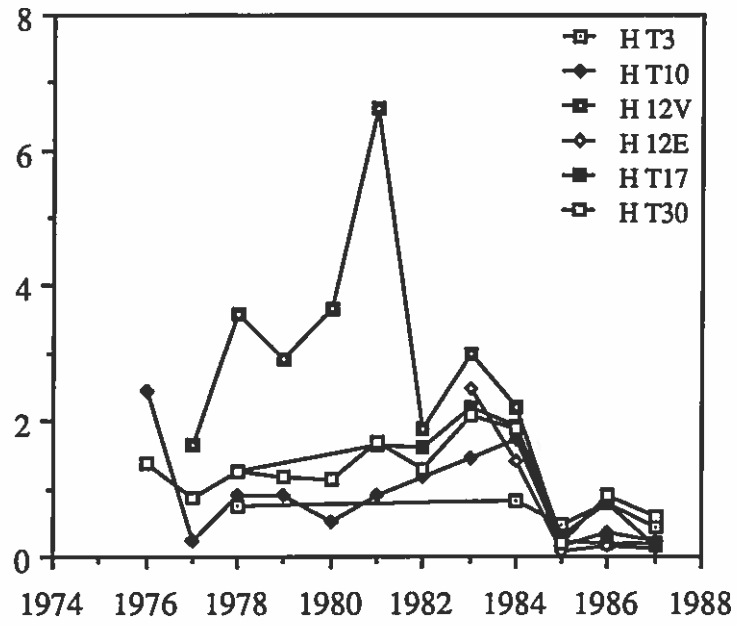
$$\text{Pb - unge skud} = 0,61 \text{ Pb - hel plante}$$

$$\text{Zn - unge skud} = 0,69 \text{ Zn - hel plante}$$

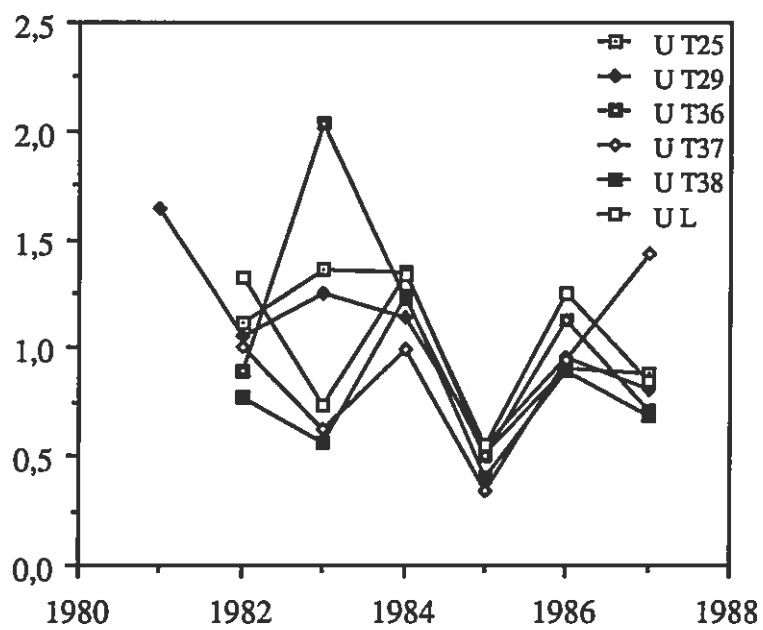
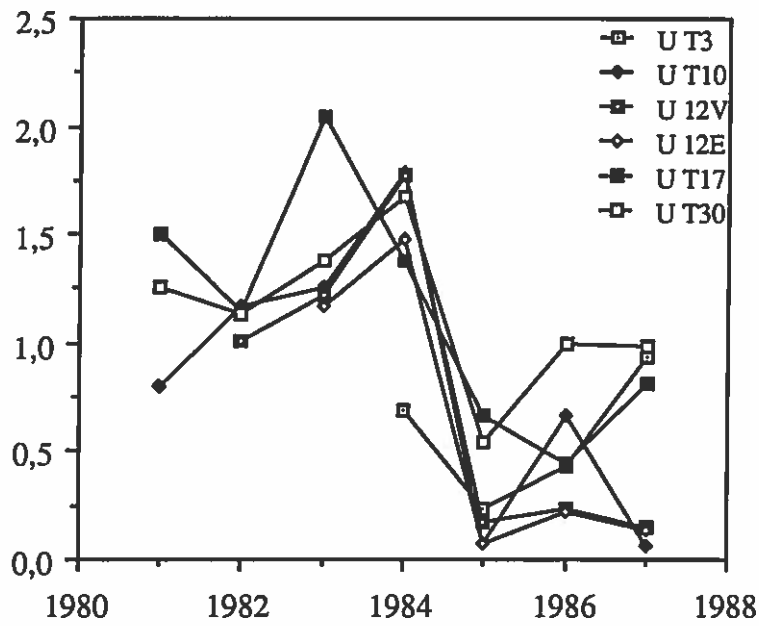
Bortset fra cadmium er forskellen i tungmetalkoncentration mellem hele planter og unge skud signifikant.

De unge skud har således generelt lavere metalkoncentrationer end hele planter, hvilket må forventes, idet koncentrationen i unge skud repræsenterer metalbelastningen over en kortere periode (formentlig 1-3 år) før prøveindsamlingen i modsætning til hele planter, som har optaget metaller over en længere årrække. Hele tangplanter og skud kan ikke aldersbestemmes, så det vides ikke nøjagtigt over hvor lang periode det metalindhold, som måles i dem, er akkumuleret. Forskellen er størst for bly (39 % lavere i unge skud).

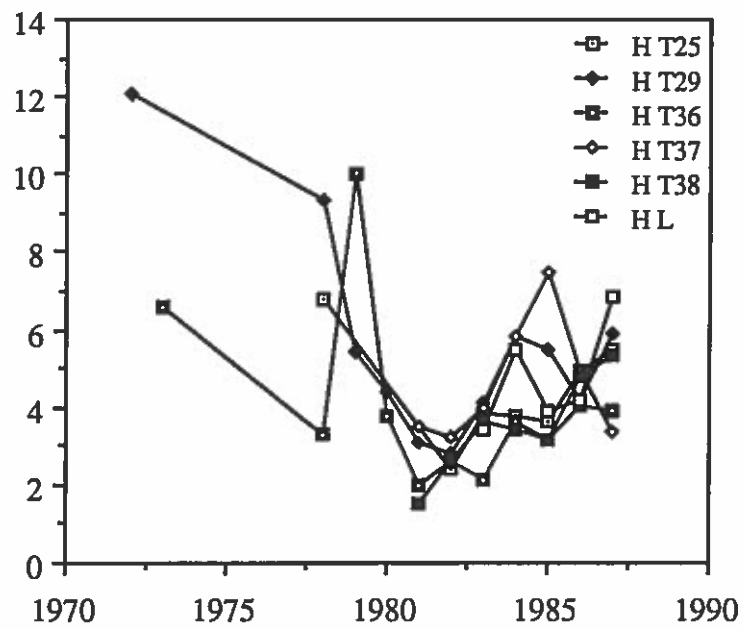
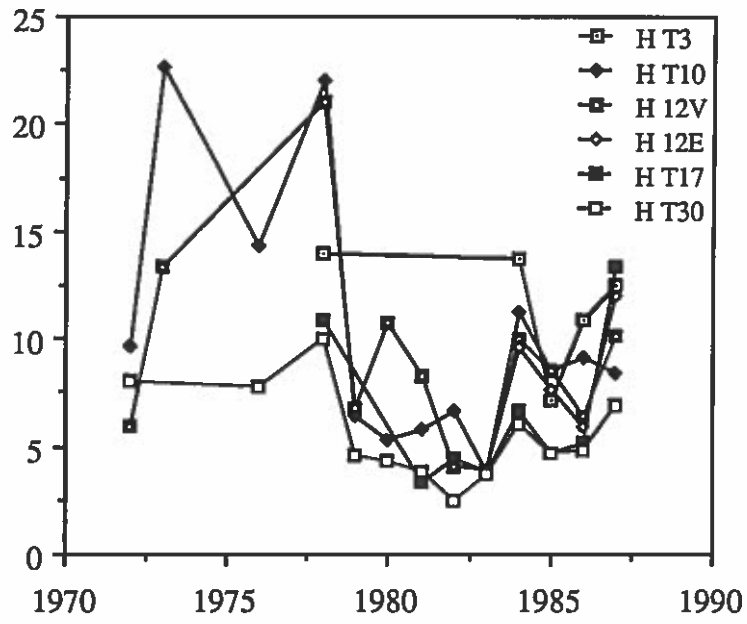
Med disse relationer og med en variansanalyse med faktorerne indsamlingsår og laboratorium er der



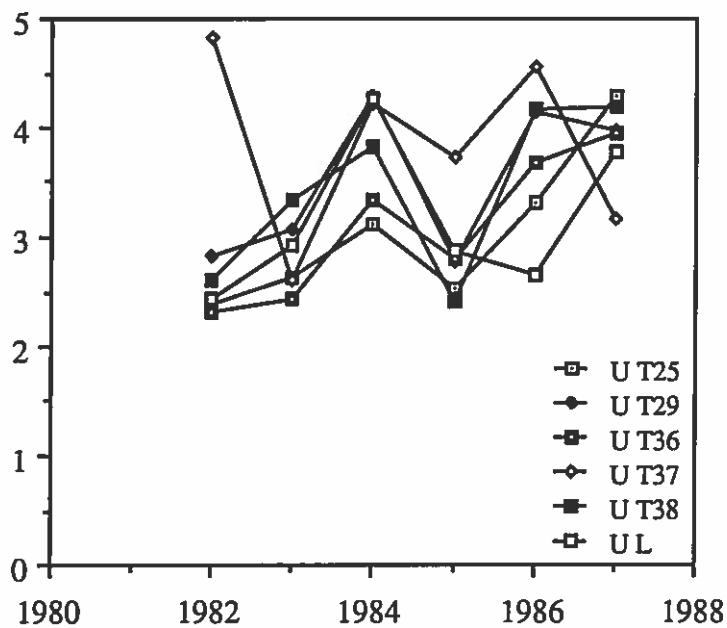
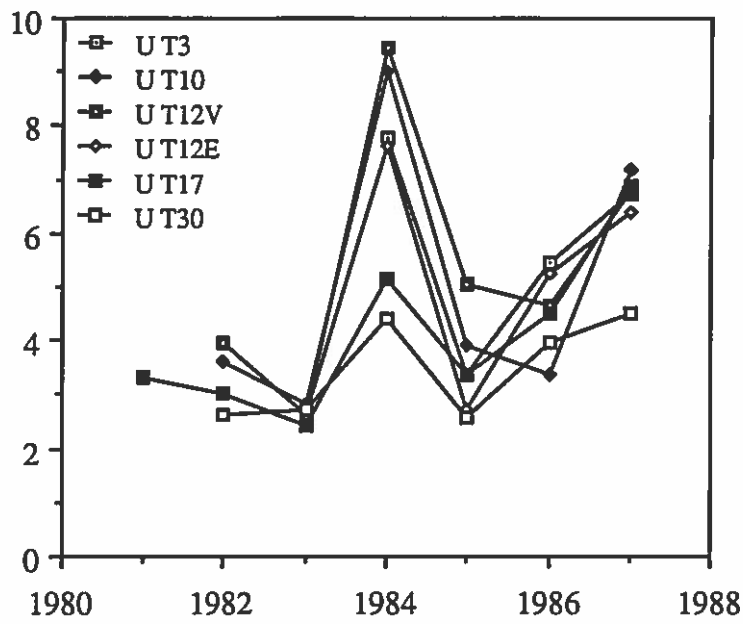
Figur 6.1. Estimeret Cd-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter.



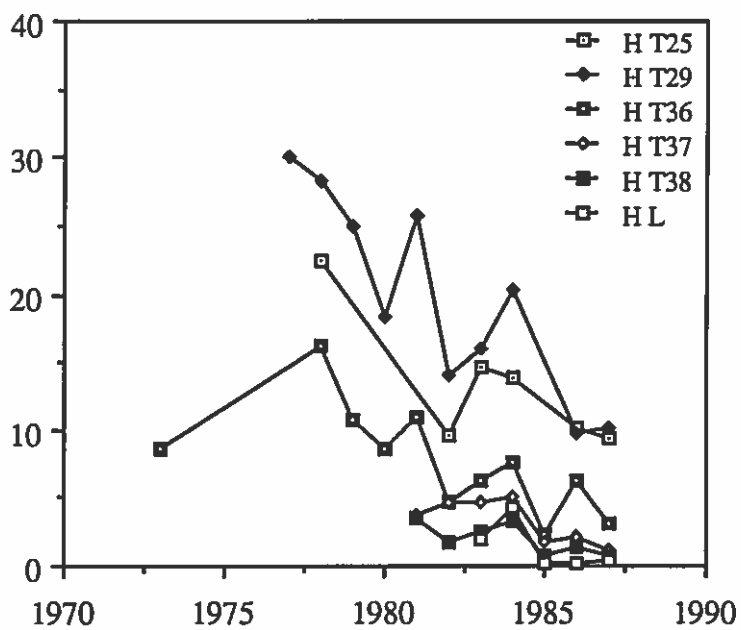
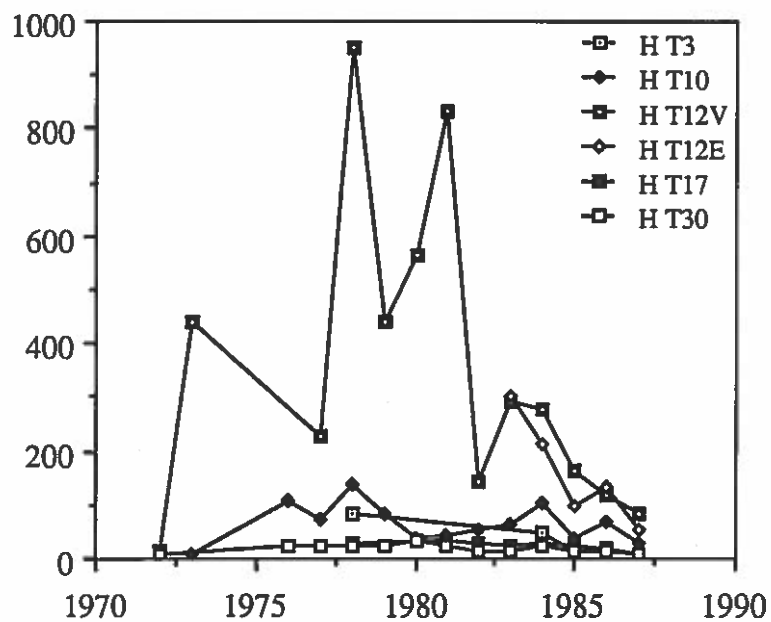
Figur 6.2. Estimeret Cd-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter.



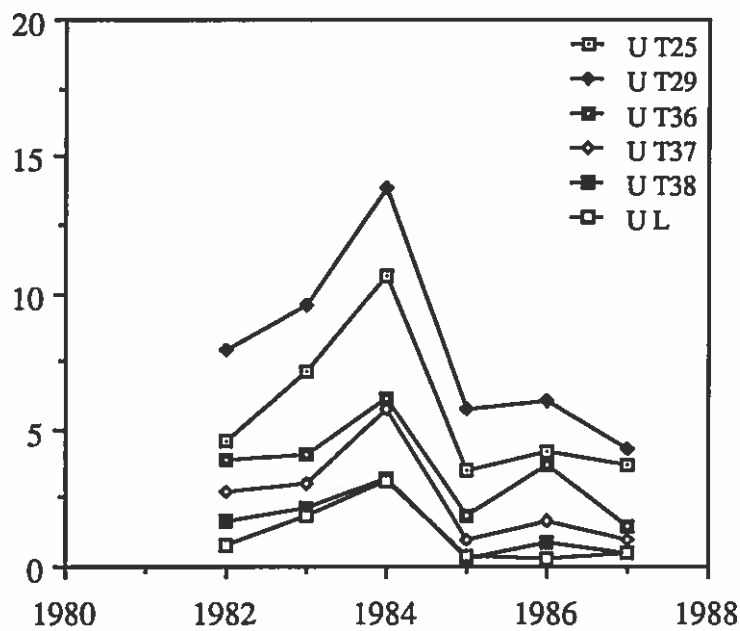
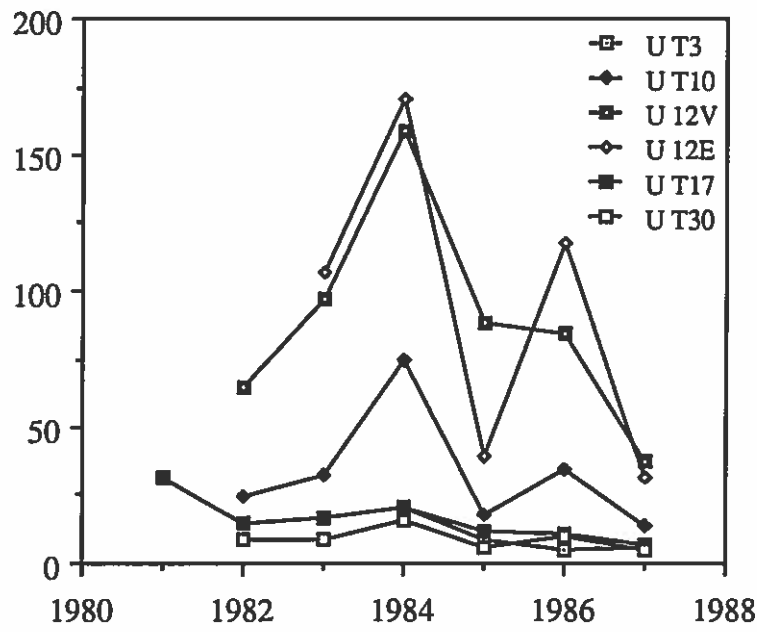
Figur 6.3. Estimeret Cu-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter.



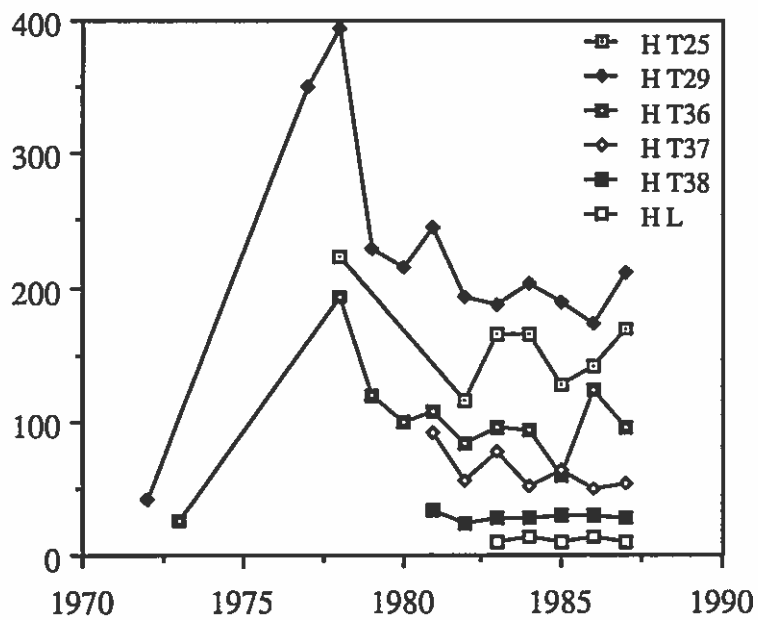
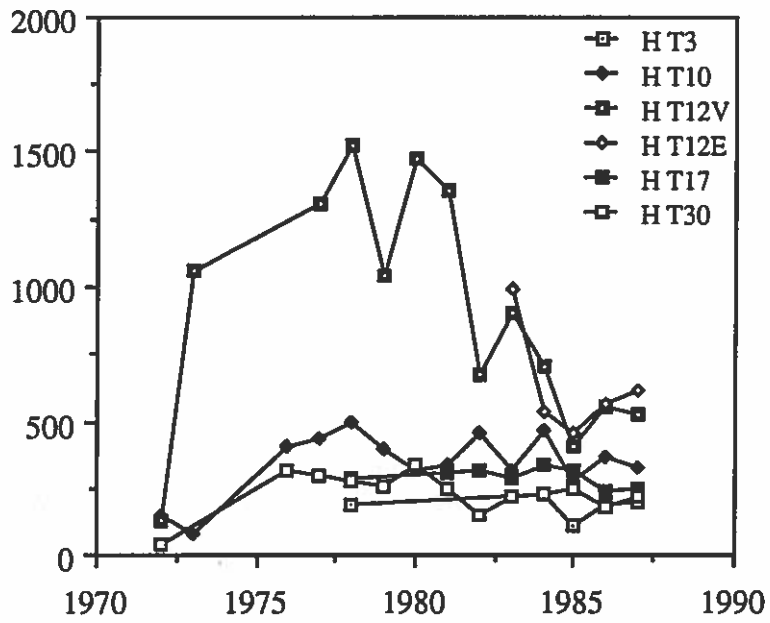
Figur 6.4. Estimeret Cu-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter.



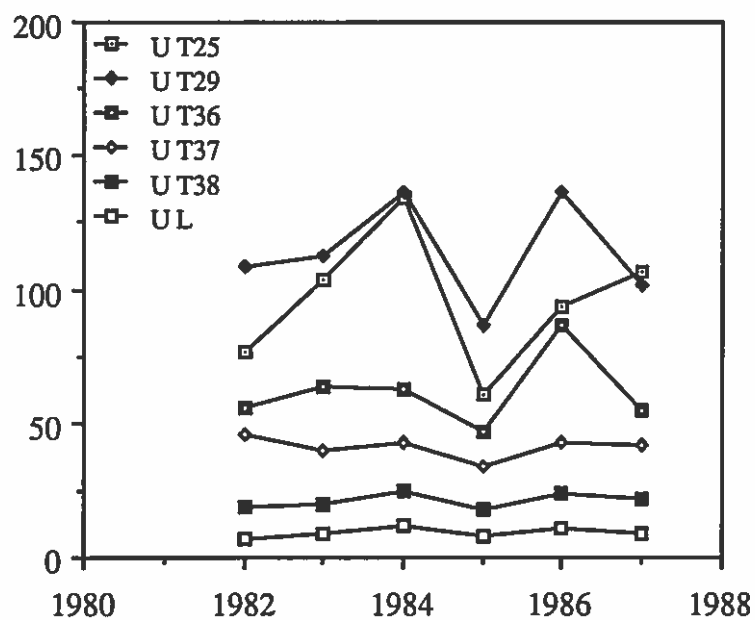
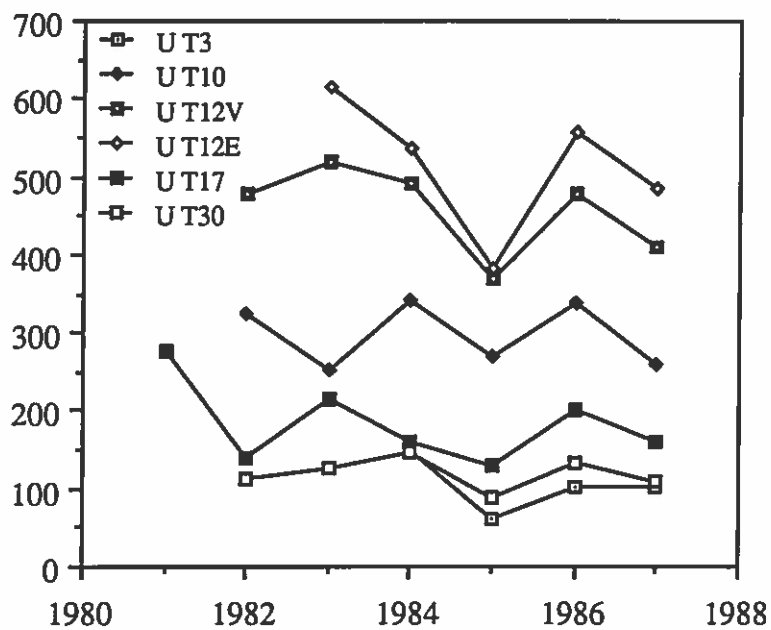
Figur 6.5. Estimeret Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter.



Figur 6.6. Estimeret Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter.



Figur 6.7. Estimeret Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter.



Figur 6.8. Estimeret Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter.

estimeret værdier for unge skud i hele perioden 1972-1987 for hver lokalitet. Modellen for variansanalysen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_0 + f_{\text{år}} + f_{\text{lab}} + e$$

Resultatet af analysen er givet i tabel 6.5 for metallerne bly og zink.

Tabel 6.5. Variansanalyse af metalkoncentrationer i tang fra Maarmorilik 1972-1987 henført til unge skud. Parameterværdier.

| Station: | St T1 | | St T2 | | St T3 | | St T4 | | St T5 | |
|----------------------------------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|----|-------|----|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | | | | | | | |
| 1972 | | 0,180 | | | | | | | | |
| 1973 | | 0,189 | | | | | | | | |
| 1978 | 6,573 | 1,391 | 12,293 | 1,589 | | | | | | |
| 1985 | | | 0,564 | 0,509 | | | | | | |
| 1986 | | | 0,812 | 0,593 | | | | | | |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| Lab. ($\exp(f_{\text{lab}})$): | | | | | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 24,1 | 333 | 12,4 | 187 | | | | | | |
| Antal obs: | 6 | 6 | 12 | 12 | | | | | | |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | | | | | | | |
| 1978 | 8,381 | 1,121 | 5,217 | 1,320 | 6,373 | 1,441 | | | | |
| 1982 | | | 1 | 1 | 1,878 | 1,133 | | | | |
| 1984 | 3,706 | 1,335 | | | 2,266 | 0,991 | | | | |
| 1985 | 1,522 | 0,587 | | | 0,772 | 0,626 | | | | |
| 1986 | 1,101 | 0,956 | | | 1,443 | 1,038 | | | | |
| 1987 | 1 | 1 | | | 1 | 1 | | | | |
| Lab. ($\exp(f_{\text{lab}})$): | | | | | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 6,18 | 114 | 14,0 | 146 | 7,95 | 120 | | | | |
| Antal obs: | 15 | 15 | 4 | 4 | 17 | 17 | | | | |

| Station: | St T6 | | St T7 | | St T8 | |
|----------------------------------|-------|-----|-------|-----|-------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | | | |
| 1972 | | | | | | 0,415 |
| 1978 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. ($\exp(f_{\text{lab}})$): | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 44,5 | 166 | 36,6 | 145 | 110 | 0,342 |
| Antal obs: | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |

| Station: | St T10 | | St T12V | | St T12E | |
|----------------------------------|--------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | | | |
| 1972 | | 0,386 | | 0,168 | | |
| 1973 | | 0,213 | | 1,416 | | |
| 1976 | 4,263 | 1,089 | | | | |
| 1977 | 2,790 | 1,150 | 2,672 | 1,744 | | |
| 1978 | 4,933 | 1,212 | 9,885 | 1,844 | | |
| 1979 | 3,622 | 1,055 | 6,347 | 1,565 | | |
| 1980 | 1,670 | 0,891 | 7,606 | 2,312 | | |
| 1981 | 1,704 | 1,007 | 9,845 | 2,184 | | |
| 1982 | 2,046 | 1,430 | 1,891 | 1,251 | | |
| 1983 | 2,361 | 0,979 | 2,892 | 1,409 | 4,047 | 1,377 |
| 1984 | 4,850 | 1,359 | 3,963 | 1,247 | 4,963 | 1,020 |
| 1985 | 1,340 | 0,982 | 2,217 | 0,861 | 1,473 | 0,810 |
| 1986 | 2,568 | 1,250 | 1,972 | 1,134 | 3,300 | 1,067 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. ($\exp(f_{\text{lab}})$): | | | | | | |
| BCR | 1,081 | 1,057 | 1,278 | 1,324 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 14,6 | 246 | 41,1 | 391 | 31,6 | 463 |
| Antal obs: | 32 | 32 | 34 | 34 | 17 | 17 |

| Station: | St T15 | | St T15A | | St T17 | |
|-------------------------------|--------|-------|---------|----|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | | | |
| 1972 | | | | | | 0,199 |
| 1978 | 6,234 | 0,976 | | | 2,765 | 1,191 |
| 1981 | | | | | 3,873 | 1,369 |
| 1982 | | | | | 2,532 | 1,040 |
| 1983 | | | | | 2,678 | 1,283 |
| 1984 | | | | | 3,271 | 1,085 |
| 1985 | | | | | 1,948 | 0,937 |

| | | | | | | |
|------------------------------|-------|----------|-------|---------|-------|---------|
| 1986 | 2,117 | 1,196 | 2,155 | 1,866 | 1,754 | 1,145 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1,004 | 1,441 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 9,13 | 219 | 8,51 | 161 | 6,21 | 164 |
| Antal obs: | 10 | 10 | 8 | 8 | 28 | 28 |
| Station: | | St T 17A | | St T17B | | St T17C |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1976 | 3,062 | 1,962 | | | | |
| 1977 | 4,679 | 2,099 | | | | |
| 1978 | 1,944 | 1,156 | | | | |
| 1979 | 3,241 | 1,373 | | | | |
| 1980 | 3,165 | 1,446 | | | | |
| 1986 | 1,537 | 1,045 | 1,756 | 1,281 | 1,822 | 1,241 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 0,982 | 0,902 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 6,90 | 144 | 6,65 | 144 | 6,04 | 156 |
| Antal obs: | 16 | 16 | 8 | 8 | 8 | 8 |
| Station: | | St T18 | | St T21 | | St T22 |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År ($\exp(f_r)$): | | | | | | |
| 1973 | | 0,186 | | 0,125 | | |
| 1978 | 1 | 1 | | | 2,759 | 1,528 |
| 1982 | | | 1 | 1 | | |
| 1986 | | | | | 0,736 | 0,982 |
| 1987 | | | | | 1 | 1 |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | | | |
| BCR | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_o)$): | 19,1 | 238 | 62,2 | 571 | 8,07 | 124 |
| Antal obs: | 4 | 4 | 3 | 3 | 10 | 10 |

| Station: | St T25 | | St T26 | | St T27 | |
|---------------------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp($f_{\text{år}}$)): | | | | | | |
| 1972 | | | | 0,138 | | |
| 1973 | | | | 0,201 | | |
| 1976 | | | 1,342 | 1,818 | | |
| 1977 | | | 1,226 | 1,626 | | |
| 1978 | 3,176 | 1,404 | 1,119 | 1,303 | 0,910 | 1,105 |
| 1979 | | | 1,166 | 0,950 | 1 | 1 |
| 1980 | | | 1,195 | 1,074 | | |
| 1981 | | | 1 | 1 | | |
| 1982 | 1,067 | 0,652 | | | | |
| 1983 | 1,791 | 0,980 | | | | |
| 1984 | 2,295 | 1,163 | | | | |
| 1985 | 1,002 | 0,624 | | | | |
| 1986 | 1,110 | 0,869 | | | | |
| 1987 | 1 | 1 | | | | |
| Lab. (exp(f_{lab})): | | | | | | |
| BCR | 2,261 | 2,257 | 0,998 | 1,001 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ_0)): | 4,29 | 109 | 10,5 | 125 | 4,04 | 71,9 |
| Antal obs: | 25 | 25 | 12 | 12 | 7 | 7 |
| Station: | St T28 | | St T29 | | St T30 | |
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp($f_{\text{år}}$)): | | | | | | |
| 1972 | | 0,211 | | 0,224 | | 0,172 |
| 1976 | 0,850 | 0,826 | | | 2,820 | 1,391 |
| 1977 | 1,100 | 1,261 | 3,912 | 1,931 | 2,517 | 1,292 |
| 1978 | 1 | 1 | 3,136 | 1,941 | 2,257 | 1,237 |
| 1979 | | | 3,508 | 1,306 | 3,287 | 1,194 |
| 1980 | | | 2,373 | 1,281 | 4,225 | 1,709 |
| 1981 | | | 3,374 | 1,540 | 2,751 | 1,277 |
| 1982 | | | 1,876 | 1,158 | 1,775 | 0,922 |
| 1983 | | | 1,998 | 1,041 | 1,895 | 1,124 |
| 1984 | | | 2,769 | 1,212 | 3,064 | 1,267 |
| 1985 | | | 1,289 | 0,878 | 1,328 | 0,920 |
| 1986 | | | 1,246 | 1,151 | 1,876 | 1,094 |
| 1987 | | | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Lab. (exp(f_{lab})): | | | | | | |
| BCR | 1,102 | 1,067 | 0,971 | 1,105 | 1,161 | 1,330 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ_0)): | 11,1 | 149 | 4,82 | 113 | 5,01 | 120 |
| Antal obs: | 8 | 8 | 34 | 34 | 38 | 38 |

| Station: | St T33 | | St T35 | | St T36 | |
|---------------------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f_{r})): | | | | | | |
| 1973 | | | | | | 0,278 |
| 1978 | 1,551 | 1,560 | 2,432 | 2,128 | 4,495 | 1,857 |
| 1979 | 1,946 | 1,446 | 2,617 | 1,352 | 3,933 | 1,318 |
| 1980 | 1,778 | 1,117 | 2,000 | 1,022 | 2,980 | 1,159 |
| 1981 | 1 | 1 | 1 | 1 | 3,340 | 1,273 |
| 1982 | | | | | 2,130 | 1,062 |
| 1983 | | | | | 2,497 | 1,103 |
| 1984 | | | | | 3,561 | 1,085 |
| 1985 | | | | | 1,063 | 0,770 |
| 1986 | | | | | 2,347 | 1,478 |
| 1987 | | | | | 1 | 1 |
| Lab. (exp(f_{lab})): | | | | | | |
| BCR | 0,951 | 0,892 | 0,481 | 1,584 | 1,293 | 1,086 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ_0)): | 11,1 | 149 | 4,82 | 113 | 5,01 | 120 |
| Antal obs: | 11 | 11 | 12 | 12 | 32 | 32 |

| Station: | St T37 | | St T38 | | St T39 | |
|---------------------------------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f_{r})): | | | | | | |
| 1981 | 2,620 | 1,645 | 4,953 | 1,262 | 1 | 1 |
| 1982 | 3,743 | 1,161 | 3,480 | 0,947 | | |
| 1983 | 3,532 | 1,103 | 4,393 | 0,911 | | |
| 1984 | 5,490 | 0,996 | 6,347 | 1,079 | | |
| 1985 | 1,230 | 0,908 | 0,823 | 0,877 | | |
| 1986 | 1,828 | 0,990 | 1,954 | 1,076 | | |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 | | |
| Lab. (exp(f_{lab})): | | | | | | |
| BCR | 0,795 | 1,004 | 0,782 | 0,889 | 0,561 | 1,103 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept (exp(μ_0)): | 0,847 | 40,2 | 0,436 | 21,2 | 2,44 | 33,4 |
| Antal obs: | 23 | 23 | 25 | 25 | 6 | 6 |

| Station: | St T40 | | St. L | |
|-----------------------------|--------|----|-------|-------|
| | Pb | Zn | Pb | Zn |
| År (exp(f_{r})): | | | | |
| 1981 | 1 | 1 | | |
| 1982 | | | 1,785 | 0,928 |
| 1983 | | | 4,250 | 1,084 |
| 1984 | | | 8,037 | 1,324 |
| 1985 | | | 0,766 | 0,901 |

| | | | | |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| 1986 | | | 1,578 | 1,326 |
| 1987 | | | 1 | 1 |
| Lab. ($\exp(f_{lab})$): | | | | |
| BCR | 0,740 | 1,595 | 1 | 1 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 3,05 | 32,4 | 0,379 | 8,002 |
| Antal obs: | 4 | 4 | 19 | 19 |

På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen (givet i tabel 6.5 for bly og zink's vedkommende) er estimater for unge skud beregnet som:

$$\text{estimat konc.} = \exp(\mu_0) \cdot \exp(f_{lr}) \cdot \exp(f_{lab})$$

Af tabel 6.5 fremgår, hvorledes bly- og zinkkoncentrationen i unge skud har varieret gennem årene på de forskellige indsamlingsstationer. Forklaring til tabel 6.5 er som for tabel 6.3 og 6.4 (se ovenfor). For årene 1972-1981, hvor der ikke er indsamlet prøver af unge skud, er estimaterne således baseret alene på prøver af hele tangplanter og de ovenfor anførte relationer.

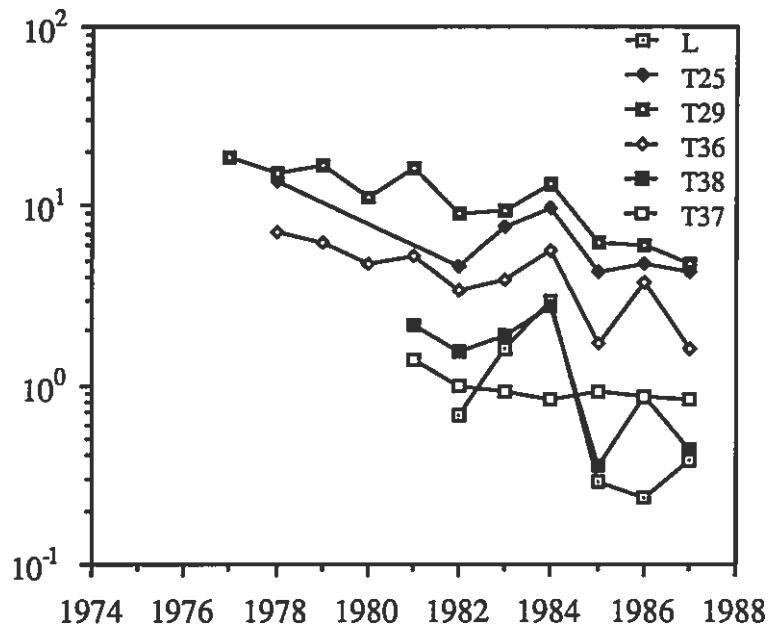
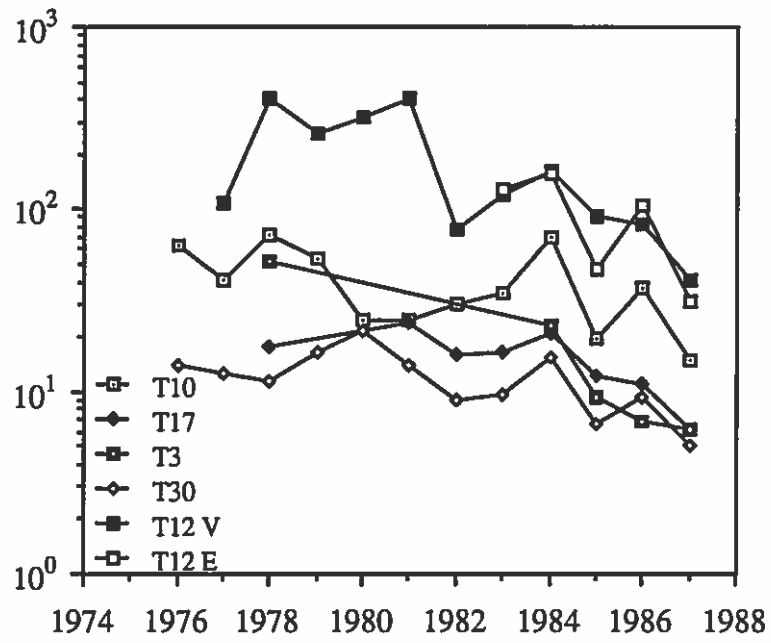
På figur 6.9 og 6.10 er vist årsvariationen af estimater af bly- og zinkkoncentrationen for unge skud henført til laboratoriet SI og beregnet med denne model. På disse to figurer er det logaritmen til koncentrationerne, som er vist som funktion af tiden. Det betyder, at tidsserier for lokaliteter, som har et konstant forhold mellem koncentrationerne, afbildes som parallelle kurver på figuren. Dette ses at være tilfældet med god tilnærmelse. Mellem to lokaliteter er den relative forskel således uafhængig af tiden.

Af tabellerne 6.3-6.5 og figurerne 6.1-6.10 fremgår følgende:

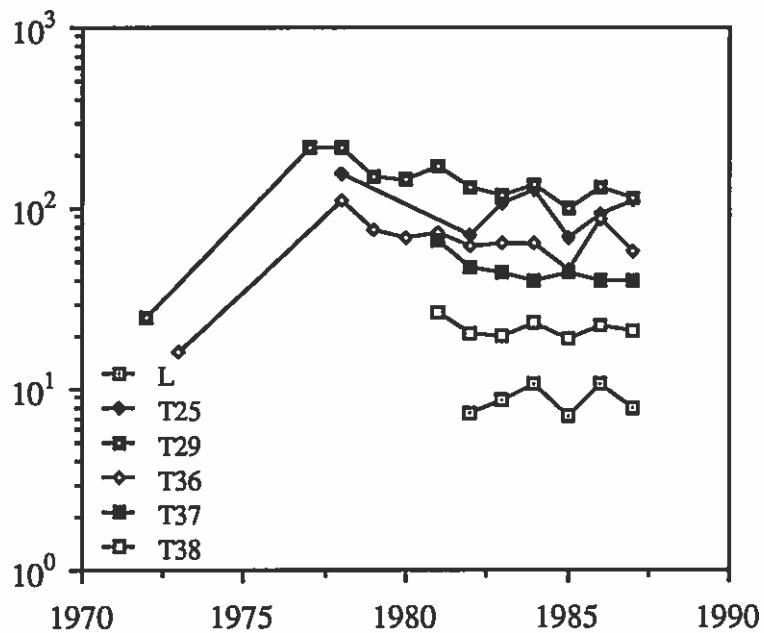
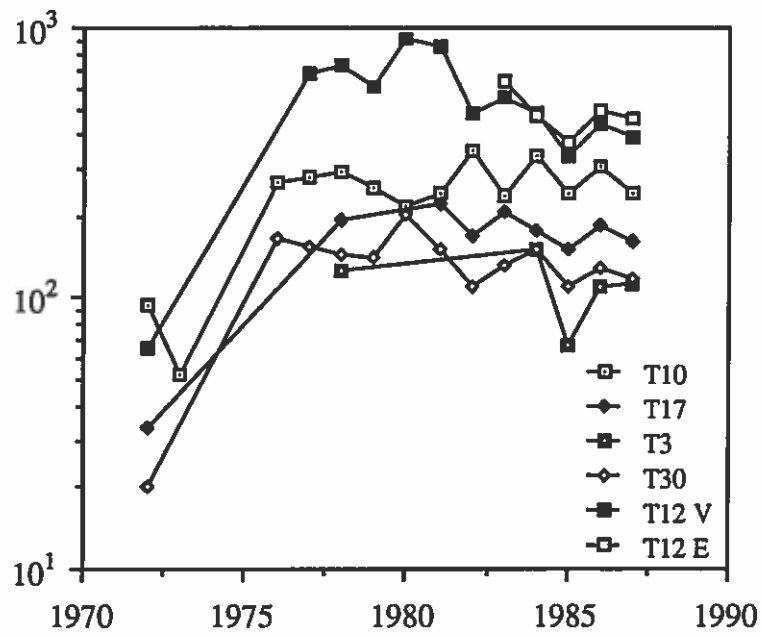
Cadmiumkoncentrationerne udviser ikke væsentlige forskelle mellem stationerne. Tidsserien for station T12V i hele planter ligger dog konsekvent højere end de øvrige i perioden 1977-84. Især for de fjerne stationer (gruppe II) er det ensartede forløb af tidsserierne for unge skud markant. Fra 1985 til 1987 er niveauet på de nære stationer generelt lavere end i årene forud.

Kobberkoncentrationerne udviser ligesom cadmium ikke væsentlige forskelle mellem stationerne. Det ensartede forløb af tidsserierne for unge skud er også markant her. I 1984 var koncentrationerne større end året før og året efter, specielt markant i unge skud.

Blykoncentrationerne på station T12E og T12V (ved gammel wastedump) er langt højere end på de øvrige stationer. Koncentrationen i 1984 er større end året før og året efter på næsten alle stationer. På figur 6.9 er den ensartede udvikling også tydelig. Udviklingen i blykoncentrationerne i tang synes således at være karakteriseret af en tidsmæssig variation, som genfindes i hele fjorden, idet niveauet



Figur 6.9. Estimeret Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tang afbildet logaritmisk.



Figur 6.10. Estimeret Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tang afbildet logaritmisk.

generelt aftager ud gennem Qaamarujuk og de relative koncentrationsforskelle er nogenlunde konstante i tiden. I Affarlikassaa (stationerne T1-T5) er blykoncentrationen i hele tangplanter aftaget fra 1978 til 1987 med en faktor på 6-10 gange.

Zinkkoncentrationerne på station T12E og T12V (ved gammel wastedump) er langt højere end på de øvrige stationer. Året 1984 udmærker sig med højere koncentrationer men ikke så markant som for kobber og bly. På figur 6.10 er den ensartede udvikling for stationerne tydelig. Zinkkoncentrationerne i tang i Qaamarujuk kan således karakteriseres på samme måde som blykoncentrationerne (se ovenfor). I Affarlikassaa (station T1) er der fra årene 1972-73 til 1978 sket en øgning i zinkkoncentrationen i hele tangplanter med en faktor på 7-8 gange. Siden da er koncentrationen aftaget til et niveau, der ligger 5-7 gange højere end niveauet i 1972-73.

Endelig er det med en variansanalyse af tangdata undersøgt, om der er en vekselvirkning mellem faktorerne år og lokalitet. Hvis en sådan vekselvirkningsfaktor er signifikant, betyder det, at tid-sudviklingen ikke er ens på alle indsamlingslokaliteter. Analysen indeholder faktorerne lokalitet, år, laboratorium og lokalitet*år, hvor den sidstnævnte faktor udtrykker vekselvirkningen. Alle data for hel plante er omregnet til unge skud v.h.a. relationerne anført ovenfor. Variansanalysen er gennemført for metallerne bly og zink og for de tolv stationer i gruppe I og II. Modellen for analysen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_o + f_{\text{år}} + f_{\text{lok}} + f_{\text{år} \cdot \text{lok}} + f_{\text{lab}} + e$$

I tabel 6.6 er givet signifikansen af faktorerne. Det fremgår, at alle inkluderede faktorer (undtagen laboratorium ved bly) er signifikante. (Laboratorium er altså en signifikant faktor her i modsætning til tilfældet: alle stationer, hele planter.) R^2 er tæt ved 1, fordi de inkluderede faktorer "forklarer" variabiliteten i data godt. Den del af variabiliteten, som ikke forklares af modellen, skyldes variabiliteten mellem prøver fra samme lokalitet og samme år. Denne variabilitet er lille, fordi prøverne er indsamlet ganske tæt ved hinanden og typisk den samme dag. En anderledes prøvetagningsstrategi ville derfor nemt med den samme model kunne resultere i en større uforklaret variabilitet og dermed mindre signifikans af de inkluderede faktorer.

Tabel 6.6. Variansanalyse af bly- og zinkkoncentrationer i tang fra Maarmorilik 1976-1987 henført til unge skud. Inkluderede stationer er T3, T10, T12V, T12E, T17, T25, T29, T30, T36, T37, T38 og L. Vekselvirkning mellem år og lokalitet er inkluderet som faktor i analysen. Signifikans af faktorer. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Pb | Zn |
|--------------|-------|-------|
| Lokalitet | <0,01 | <0,01 |
| År | <0,01 | <0,01 |
| Lokalitet*År | <0,01 | <0,01 |
| Laboratorium | 8,44 | <0,01 |
| R^2 | 0,98 | 0,98 |
| rel. S.D. | 1,29 | 1,19 |

Vekselvirkningseffekten er ikke her undersøgt nøjere, men parameterværdierne for den kan muligvis benyttes til at afdække en evt. systematik i tidsudviklingerne på indsamlingslokaliteterne.

Geografisk fordeling for tang

Metalkoncentrationernes geografiske variation i tangplanterne er dels illustreret i figur 6.1-6.8, som viser forholdene inden for perioden 1972 til 1987, dels i figur 6.11 til 6.14, som illustrerer den seneste målte tilstand, idet de viste værdier er gennemsnit for årene 1986 og 1987.

Ud fra figurerne drages følgende konklusioner:

For cadmium i tangplanterne kan der ikke ses systematiske geografiske variationer, hvilket indebærer, at cadmium som tilføres havet fra minevirksomheden øjensynlig ikke akkumuleres af tangplanterne.

For kobber er niveauet i tangplanter inden for et par kilometers afstand fra Maarmorilik lidt forhøjet i forhold til stationer længere borte, hvilket kan være en svag påvirkning af kobber, som er tilført havet fra minevirksomheden.

For zink og bly er der en meget tydelig afstandseffekt for både hele tangplanter og unge skud af tangplanterne (zink: figur 6.11 og 6.12; bly: figur 6.13 og 6.14). Det er bemærkelsesværdigt, at fordelingsmønstret er det samme for de to prøvetyper og for begge metaller. De højeste koncentrationer findes ved den gamle wastedump i bunden af Qaamarujuk, hvorefter værdierne er faldende mod vest. De næsthøjeste koncentrationer findes ved munden af Affarlikassaa. Der er tendens til aftagende koncentrationer i retning fra munden mod bunden af Affarlikassaa. Forhøjede værdier kan spores til ca. 40 km vest for Maarmorilik, idet zink-niveauet her er lidt over, hvad der antages at være den naturlige baggrundsværdi for Uummannaq fjorden. For bly i tang er niveauet på baggrundsniveau 40 km vest for Maarmorilik (st. L) og ved Saatoq (st. T38) ca. 20 km vest for Maarmorilik på sydsiden af Perlerfiup kangerlua, mens det er forhøjet på nordsiden af Perlerfiup kangerlua i en afstand af mindst 20 km fra Maarmorilik. For både bly og zink gælder, at der er tydeligt højere værdier på nordsiden af Qaamarujuk og Perlerfiup kangerlua end på sydsiden af de to fjorde.

Fordelingsmønstret viser, at den gamle wastedump er en betydende kilde til tangplanternes belastning med zink og bly. Desuden viser fordelingsmønstret, at minebyen er en særlig kilde til forureningen med zink og bly. Endelig tyder det forholdsvis ensartede niveau i det meste af Affarlikassaa på, at tailingsudledningen er årsag til de forhøjede værdier her.

Koncentrationernes aftagen mod vest (d.v.s. nedstrøms) i Qaamarujuk er undersøgt nøjere for bly og zink i årene 1979, 1984 og 1987. I afstandsintervallet 1-40 km fra Maarmorilik aftager koncentrationen med afstanden tilnærmelsesvist efter relationen:

$$\text{Metalkonc.} = a \cdot \text{afstand}^{\beta}$$

hvor β er negativ og karakteriserer, hvor brat koncentrationerne aftager.

For bly er $\beta = -1.3$ og -1.1 for h.h.v. hele planter og unge skud. For zink er $\beta = -0.9$ for både hele planter og unge skud. De fundne værdier er forventelige, hvis metalbelastningen i tang er proportional med havvandets metalkoncentration og hvis fortyndingen nedstrøms metalkilden (eller kilderne) sker ved turbulent diffusion i vandmasserne.

Pålidelige værdier for naturlige baggrundsværdier af zink og bly i tangplanter ved Maarmorilik findes ikke, idet prøveindsamling først blev iværksat i 1972 og 1973, hvor omfattende anlægsaktiviteter, som har medført spredning af tungmetaller, allerede var indledt. Desuden anses analyseresultaterne for bly i tang fra 1972 og 1973 som tidligere nævnt for fejlagtige. Det må dog formodes, at der naturligt har været lokalt forhøjede værdier af især zink i tang. Således viste prøveindsamling af tang neden for en bly-zink mineralisering på øen Appat i 1987 blyværdier på ca. det dobbelte og zinkværdier på ca. 6 gange den naturlige baggrundsværdi for bly og zink i Ummannaq fjorden.

6.2.2. Muslinger

Blåmuslinger (*Mytilus edulis*) er analyseret for de samme metaller som tang: cadmium, kobber, bly og zink.

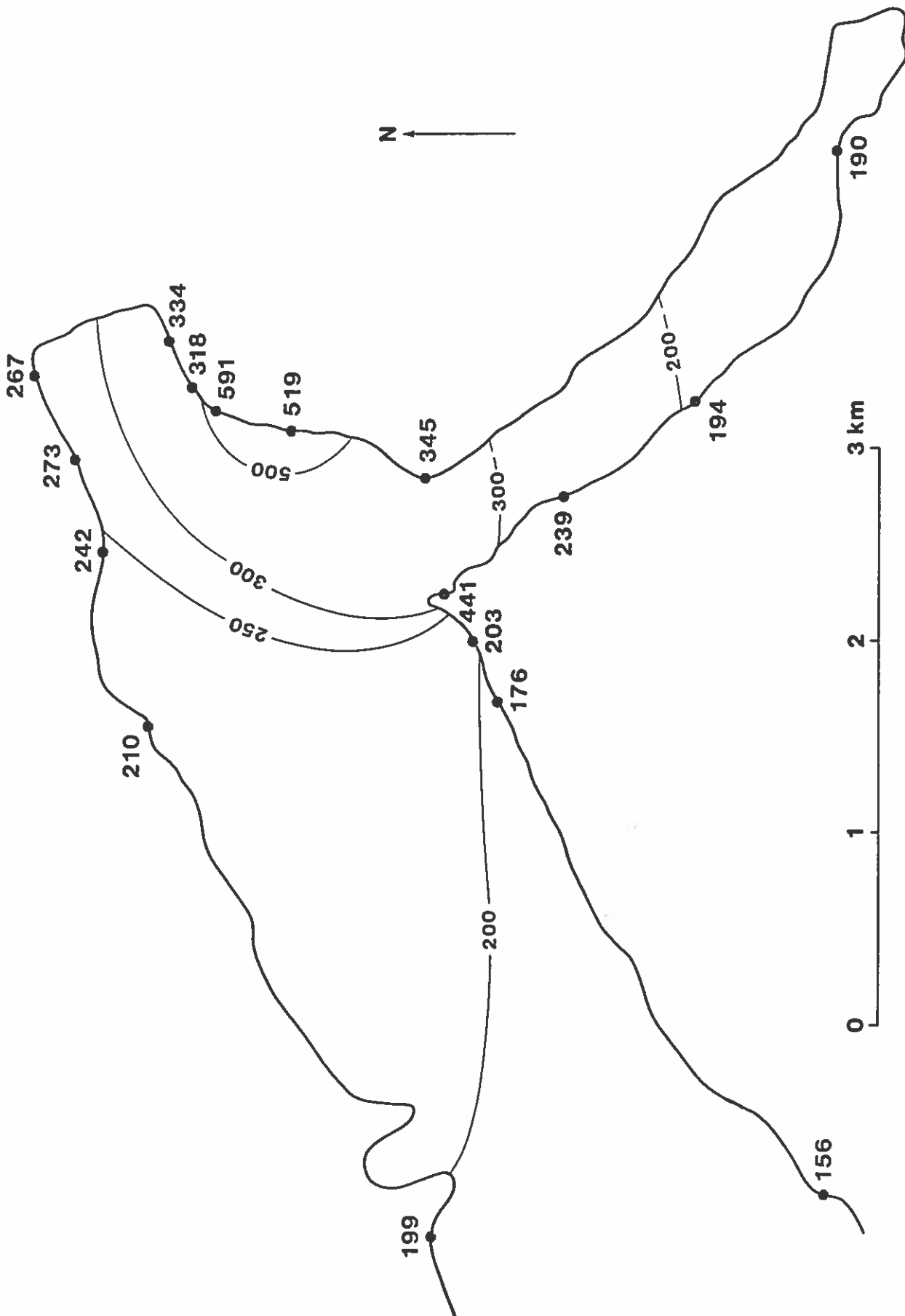
Data og analyseresultater er præsenteret i bilag 6.

Muslingedata er behandlet statistisk v.h.a. variansanalyser med flere formål:

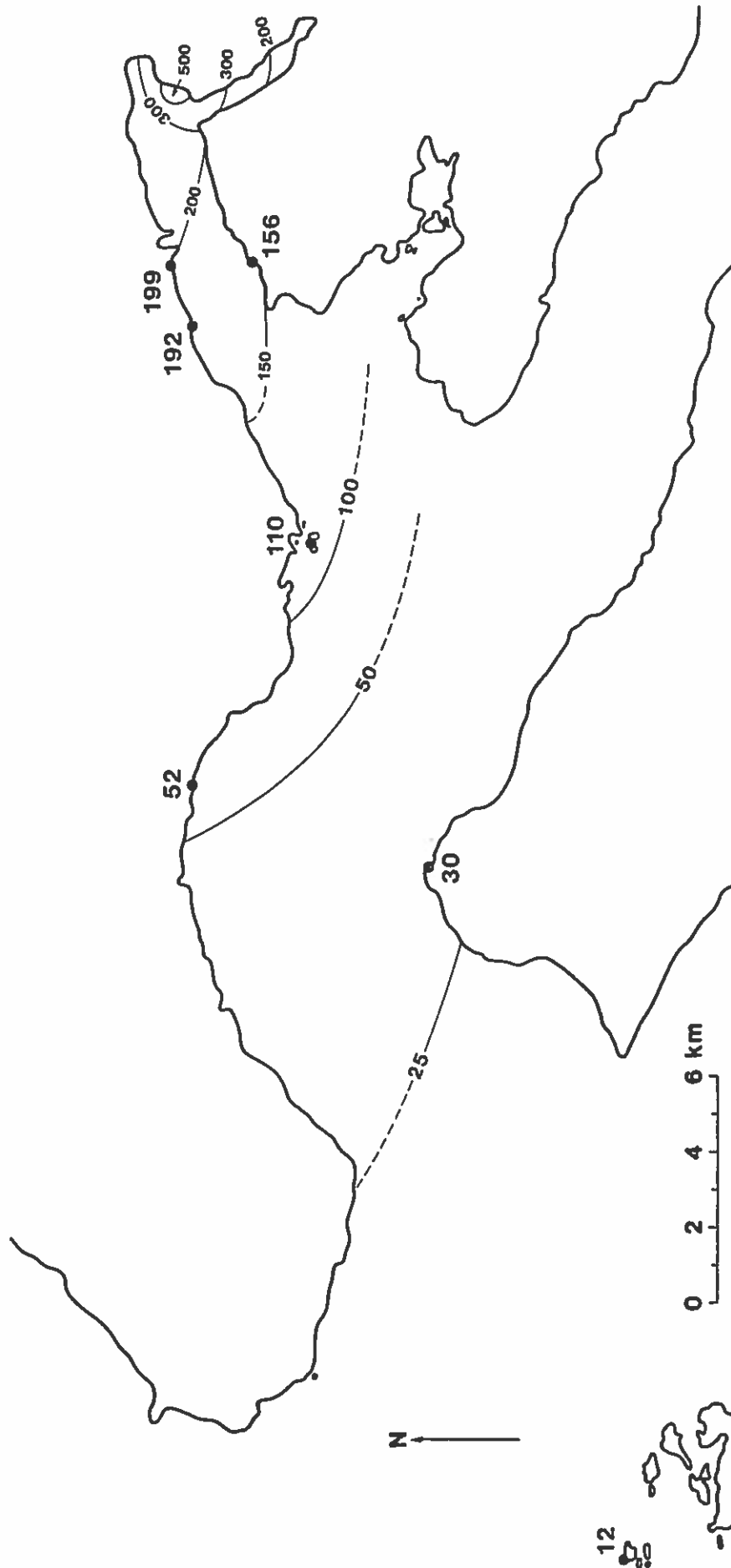
- at eliminere den variabilitet i data, som skyldes at to forskellige laboratorier har foretaget analyser,
- eliminere den variabilitet i data, som skyldes at de analyserede muslinger har forskellig størrelse og dermed forskellig tungmetalkoncentration,
- at undersøge og sammenligne tidsudviklingen på de forskellige indsamlingsstationer, bl.a. for at lokalisere de mest betydende kilder til tungmetalbelastningen.

Tidsudvikling for blåmusling

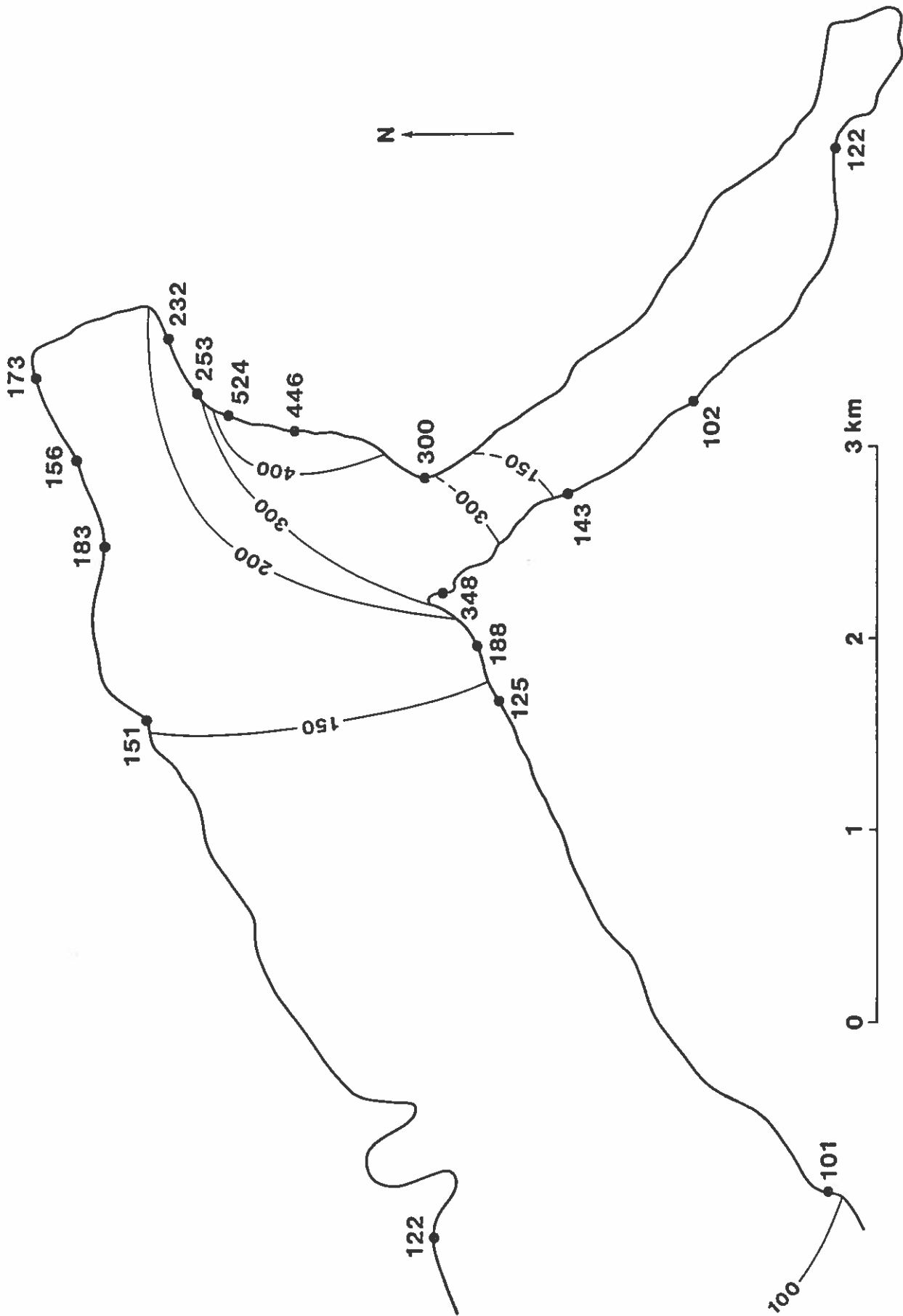
Til illustration af tidsudviklingen af tungmetalkoncentrationen i blåmusling er benyttet estimer for metalkoncentrationen beregnet for hvert år og hver station. Estimerne for en bestemt indsam-



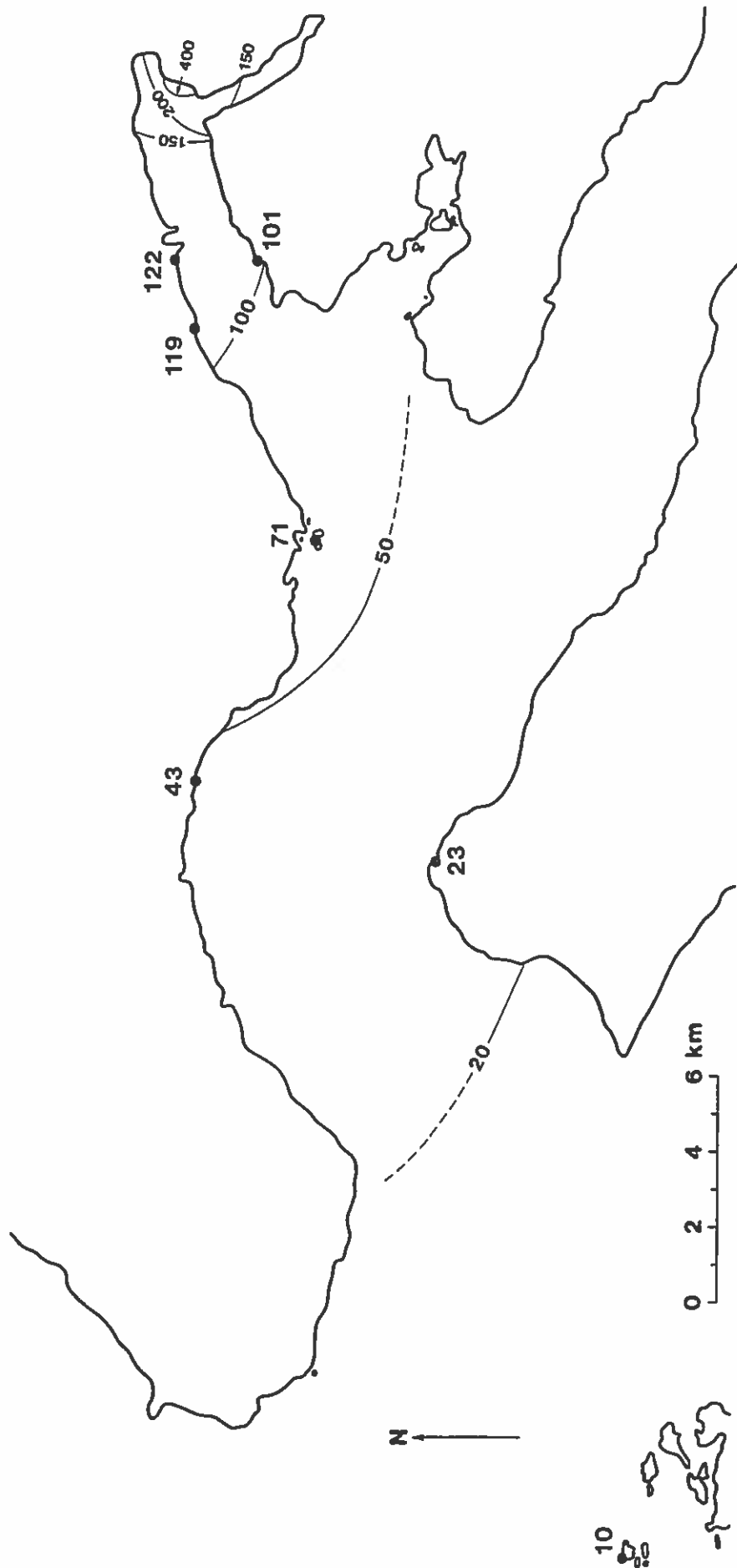
Figur 6.11. Estimerede Zn-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Nærområde.



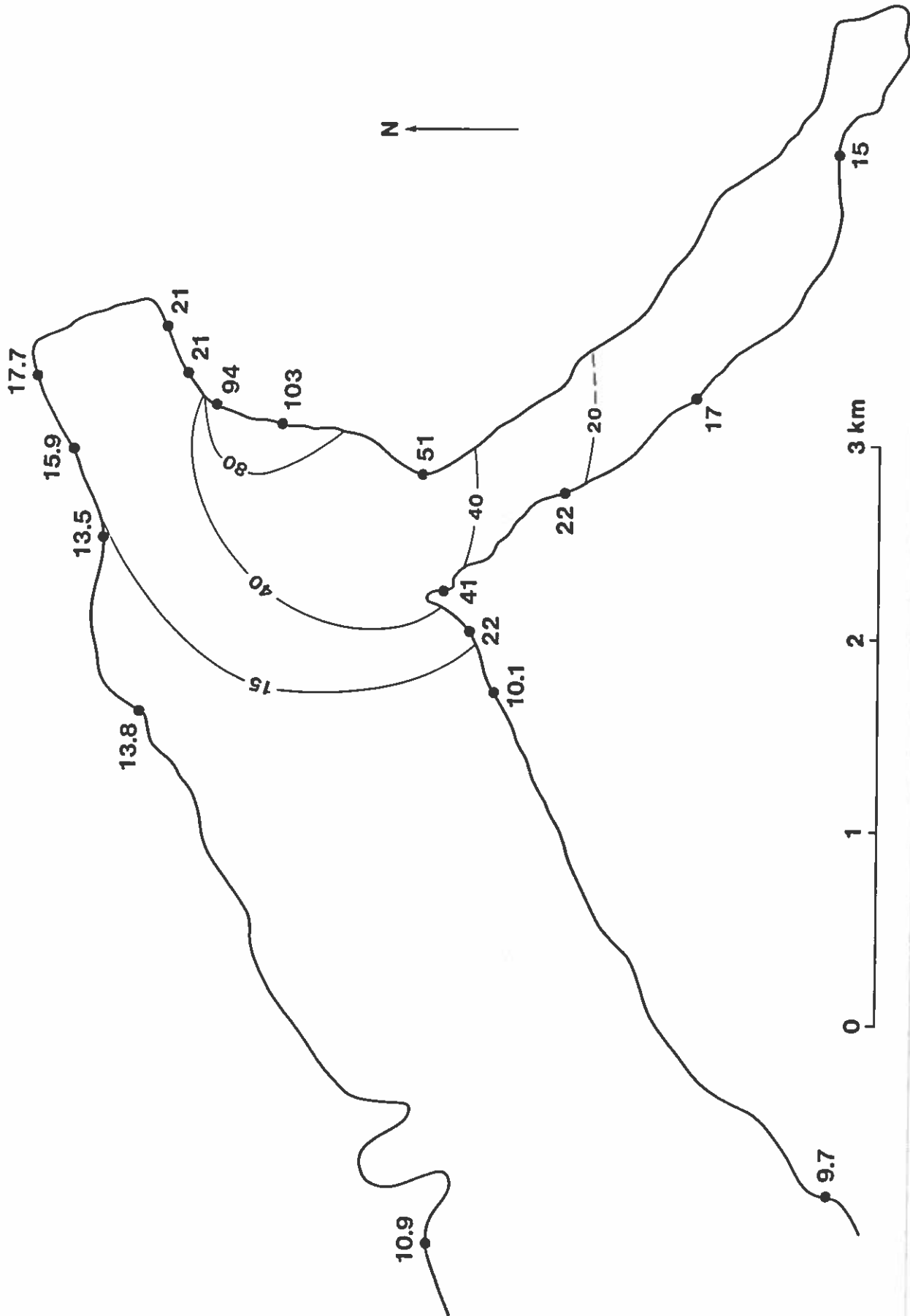
Figur 6.11. Estimerede Zn-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Hele området.



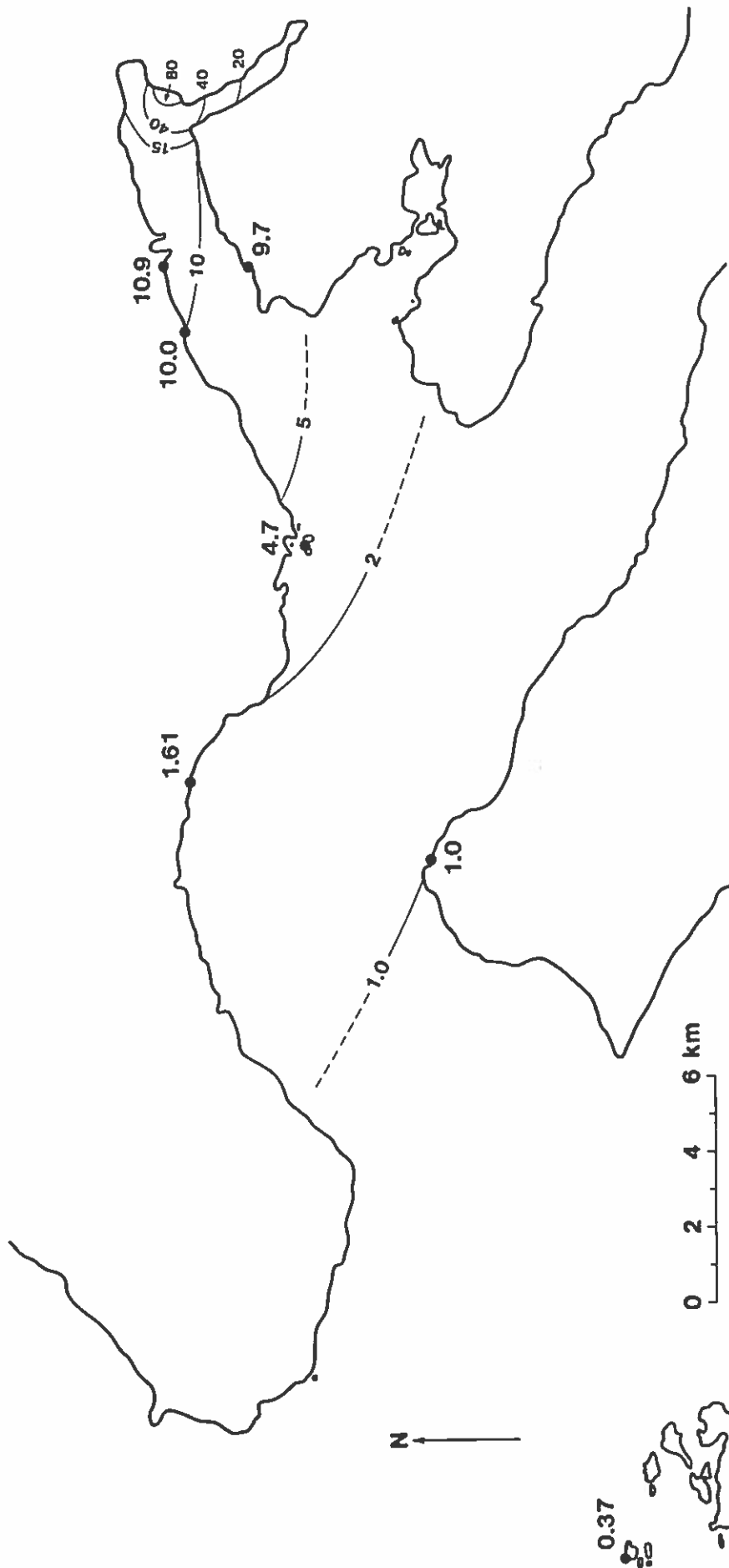
Figur 6.12. Estimerede Zn-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Nærområde.



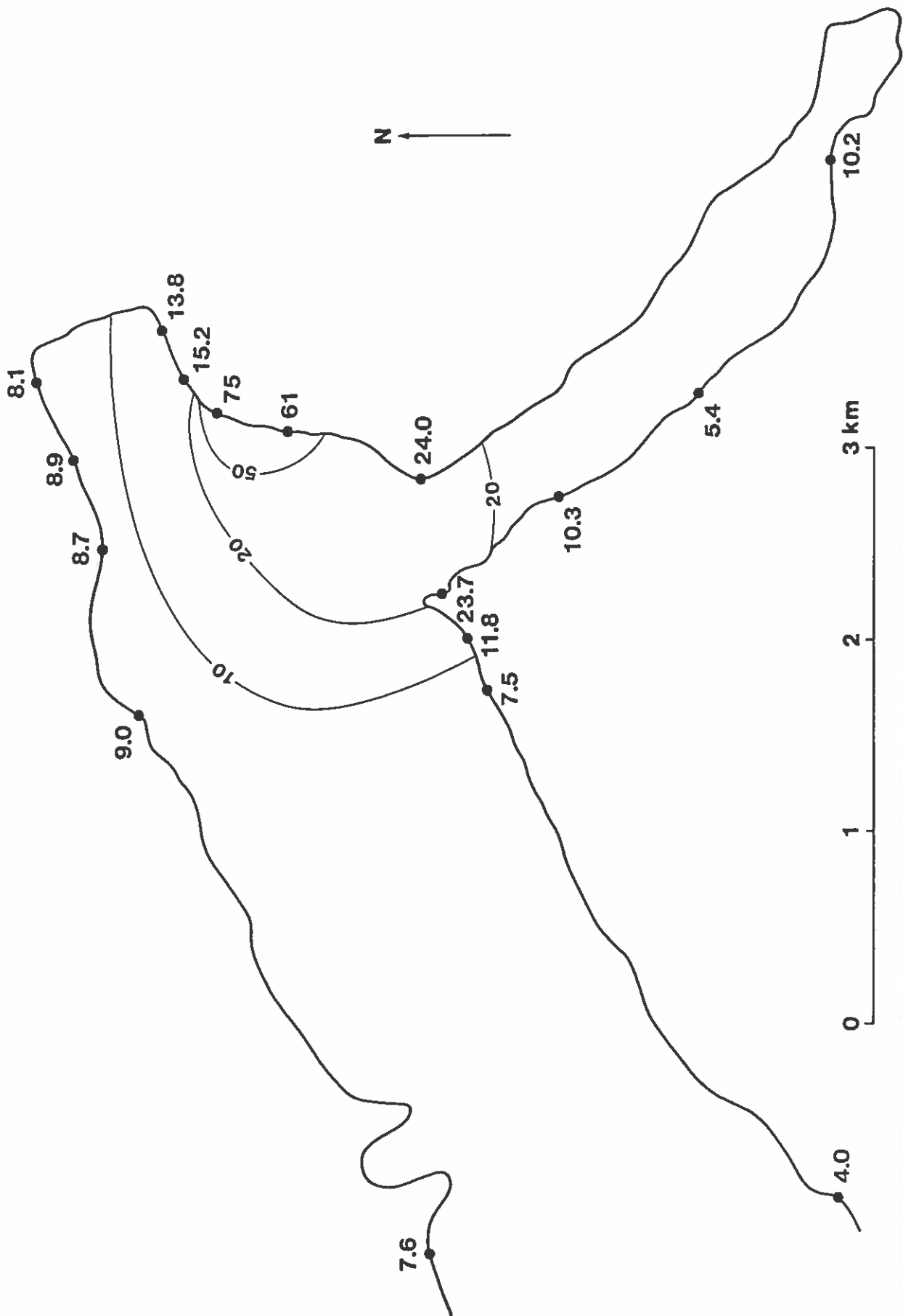
Figur 6.12. Estimerede Zn-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Hele området.



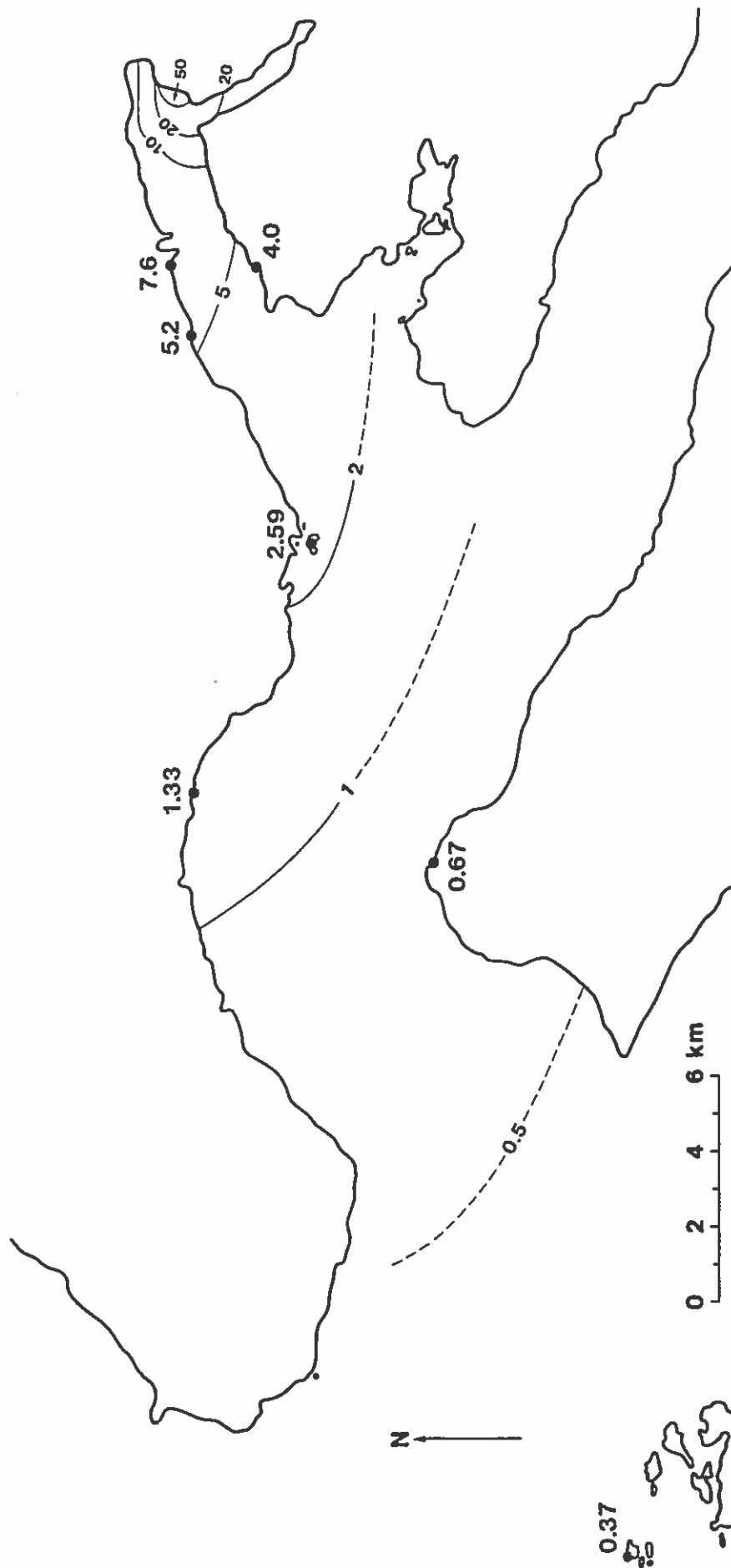
Figur 6.13. Estimerede Pb-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Nærområde.



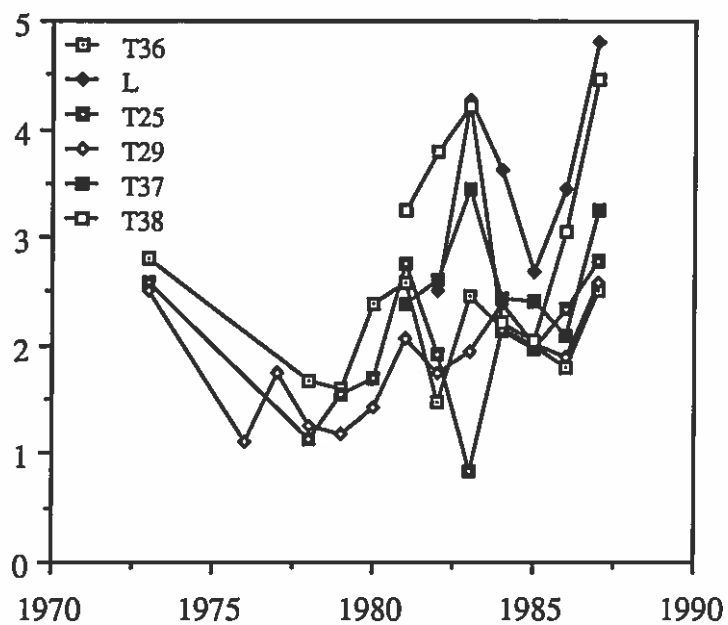
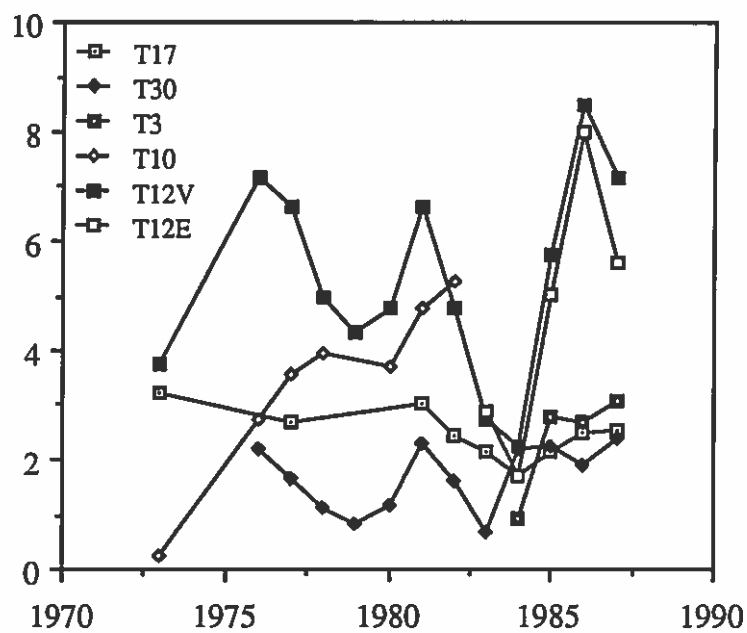
Figur 6.13. Estimerede Pb-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Hele området.



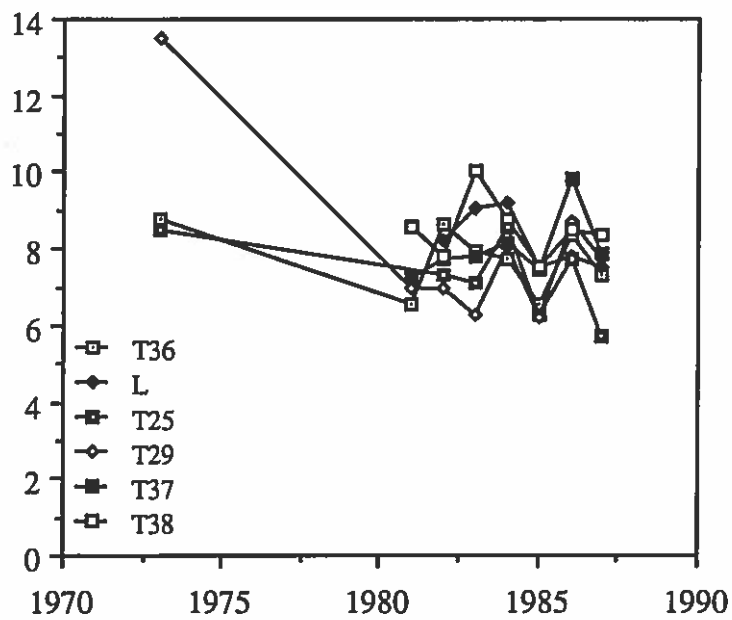
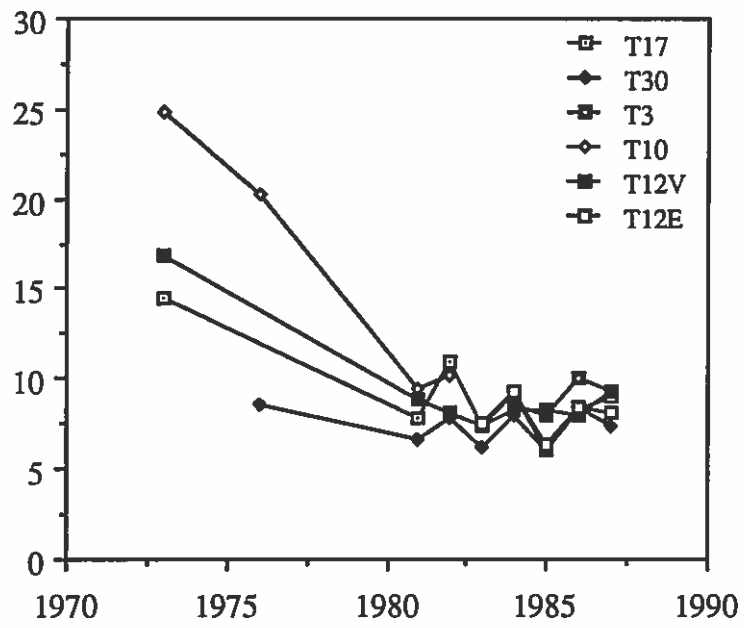
Figur 6.14. Estimerede Pb-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Nærområde.



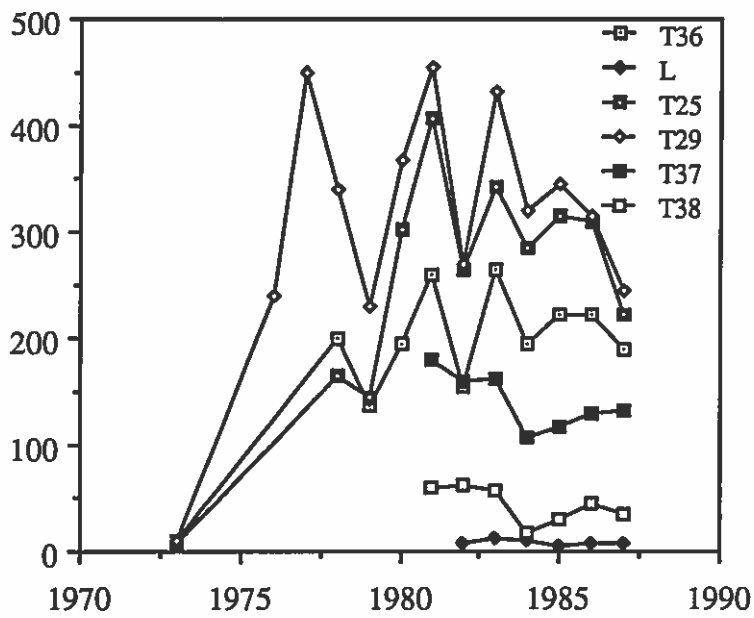
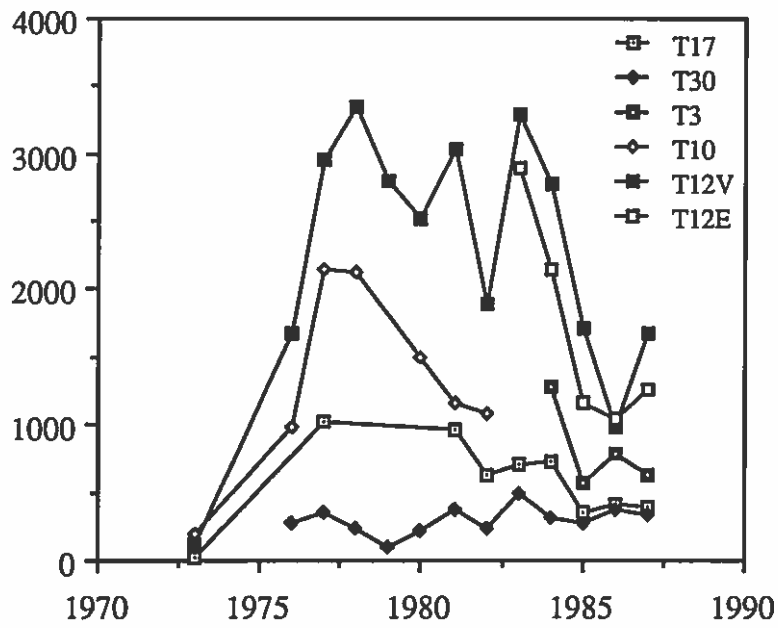
Figur 6.14. Estimerede Pb-koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i skudspidser af tangplanter, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Hele området.



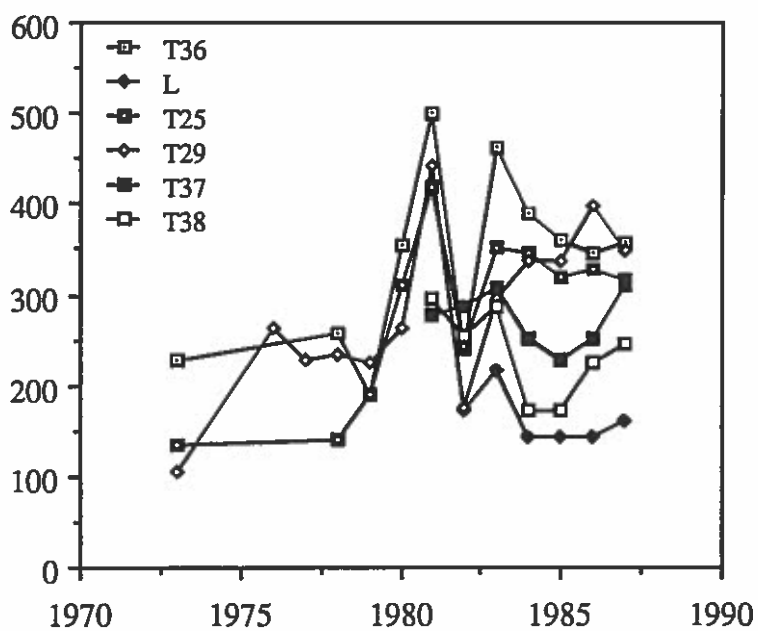
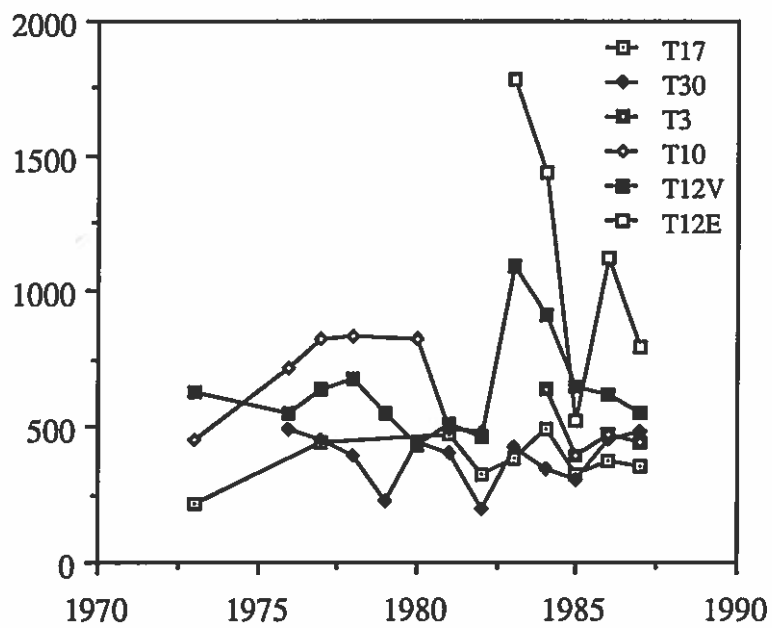
Figur 6.15. Estimeret Cd-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling.



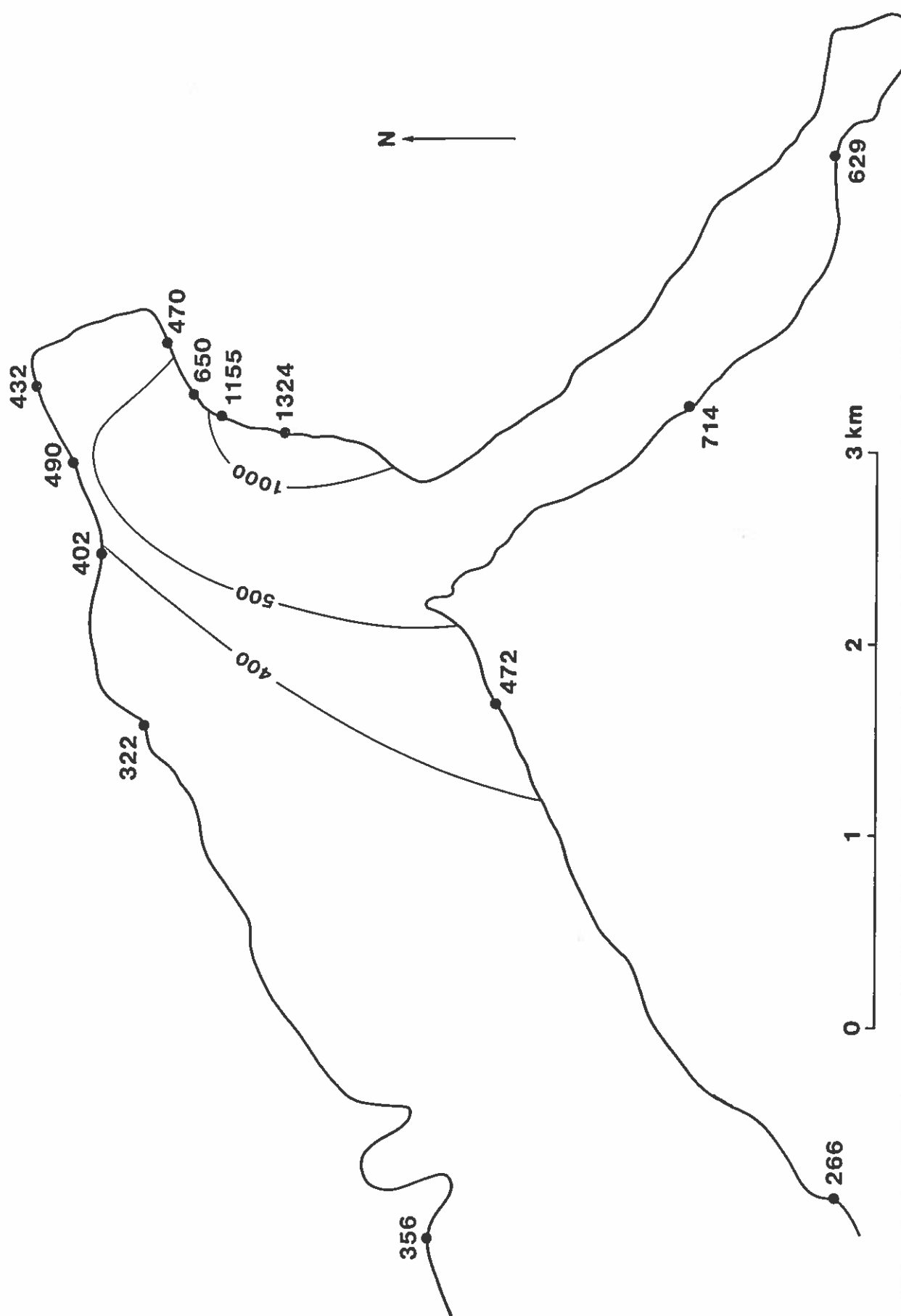
Figur 6.16. Estimeret Cu-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling.



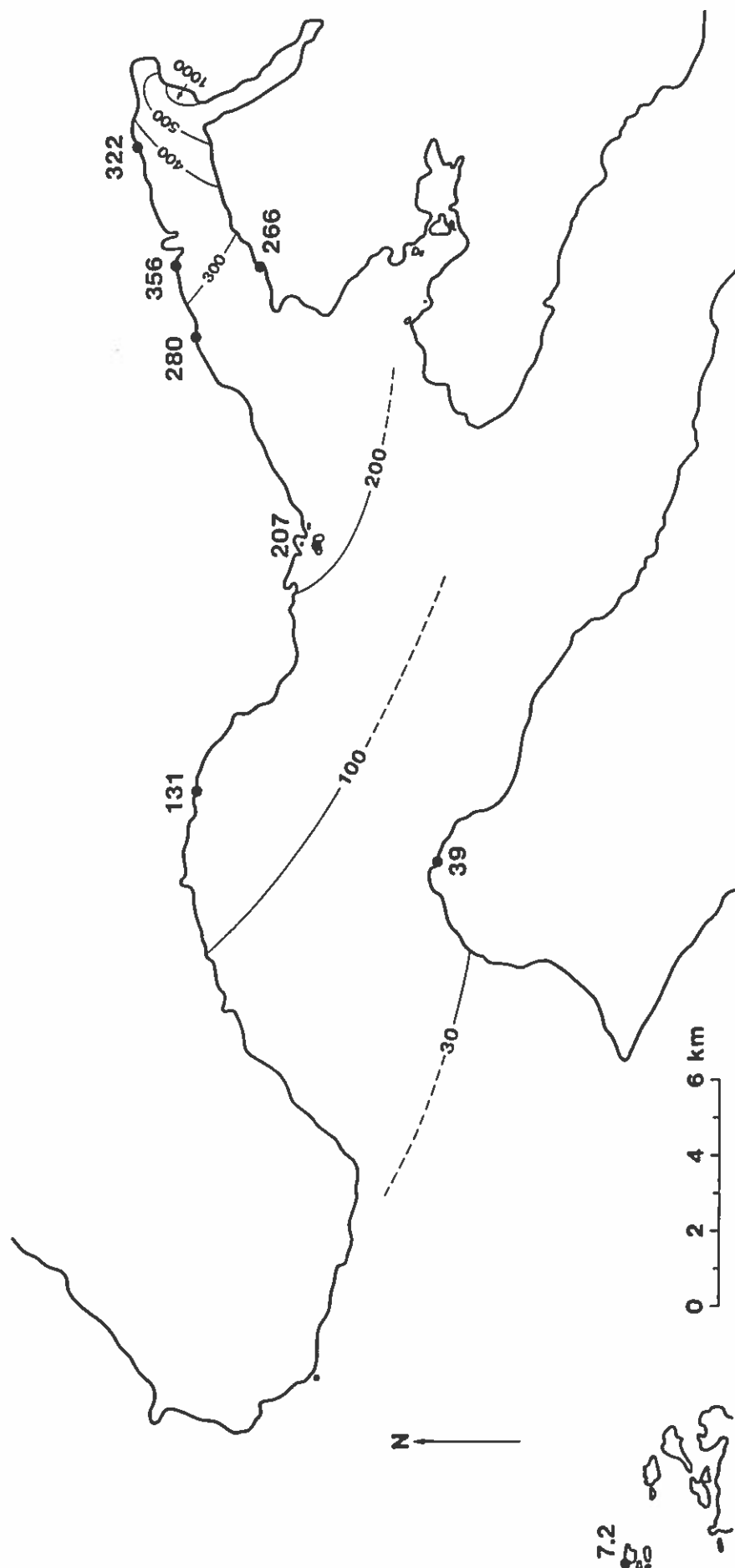
Figur 6.17. Estimeret Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling.



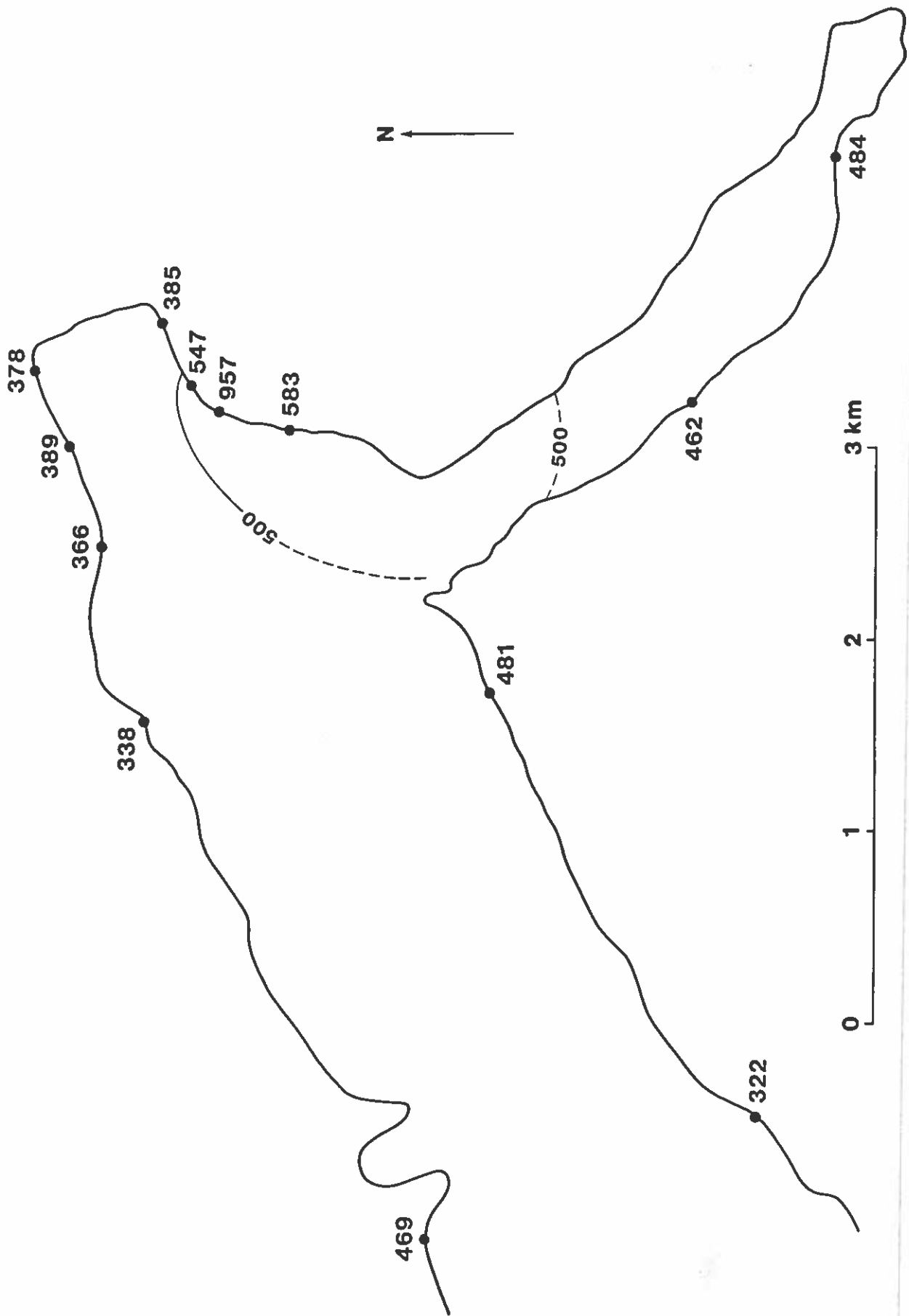
Figur 6.18. Estimeret Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling.



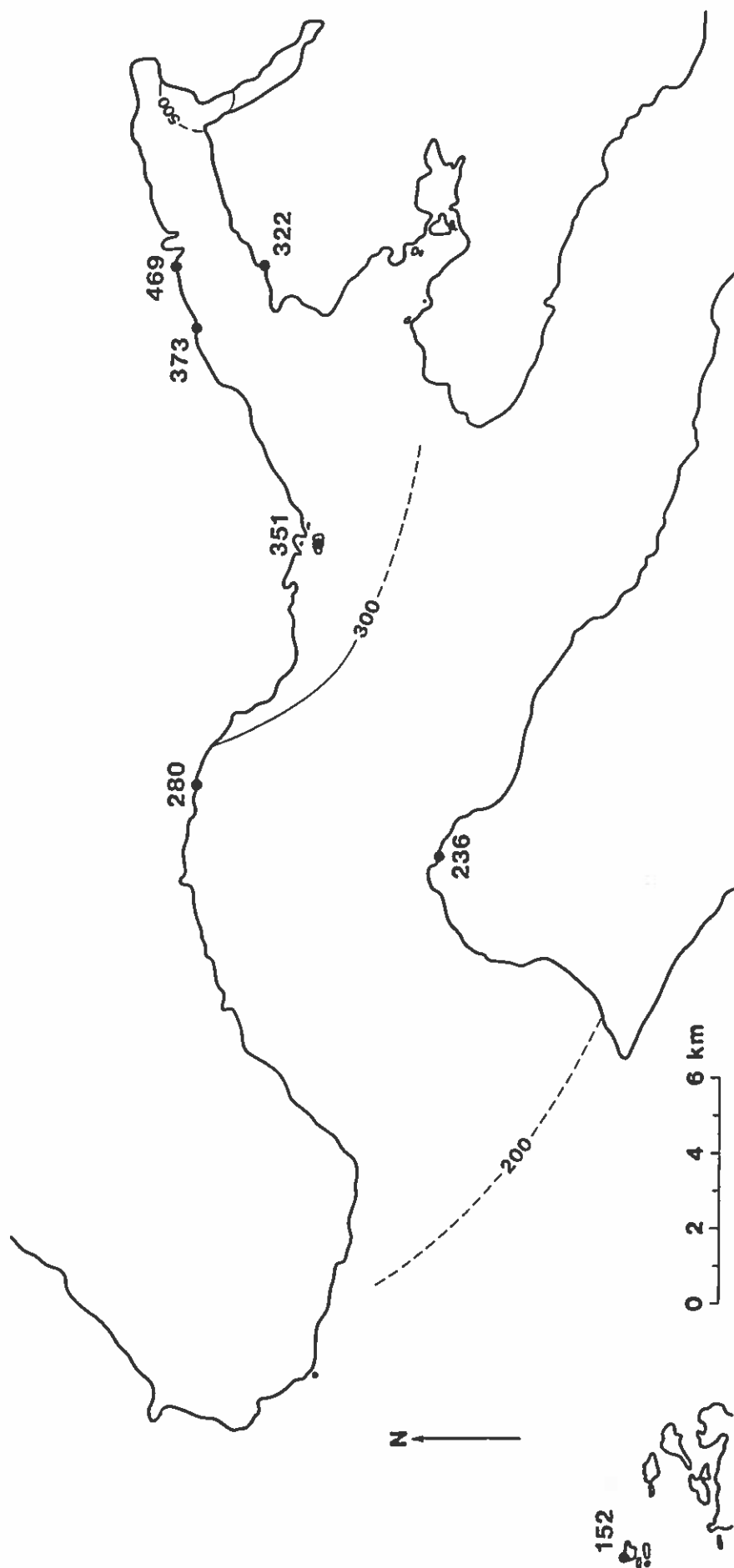
Figur 6.20. Estimeret Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling, normaliseret til individstørrelse på 1,8 g tørvægt, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Nærområde.



Figur 6.20. Estimeret Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling, normaliseret til individstørrelse på 1,8 g tørvægt, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Hele området.



Figur 6.21. Estimeret Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling, normaliseret til individstørrelse på 1,8 g tørvægt, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Nærområde.



Figur 6.21. Estimeret Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i blåmusling, normaliseret til individstørrelse på 1,8 g tørvægt, gennemsnit af 1986 og 1987-værdier. Hele området.

område ligger mellem 4,3 og 10 $\mu\text{g/g}$ og må formodes at vise den regionale baggrundsværdi. I Godthåbsfjorden er fundet blyværdier på 5-6 $\mu\text{g/g}$ i blåmuslinger af samme størrelse. Som for tang gælder, at pålidelige baggrundsværdier for zink og bly i blåmusling ved Maarmorilik ikke findes.

Udskillelsesforsøg

I september 1981 blev der udført et mindre forsøg for at vurdere betydningen af, at muslingerne har et varierende indhold af partikler i tarm, på gæller m.v. Dette indhold vil variere fra station til station og fra år til år, hvilket vil indvirke på de målte metalkoncentrationer i muslingerne, såfremt metalindholdet i partiklerne er stort.

Forsøget blev udført på den måde, at muslinger fra st. T10 dels blev skåret ud af skallerne umiddelbart efter prøvetagningen (prøve 1), som det er praksis ved prøveindsamlingerne, og dels stod i en balje med saltvand natten over, så de kunne udskille partikler (prøve 2). Herefter blev de skåret ud af skallerne. Det var tydeligt, at muslingerne havde udskilt partikler. Senere blev prøverne analyseret for cadmium, kobber, bly og zink. Resultatet er vist i tabel 6.11.

Tabel 6.11. Udskillelsesforsøg med blåmuslinger. Metalkoncentrationer i $\mu\text{g/g}$ tørvægt. n: antal individer i prøven. x: middelværdi, s: standardafvigelse.

| | n | Længde (mm) x \pm s | Bløddels- vægt (g) | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-----------|----|--------------------------|-----------------------|------|-------|------|-----|
| Prøve 1 | 10 | 66,3 \pm 8,2 | 11,1 | 5,79 | 12,56 | 1323 | 907 |
| Prøve 2 | 5 | 67,2 \pm 7,5 | 11,0 | 4,59 | 9,36 | 1009 | 454 |
| % ændring | | | | 21 | 25 | 24 | 50 |

Det må understreges, at dette forsøg kun er af orienterende karakter, og at de fundne forskelle også kan have forbindelse med tilfældige koncentrationsforskelle i de to prøver. Hvis det imidlertid antages, at udgangsniveauet var det samme, ses det, at der ved dette forsøg blev udskilt en betydelig mængde metal over kort tid, mellem 1/4 og 1/5 for cadmium, kobber og bly og halvdelen for zink. Det må således konkluderes, at et varierende indhold af partikler i muslingerne kan være en væsentlig årsag til de variationer, der er observeret i muslingernes belastning fra det ene år til det andet. Betydningen heraf kan imidlertid ikke kvantificeres i det enkelte år og for den enkelte station, men for fortolkningen af ændringer i muslingernes belastning over længere tidsrum (flere år) har denne udskillelseeffekt mindre betydning.

Sammenligning af vanddata og muslingedata

I dette afsnit er det søgt vurderet, om samtidige indsamlinger af vandprøver og muslingeprøver kan afklare, om kilden til muslingernes metalbelastning er opløst metal eller metal fra de forskellige tilstandsformer af metal i suspension som beskrevet i afsnit 4.5. Forventningen ved denne vurdering er, at muslingernes metalindhold vil være afhængigt af slemmeprøvernes indhold af non-detrital metal (d.v.s. let opløseligt metal) og mindre afhængigt af slemmeprøvernes indhold af detrital metal (d.v.s. uopløseligt metal eller metal indeholdt i de oprindelige mineraler). Tilsvarende må det forventes, at muslingernes metalindhold er afhængigt af suspenderet non-detrital metal, men dette sidste vil det være vanskeligt at få et repræsentativt tal for, idet mængden af suspenderet metal et givet sted varierer meget, bl.a. afhængigt af vejret.

I modsætning hertil kunne det tænkes, at muslingerne optog deres metal direkte fra havvandets opløste metal. I så tilfælde må man forvente en klar afhængighed mellem metal i musling og opløst metal i havvand. Igen vil der være det problem, at havvandets metalindhold vil variere både i sted og tid. Resultaterne fra de uforstyrrede vandprøver opgives i μg metal pr. liter havvand, medens slemmeprøveresultaterne opgives i $\mu\text{g/g}$ metal i tørret fast stof. Resultaterne ses i tabel 4.9 og 4.10.

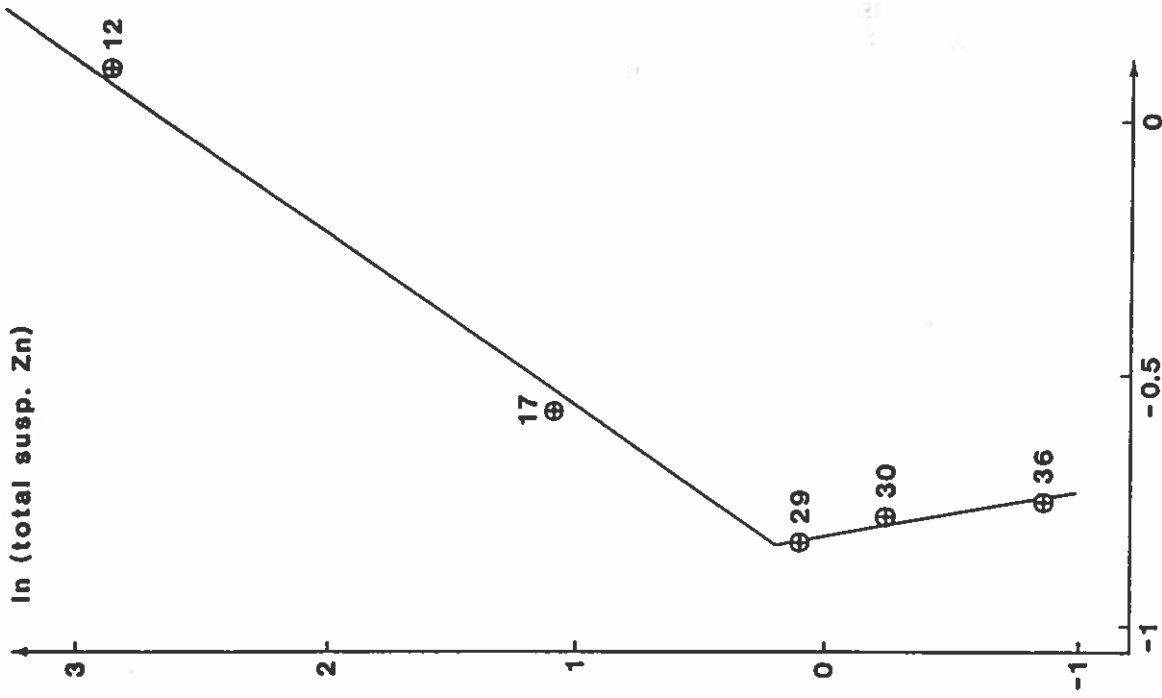
Muslingernes metalindhold afhænger af station, året for indsamling og muslingernes størrelse. Stationseffekten kan isoleres i en relativ estimator ($f_{\text{lokalitet}}$), således at $\exp(f_{\text{lokalitet}})$ for hver station og for hvert metal er proportional med metalindholdet. Denne relative estimator er derfor uafhængig af år og muslingestørrelse. Værdierne er gengivet i tabel 6.12 på logaritmisk form. Estimatorerne er opgivet relativt til station T5. Zink-, cadmium- og blyindholdet i 6 1/2 cm store muslinger i 1982 ved station T5 ses sidst i tabellen. Eksempelvis estimeres blyindholdet i 6 1/2 cm store muslinger i 1982 ved station T30 som: $822 \exp(-1,116) = 269 \mu\text{g/g Pb}$.

De relative estimatoren ($f_{\text{lokalitet}}$) er beregnet for perioden 1976-1982.

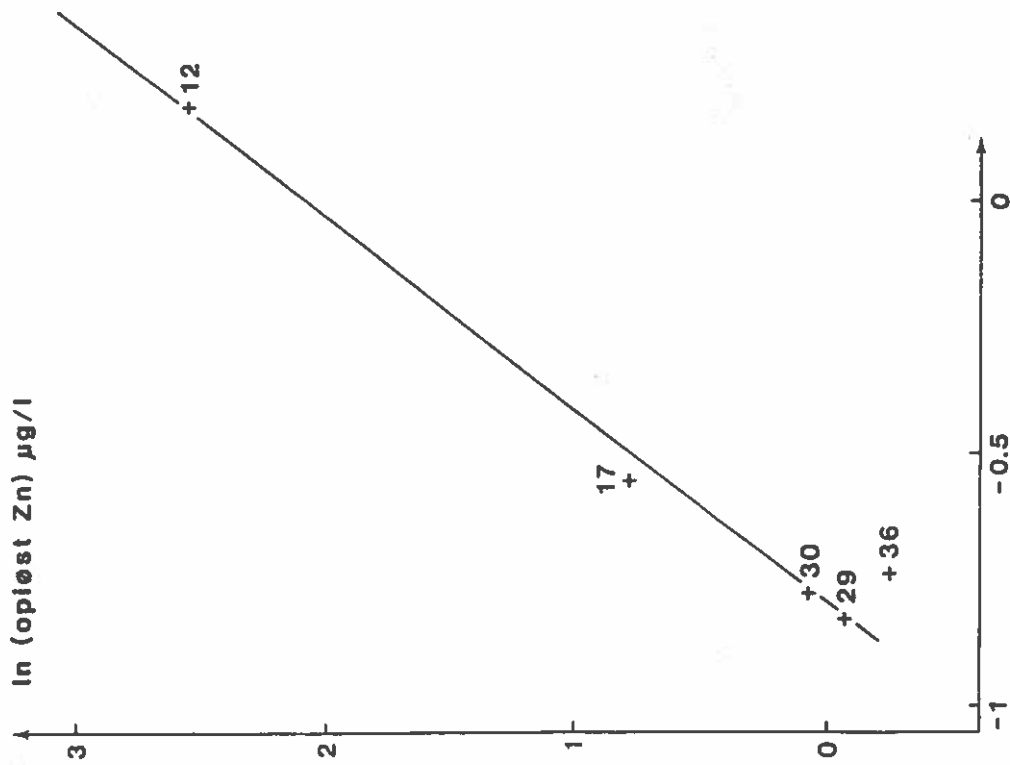
Tabel 6.12. Den relative estimator ($f_{\text{lokalitet}}$) i blåmusling 1976-1982 samt metalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) ved station T5 1982.

| | Station | Zn | Cd | Pb |
|------------------------|---------|--------|-------|--------|
| $f_{\text{lokalitet}}$ | T12 | 0,117 | 1,46 | 0,749 |
| | T17 | -0,558 | 0,586 | -0,478 |
| | T29 | -0,825 | 0,119 | -1,305 |
| | T30 | -0,776 | 0,272 | -1,116 |
| | T36 | -0,741 | 0,302 | -1,748 |
| Konc. 1982 | T5 | 555 | 1,25 | 822 |

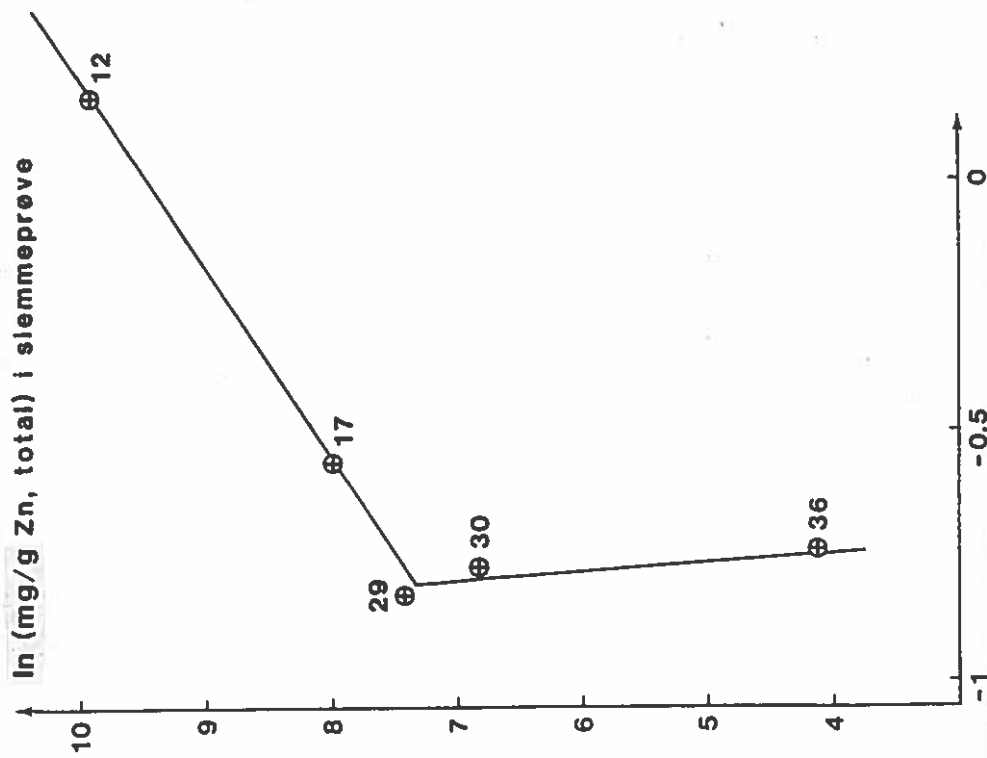
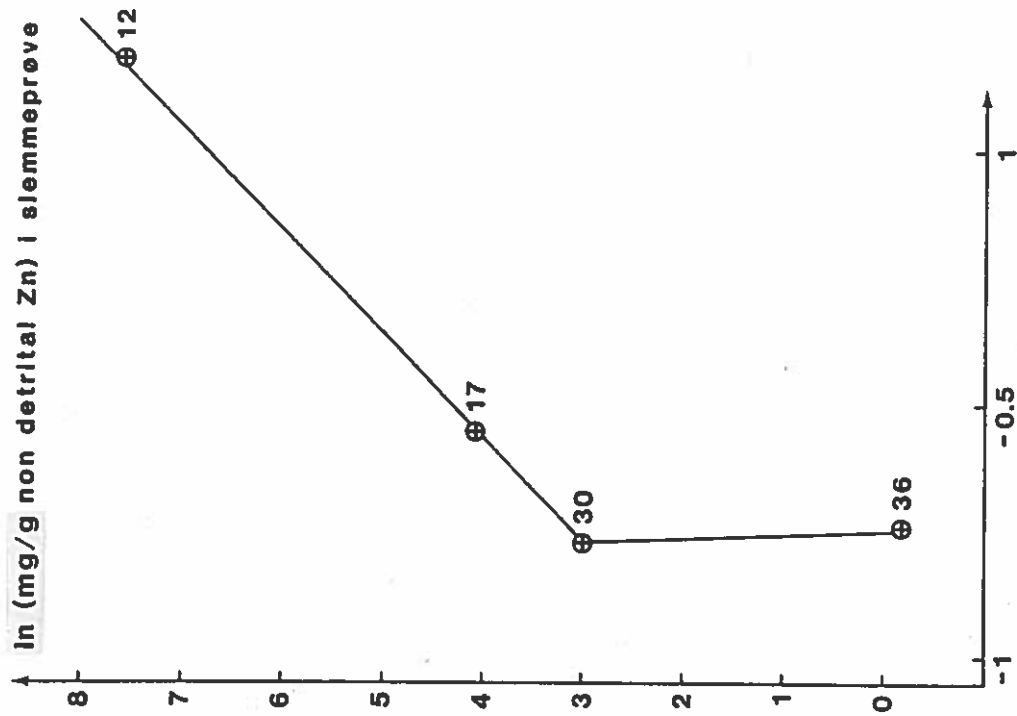
I figurene 6.22-6.29 er estimatorerne for bly og zink afbildet mod total metal i slemmeprøverne, non-detrital metal i slemmeprøverne, opløst metal i vandet og totalt suspenderet metal i vandet, (afsnit 4.5).



Figur 6.23. Afbildning af fjokalitet for Zn i blåmusling mod totalt suspenderet Zn i havvand.

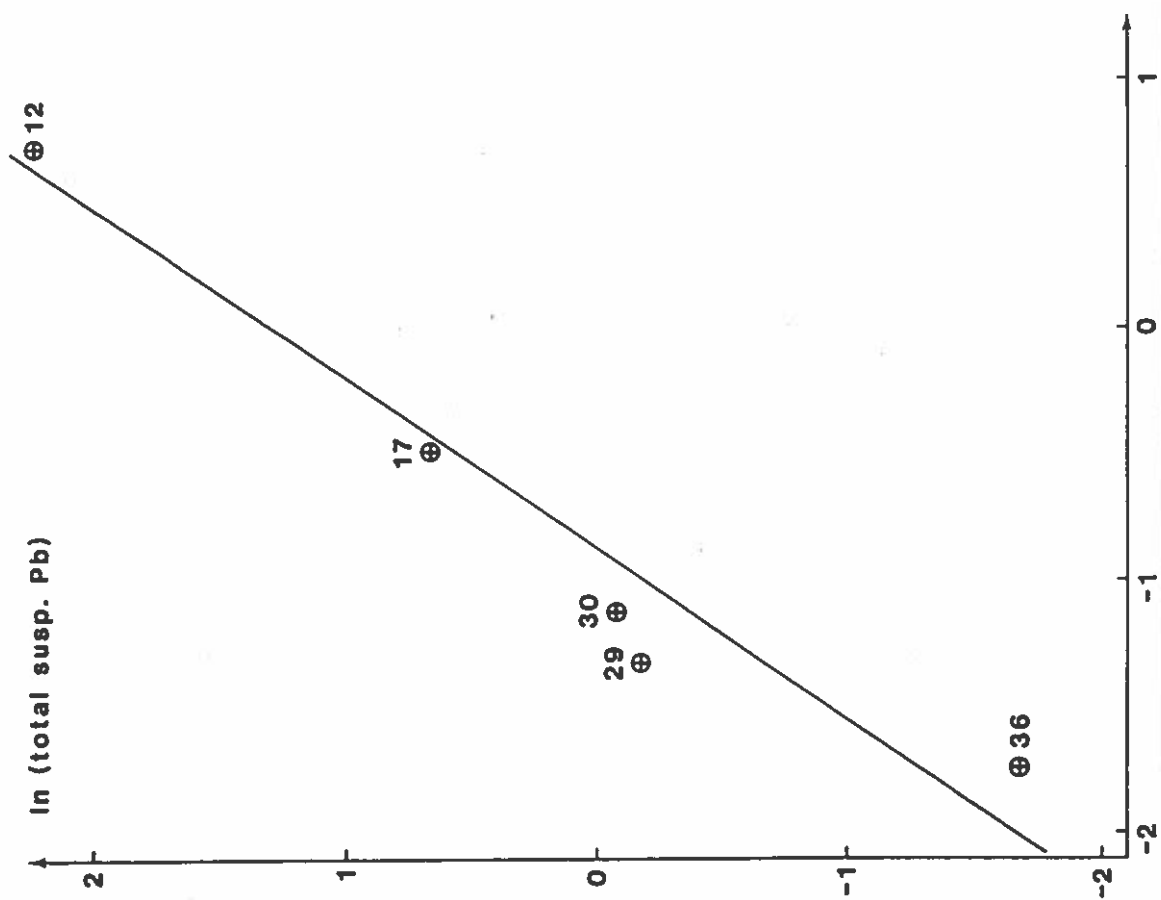


Figur 6.22. Afbildning af fjokalitet for Zn i blåmusling mod opløst Zn i havvand.

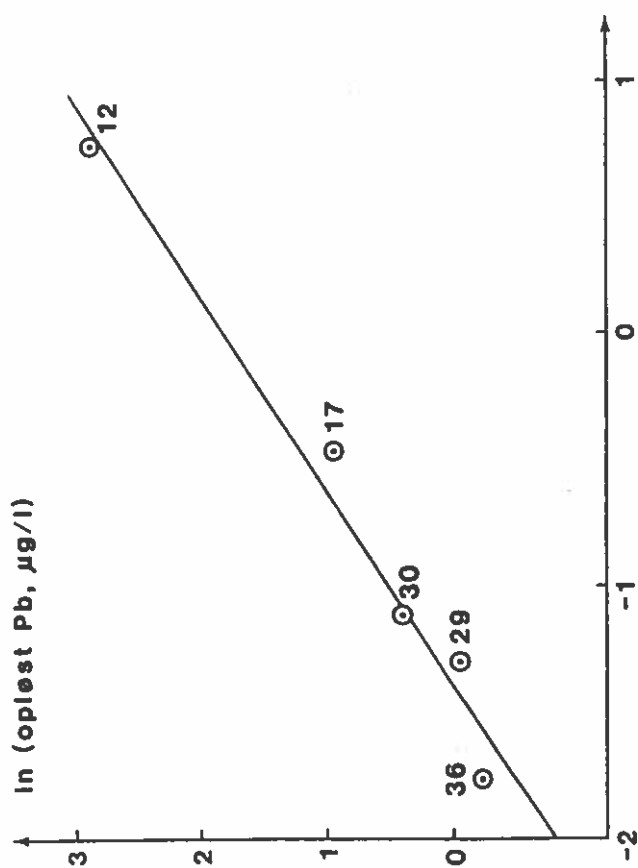


Figur 6.25. Afbildning af fjokalitet for Zn i blåmusling mod non detritalt Zn i slemmeprøve.

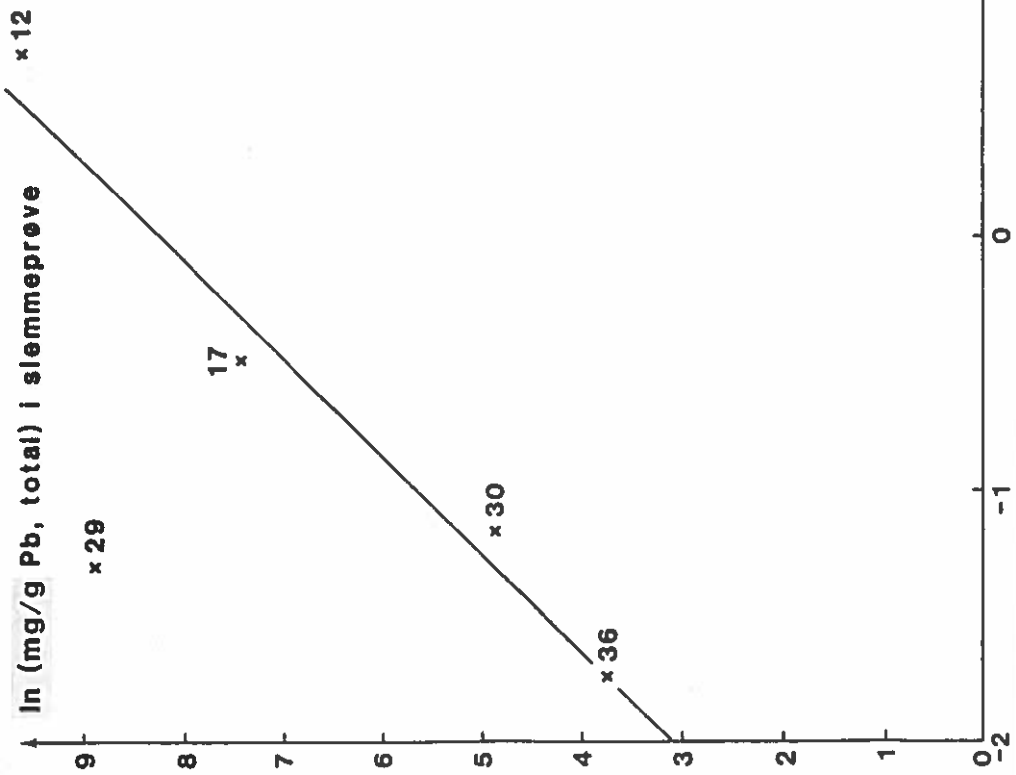
Figur 6.24. Afbildning af fjokalitet for Zn i blåmusling mod totalt Zn i slemmeprøve.



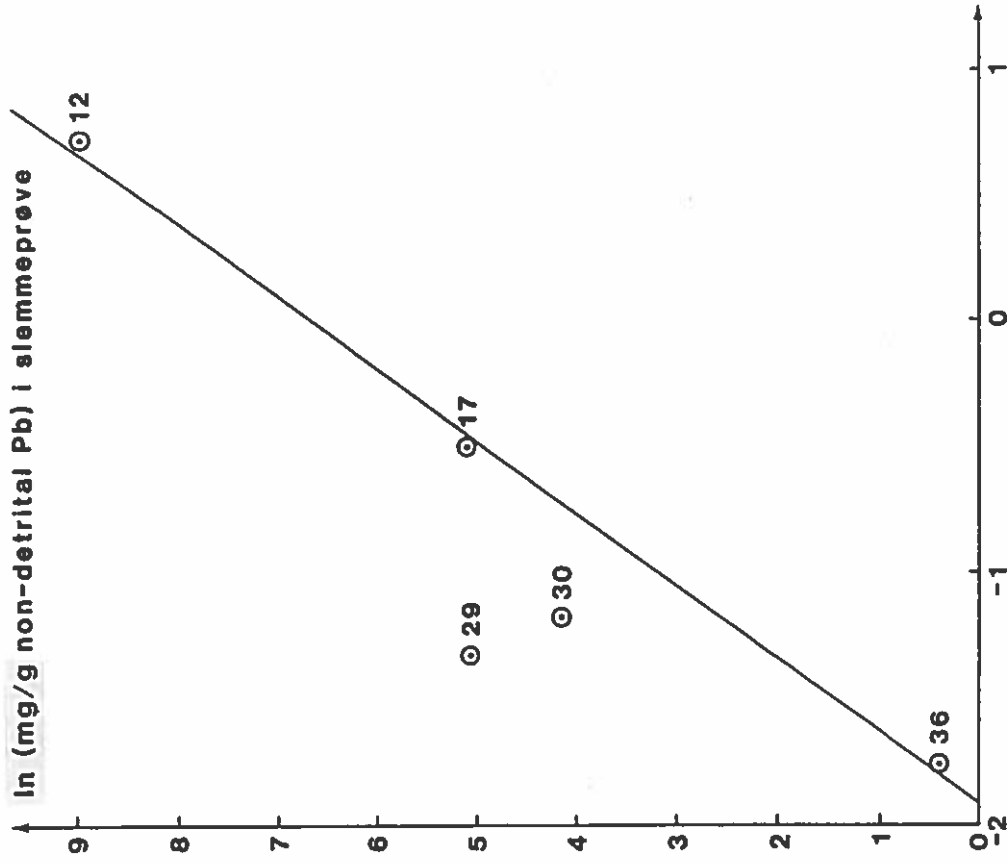
Figur 6.27. Afbildning af $f_{\text{lokalitet}}$ for Pb i blåmusling mod totalt suspenderet Pb i havvand.



Figur 6.26. Afbildning af $f_{\text{lokalitet}}$ for Pb i blåmusling mod opløst Pb i havvand.



Figur 6.28. Afbildning af fokalitet for Pb i blåmusling mod totalt Pb i slæmmeprøve.



Figur 6.29. Afbildning af fokalitet for Pb i blåmusling mod non detritalt Pb i slæmmeprøve.

I de to sidste tilfælde benyttes gennemsnittet af målingerne fra 7/9 og 10/9 1982. Der er benyttet dobbelt logaritmisk afbildning. For bly opnås der i alle tilfælde en rimelig god retlinet afhængighed, hvilket ikke er tilfældet for zink. Kun opløst zink synes at følge den relative estimator $f_{\text{lokalitet}}$ for zink i musling. For total suspenderet zink, total zink i slemmeprøve og non-detrital zink i slemmeprøve er der et knæk i den logaritmiske afbildning ved station T29. Stationer med lavere zinkindhold end disse har ikke lavere zinkindhold i muslingerne. Dette kunne tyde på, at muslingerne optager deres zink direkte fra opløst zink. Det foreliggende datamateriale er dog for spinkelt til at drage denne konklusion med sikkerhed. Da alle kurverne for bly (figur 6.26-6.29) kan siges at være lige gode, er der ikke i datamaterialet noget, der viser, ad hvilken vej muslingerne optager deres bly.

I alle figurerne er der tegnet et retlinet estimat, hvor der er taget mest hensyn til stationerne 12 og 17 med de høje og mest nøjagtigt bestemte koncentrationer. Disse linier repræsenterer en matematisk sammenhæng af typen:

$$\exp(f_{\text{lokalitet}}) = K (\text{Koncentration})^n$$

Tabel 6.13. Estimerede værdier af K og n fra udtrykket: $\exp(f_{\text{lokalitet}}) = K (\text{Koncentration})^n$.

| Koncentration | Metal | K | n | Knæk på kurven |
|-------------------------------------|-------|--------|-------|----------------|
| Total metal i slemmeprøven | Pb | 0,037 | 0,392 | |
| | Zn | 0,0265 | 0,386 | x |
| Non-detrital metal i slemmeprøve | Pb | 0,14 | 0,291 | |
| | Zn | 0,247 | 0,207 | x |
| Opløst metal | Pb | 0,246 | 0,766 | |
| | Zn | 0,449 | 0,383 | |
| Totalt suspenderet i metal i vandet | Pb | 0,423 | 0,677 | |
| | Zn | 0,4066 | 0,353 | x |

Tabel 6.13 viser, at opløst metal giver de største værdier for n, og at n for bly tenderer imod at være dobbelt så stor som for zink. En foreløbig antagelse må derfor være, at muslingerne er mest følsomme overfor opløst bly, og at de i det hele taget er mindre afhængige af variationer i zinkbelastningen.

Man må imidlertid kraftigt betone forbeholdene i denne undersøgelse. Opløst og suspenderet metal er kun undersøgt 2 dage, medens størrelserne må forventes at variere betydeligt. Ved 2 af 5 stationer var undersøgelserne af slemmeprøverne usikre på grund af for lidt materiale. Der er for få stationer til, at en rimelig sikker konklusion kan drages; ofte bygger den på en linie trukket gennem 3 punkter.

Cadmium er ikke omtalt i teksten, da der ikke synes at kunne drages nogen konklusioner om dette metal.

Transplantationsforsøg

I september 1984 blev blåmuslinger flyttet fra indre Qaamarujuk (st. T 17) til Qeqertat (st. L) og fra Qeqertat (st. L) til indre Qaamarujuk (st. T 17 A). Lokaliteterne er vist på figur 2.1 og 2.2. Hvert år er der siden indsamlet og analyseret en prøve af blåmuslinger på st. T 17 A og st. L samt en delprøve af de transplanterede muslinger, som er anbragt i net, hvorved de kan genfindes. Formålet med dette transplantationsforsøg er at undersøge, hvor hurtigt optagne tungmetaller udskilles, når forurenede muslinger flyttes til et mindre belastet område, samt hvor hurtigt metaloptagelsen sker, når muslinger flyttes fra et mindre belastet område til et meget belastet område.

Muslingerne er målt, vejede og skåret ud af skallen ved indsamlingen. Bløddelene er derefter frosset og analyseret på B.C. Research (BCR) og Senter for Industriforskning (SI). Resultaterne er vist i tabel 6.14 og 6.15.

Tabel 6.14. Analyse ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) af blåmusling, naturlige populationer (d.v.s. ikke transplanterede).

| Station | År | Antal | Gns. tør- vægt (g) | Gns. læng- de (mm) | % tør- stof | Cd | Pb | Zn | Lab. |
|---------|-------------------|-------|-----------------------|-----------------------|----------------|------|-----|-----|------|
| T17A | 1984 | 11 | 0.41 | 46.0 | 16.7 | 2.28 | 389 | 476 | BC |
| | | 14 | 0.88 | 62.9 | 15.4 | 3.10 | 531 | 597 | BC |
| | 1985 | 12 | 0.81 | 53.0 | 16.7 | 2.05 | 285 | 354 | BC |
| | | 6 | 1.66 | 70.9 | 15.4 | 2.20 | 398 | 356 | BC |
| | | 4 | 2.50 | 79.1 | 16.2 | 2.39 | 447 | 377 | BC |
| | 1986 ^a | 19 | 0.60 | 53.9 | 12.2 | 2.02 | 239 | 276 | SI |
| | | 20 | 1.24 | 64.1 | 14.4 | 1.62 | 232 | 292 | SI |
| | 1987 | 17 | 0.76 | 55.1 | 16.0 | 2.11 | 292 | 382 | SI |
| | | 18 | 1.13 | 64.7 | 15.3 | 2.11 | 299 | 363 | SI |
| L | 1984 | 10 | 1.38 | 65.2 | 15.3 | 3.35 | 7.3 | 137 | SI |
| | | 7 | 1.33 | 65.9 | 15.3 | 1.92 | 2.6 | 120 | SI |
| | 1985 | 20 | 1.72 | 74.5 | 14.0 | 3.26 | 6.6 | 159 | SI |
| | | 6 | 0.82 | 57.3 | 15.0 | 2.76 | 3.9 | 108 | SI |
| | | 13 | 1.32 | 64.6 | 16.0 | 3.23 | 4.5 | 125 | SI |
| | 1986 | 15 | 1.74 | 74.3 | 15.0 | 2.76 | 7.6 | 172 | SI |
| | | 22 | 0.77 | 55.2 | 15.3 | 3.58 | 2.8 | 133 | SI |
| | 1987 | 20 | 1.15 | 65.1 | 16.0 | 3.89 | 4.1 | 153 | SI |
| | | 20 | 1.48 | 74.6 | 14.3 | 4.55 | 5.8 | 146 | SI |
| T17 | 1984 | 22 | 0.49 | 46.3 | 17.3 | 1.61 | 545 | 437 | SI |
| | | 29 | 0.70 | 54.7 | 14.6 | 2.45 | 450 | 415 | SI |
| | | 20 | 1.02 | 64.4 | 14.6 | 1.63 | 523 | 477 | SI |
| | | 14 | 1.67 | 73.2 | 14.2 | 2.32 | 730 | 437 | SI |
| | | 4 | 2.10 | 83.8 | 12.2 | 1.00 | 795 | 537 | SI |

^a Denne prøve er muligvis forvekslet med en transplanteret prøve, se fodnote ^a til tabel 6.15.

Tabel 6.15. Analyse ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) af blåmusling, transplanterede populationer.

| Station | År | Antal | Gns. tør- vægt (g) | Gns. læng- de (mm) | % tør- stof | Cd | Pb | Zn | Lab. |
|-------------------|-------------------|-------|-----------------------|-----------------------|----------------|------|-----|-----|------|
| T17A ^a | 1985 | 5 | 1.28 | 71.5 | 12.4 | 4.06 | 131 | 193 | BC |
| | 1986 ^c | 10 | 0.86 | 55.3 | 13.4 | 1.92 | 182 | 267 | SI |
| | 1987 | 10 | 0.84 | 53.8 | 15.8 | 2.48 | 281 | 200 | SI |
| L ^b | 1985 | 10 | 0.80 | 55.3 | 15.6 | 4.01 | 238 | 210 | BC |
| | | 8 | 1.13 | 61.5 | 19.7 | 3.09 | 210 | 301 | BC |
| | 1986 | 16 | 0.89 | 59.9 | 14.3 | 4.31 | 244 | 226 | SI |
| | 1987 | 16 | 0.79 | 59.8 | 12.7 | 4.80 | 242 | 247 | SI |

^a Transplanteret fra station L i 1984.

^b Transplanteret fra station T17 i 1984.

^c Denne prøve er muligvis forvekslet med en ikke transplanteret prøve, se tabel 6.14.

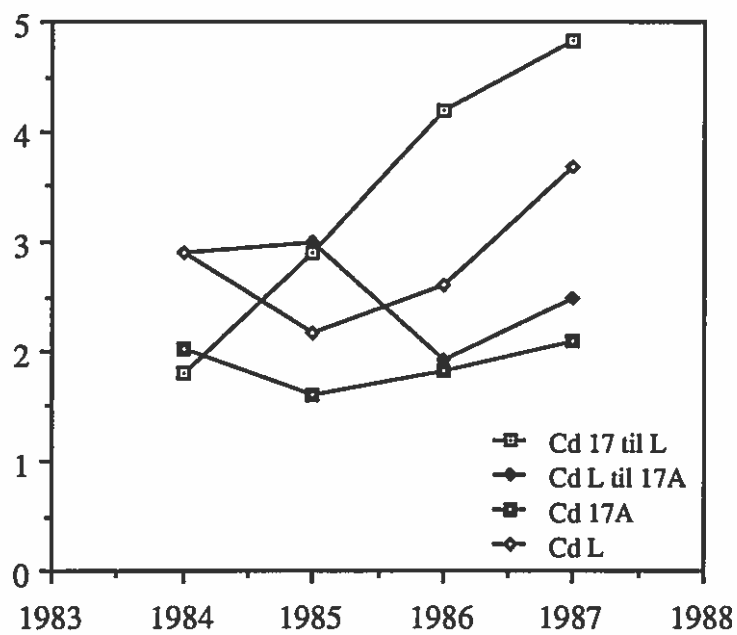
I tabel 6.16 er værdierne for de naturlige og transplanterede muslingepopulationer normaliseret til SI-niveau og til en muslingebløddelsvægt på 0,8 g, jfr. afsnit 6.2.2. Disse værdier er også vist på figur 6.30-6.32.

Tabel 6.16. Normaliserede koncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for blåmuslinger. Normaliseret til SI-niveau og 0,8 g bløddelsvægt.

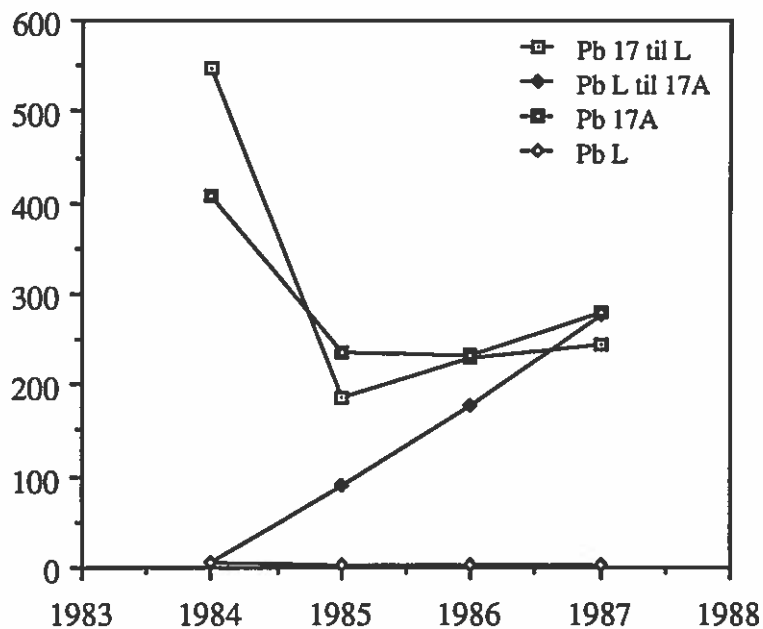
| Station | Population | År | Cd | Pb | Zn |
|-------------------|----------------|------|------|-----|-----|
| T17A | Naturlig | 1984 | 2,02 | 408 | 473 |
| | | 1985 | 1,62 | 237 | 306 |
| | | 1986 | 1,82 | 232 | 283 |
| | | 1987 | 2,10 | 281 | 370 |
| L | Naturlig | 1984 | 2,91 | 5,5 | 122 |
| | | 1985 | 2,18 | 3,2 | 122 |
| | | 1986 | 2,61 | 4,2 | 122 |
| | | 1987 | 3,68 | 3,5 | 139 |
| T17 | Naturlig | 1984 | 1,80 | 549 | 450 |
| T17A ^a | Transplanteret | 1985 | 2,99 | 89 | 164 |
| | | 1986 | 1,92 | 177 | 266 |
| | | 1987 | 2,48 | 276 | 200 |
| L ^b | Transplanteret | 1985 | 2,91 | 185 | 232 |
| | | 1986 | 4,19 | 231 | 221 |
| | | 1987 | 4,82 | 244 | 248 |

^a Transplanteret fra station L i 1984.

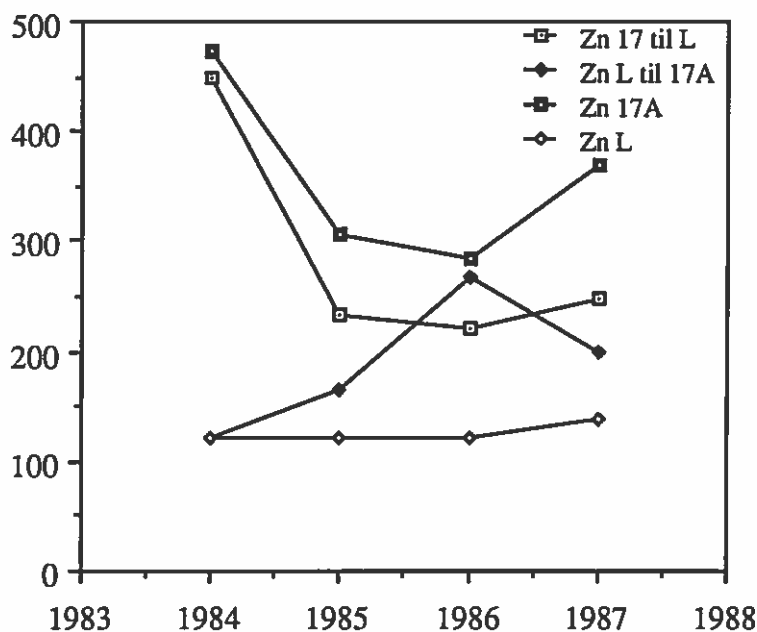
^b Transplanteret fra station T17 i 1984.



Figur 6.30. Cd-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørsvægt) i transplanterede og naturlige populationer af blåmusling.



Figur 6.31. Pb-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørsvægt) i transplanterede og naturlige populationer af blåmusling.



Figur 6.32. Zn-koncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i transplanterede og naturlige populationer af blåmusling.

Af figurerne ses følgende:

Da muslingerne ved Maarmorilik, bortset fra området ved den gamle wasteredump, ikke har forhøjet cadmiumindhold, er der ingen forventning om, at transplantationsforsøget skulle vise en ændring af belastningen med cadmium ved flytning af muslinger mellem de to stationer, hvilket forsøget da heller ikke viser.

For bly gælder, at de muslinger, som er transplanteret fra det meget forurenede område (indre Qaamarujuk, st T17) til det "rene" område (Qeqertat, st L), hurtigt afgiver halvdelen af det optagne bly, mens den resterende del ikke udskilles. Da muslingerne ifølge tabel 6.14 taber i vægt efter transplantationen fra st T17 til st L, stiger blykoncentrationen i dem de følgende år efter den hurtige halvering.

Muslingerne der er transplanteret fra st. L til st. T17A, starter straks deres optagelse af bly fra det forurenede vand. Det ses af tabel 6.17, at der med god tilnærmelse gælder den regel, at forskellen mellem den naturlige population ved st. T17A og den fra st. L transplanterede population divideres med 3 for hvert år der går.

Tabel 6.17. Normaliserede blykoncentrationer (mg/g tørvægt), SI-niveau, 0,8 g bløddelsvægt.

| År | T17A | L->T17A | Forskel |
|------|------|---------|---------|
| 1984 | 408 | 5,5 | 402 |
| 1985 | 237 | 89 | 148 |
| 1986 | 232 | 177 | 55 |
| 1987 | 281 | 276 | 5 |

Lignende omend mindre markante observationer gælder for zink som for bly.

7. Tungmetaller i rejer og zooplankton

7.1. Rejer

Prøver af forskellige størrelsesgrupper af hele rejer (arten *Pandalus borealis*) samt rejer, som er pillet og opdelt i en delprøve bestående af kød og en delprøve bestående af resten (hoveder og skaller), er indsamlet i Qaamarujuk i årene 1976-87. Tabel 7.1 er en oversigt over de indsamlede og analyserede prøver. I 1984 er der også indsamlet og analyseret rejeprøver i Uummannaq fjorden i større afstand fra Maarmorilik, nemlig ved Qeqertanguit ca. 10 km fra Maarmorilik og ved Salleg ca. 38 km fra Maarmorilik. Endelig er der i 1983 indsamlet og analyseret rejeprøver i fjorden Amitsuatsiaq i den sydøstlige del af Uummannaq fjorden, ved Nuuk/Godthåb samt i fjordene Neria og Arsuk syd for Paamiut/Frederikshåb.

Tabel 7.1. Analyserede rejeprøver fra Maarmorilik.

| År | Indre Qaamarujuk | | Ydre Qaamarujuk | |
|------|------------------|--|-----------------|--|
| | Hel reje | Rejer opdelt i muskel og hoveder + skaller | Hel reje | Rejer opdelt i muskel og hoveder + skaller |
| 1976 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 1977 | 2 | 3 | 0 | 3 |
| 1978 | 7 | 4 | 6 | 3 |
| 1979 | 3 | 9 | 3 | 7 |
| 1980 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| 1981 | 4 | 6 | 0 | 0 |
| 1982 | 1 | 14 | 0 | 6 |
| 1983 | 1 | 6 | 1 | 6 |
| 1984 | 0 | 5 | 1 | 5 |
| 1985 | 1 | 7 | 1 | 7 |
| 1986 | 0 | 5 | 0 | 5 |
| 1987 | 1 | 5 | 1 | 5 |

De analyserede tungmetaller er cadmium, kobber, bly og zink. Analyser af prøver fra 1976 og 1977 er foretaget af BCR, prøver fra 1978-82 af BCR og SI samt prøver fra 1983-87 af SI. Kobberanalyseresultater fra BCR foreligger kun i 1976.

Analyseresultaterne fremgår af bilag 7, og analysemetoden er beskrevet i bilag 2.

Resultaterne er underkastet en variansanalyse for at bestemme hvilke af de målte biologiske faktorer, som har signifikant indflydelse på metalkoncentrationerne. De medtagne faktorer er lokalitet (indre og ydre Qaamarujuk), individvægt og år (1976-87). Endvidere er analyselaboratoriet (BCR og SI) inkluderet som faktor. Variansanalysen er udført på metalkoncentrationer i hel reje og kød hver for sig.

I tilfælde, hvor en rejeprøve er opdelt i kød og hoveder + skaller, som er analyseret hver for sig, er der foretaget omregning til analyseværdi for "hel reje" ved at benytte følgende relation:

$$[\text{metalkonc. i hel reje}] = ([\text{metalkonc. i hoved + skal}] \cdot [\text{vægt af hoved + skal}] + [\text{metalkonc. i kød}] \cdot [\text{kødvægt}]) / (\text{skalvægt} + \text{kødvægt})$$

Relationen udtrykker, at metalkoncentrationen i en hel reje er rejens samlede metalindhold divideret med dens samlede vægt. Ved omregningen er metalkoncentrationer under detektionsgrænsen sat til værdien 0. Det gælder i enkelte tilfælde for Pb i kød, men i en række tilfælde for Cd i kød. I disse tilfælde er koncentrationen i kød af underordnet betydning for den samlede metalkoncentration i rejen, da koncentrationen i hoveder og skaller er væsentlig højere end i kød.

Modellen for variansanalysen kan skrives

$$\ln(\text{metalkoncentration}) = \mu_o + f_{\text{lokalitet}} + f_{\text{år}} + f_{\text{lab}} + \beta \ln(\text{vægt}) + e$$

Den statistiske metode og de indgående parametre er nærmere beskrevet i bilag 1.

Ved den statistiske behandling af data (variensanalysen) er datasæt defineret som en bestemt lokalitet på et bestemt tidspunkt udeladt, hvis mere end 20% af værdierne i datasættet er under detektionsgrænsen. Dette gælder for Pb i kød i indre og ydre Qaamarujuk fra 1977 samt for Cd i kød i indre og ydre Qaamarujuk i 1976, 1977, 1978 og 1987 samt for Cd i kød i indre Qaamarujuk i 1982 og 1985. Hvis mindre end 20% af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er værdier under detektionsgrænsen sat til det halve af detektionsgrænsen.

Er modelparametrene bestemt kan metalkoncentrationen beregnes som

$$\text{metalkonc.} = \exp(\mu_o) \cdot \exp(f_{\text{lokalitet}}) \cdot \exp(f_{\text{år}}) \cdot \exp(f_{\text{lab}}) \cdot \text{vægt}^\beta$$

Metalkoncentrationen er i $\mu\text{g/g}$ tørvægt og individvægten i gram vådvægt.

Resultatet af variensanalysen er vist i tabel 7.2 og 7.3

Tabel 7.2. Variansanalyse af data for rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk 1976-87. Signifikans af faktorerne lokalitet, år, laboratorium og vægt (sandsynlighed (%)) for at faktorens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|
| Hel reje | | | | |
| Lokalitet | 1,60 | 8,57 | 1,21 | 69,78 |
| År | 0,07 | <0,01 | <0,01 | 0,03 |
| Laboratorium | 1,35 | | 59,74 | 2,43 |
| Vægt | <0,01 | <0,01 | 16,14 | 94,52 |
| R ² | 0,72 | 0,57 | 0,37 | 0,24 |
| rel. S.D. | 1,38 | 1,15 | 1,61 | 1,13 |
| Kød | | | | |
| Lokalitet | 27 | 4,77 | 0,19 | 88 |
| År | 0,04 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| Laboratorium | <0,01 | | 66 | 68 |
| Vægt | 0,26 | 0,19 | 1,93 | 1,68 |
| R ² | 0,46 | 0,48 | 0,65 | 0,46 |
| rel. S.D. | 1,62 | 1,18 | 1,55 | 1,08 |

Det fremgår af tabellen, at årseffekten er signifikant for alle analyserede metaller i såvel hel reje som kød. Laboratorierne afviger fra hinanden for cadmium og zink i hel reje samt for cadmium i kød. Individvægten er signifikant undtagen for bly og zink i hel reje. Forskel mellem indre og ydre Qaamarujuk er signifikant for cadmium og bly i hel reje samt for kobber og bly i kød.

Tabel 7.3. Variansanalyse af data for rejer fanget i indre og ydre Qaamarujuk 1976-87. Parametre i model.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Hel reje | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{lok})$): | | | | |
| Indre Qaamarujuk | 0,87 | 0,95 | 1,24 | 1,01 |
| Ydre Qaamarujuk | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År ($\exp(f_{år})$): | | | | |
| 1976 | 0,544 | 0,847 | 0,569 | 0,804 |
| 1977 | 0,568 | | 0,528 | 0,764 |
| 1978 | 0,590 | | 0,799 | 0,836 |
| 1979 | 0,946 | 1,083 | 1,293 | 0,893 |
| 1980 | 0,911 | 0,803 | 0,658 | 0,838 |
| 1981 | 0,614 | 0,591 | 0,754 | 0,764 |
| 1982 | 0,748 | 0,786 | 0,963 | 0,884 |
| 1983 | 0,981 | 0,944 | 0,404 | 0,832 |
| 1984 | 0,781 | 0,834 | 0,783 | 0,928 |
| 1985 | 0,867 | 0,907 | 0,518 | 0,855 |
| 1986 | 0,728 | 0,815 | 0,567 | 0,911 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| | | | | |
|-----------------------------------|--------|-------|-------|-------|
| Laboratorium ($\exp(f_{lab})$): | | | | |
| BCR | 1,22 | | 0,94 | 1,07 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Vægt (β): | 0,66 | 0,12 | -0,09 | 0,00 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 1,811 | 76,71 | 6,746 | 74,96 |
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{lok})$): | | | | |
| Indre Qaamarujuk | 1,16 | 0,93 | 1,31 | 1,00 |
| Ydre Qaamarujuk | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | |
| 1976 | | 0,896 | 1,004 | 0,925 |
| 1977 | | | | 0,957 |
| 1978 | | | 0,452 | 0,889 |
| 1979 | 2,149 | 0,928 | 0,782 | 0,916 |
| 1980 | 3,662 | 0,613 | 0,544 | 0,902 |
| 1981 | 1,381 | 0,675 | 0,191 | 0,917 |
| 1982 | 0,628 | 0,877 | 0,444 | 0,925 |
| 1983 | 1,333 | 0,783 | 0,298 | 0,787 |
| 1984 | 1,126 | 0,786 | 0,740 | 0,888 |
| 1985 | 0,726 | 0,827 | 0,184 | 0,816 |
| 1986 | 1 | 1,043 | 0,413 | 0,923 |
| 1987 | | 1 | 1 | 1 |
| Laboratorium ($\exp(f_{lab})$): | | | | |
| BCR | 0,32 | | 0,95 | 1,01 |
| SI | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Vægt (β): | 0,35 | 0,10 | -0,18 | -0,03 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 0,0776 | 17,46 | 1,917 | 54,60 |

Det fremgår af tabellen, at forskellen mellem indre og ydre Qaamarujuk er lille for Cd, Cu og Zn. Blykoncentrationen er 24% (hel reje) og 31% (kød) højere i fjordens indre del end i den ydre. Cadmium ses at øges med rejens vægt, mens de øvrige metalkoncentrationer omtrent er vægtuafhængige. Der er ikke væsentlig forskel på laboratorierne for Pb og Zn, mens BCR's Cd-analyser er 22% højere end SI's

For Cd, Cu og Zn i hel reje samt for Cu og Zn i kød er der ingen tendens til ændringer i undersøgelsesperioden. For Cd i kød er værdien for 1979 og 1980 2-3 gange højere end niveauet de øvrige år. Tidsudviklingen for Pb er diskuteret nedenfor.

I 1984 blev der foruden i indre og ydre Qaamarujuk også fanget rejer til analyse i to områder vest for Qaamarujuk, nemlig ved Qeqertanquit ca. 10 km vest for Maarmorilik og ved Salleg ca 38 km vest for Maarmorilik. Tabel 7.4 viser analyseresultaterne normaliseret til en rejevægt på 5 gram. Til normalis-

eringen er benyttet en variansanalyse som beskrevet ovenfor, dog kun med faktoren lokalitet og regressionsparameteren vægt inkluderet.

Tabel 7.4. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i rejer 1984 efter normalisering til rejevægt 5 g.

| Lokalitet | Km fra Maarmorilik | Cd | Cu | Pb | Zn |
|------------------|-----------------------|------|------|------|------|
| Hel reje | | | | | |
| Indre Qaamarujuk | 1-2 | 2,73 | 68,6 | 5,73 | 69,3 |
| Ydre Qaamarujuk | 4-5 | 4,15 | 78,0 | 4,46 | 71,1 |
| Qeqertanquit | 10 | 4,63 | 72,3 | 1,78 | 67,3 |
| Salleq | 38 | 5,40 | 85,6 | 0,81 | 69,5 |
| Kød | | | | | |
| Indre Qaamarujuk | 1-2 | 0,14 | 13,3 | 1,06 | 47,2 |
| Ydre Qaamarujuk | 4-5 | 0,08 | 18,2 | 1,42 | 44,9 |
| Qeqertanquit | 10 | 0,11 | 18,1 | 0,57 | 44,9 |
| Salleq | 38 | 0,15 | 18,4 | 1,02 | 46,6 |

Af tabel 7.4 ses følgende:

Cadmiumkoncentrationen er 20-50 gange højere i hel reje end i kød. Der er ingen tydelige lokalitetsforskelle.

Kobberkoncentrationen er 4-5 gange højere i hel reje end i kød. Der er ingen tydelige lokalitetsforskelle.

Blykoncentrationen er op til 5 gange højere i hel reje end i kød. Der er en tydelig faldende gradient for blykoncentrationen i hele rejer fra indre til ydre Qaamarujuk til videre mod vest i rejer fra Qeqertanquit og yderligere til rejer fra Salleq. I rejekød er der ikke nogen gradient.

Zinkkoncentrationen er 1,5 gange højere i hele rejer end i kød. Der er ingen tydelige lokalitetsforskelle.

I 1983 blev udover indre og ydre Qaamarujuk også indsamlet og analyseret rejepøver i Amitsuatsiaq i den sydøstlige del af Ummannaq fjorden, ved Nuuk/Godthåb samt i fjordene Neria og Arsuk syd for Paamiut/Frederikshåb. Tabel 7.5 viser analyseresultaterne normaliseret til en rejevægt på 5 gram. Til normaliseringen er benyttet en variansanalyse som beskrevet ovenfor, dog kun med faktoren lokalitet og regressionsparameteren vægt inkluderet.

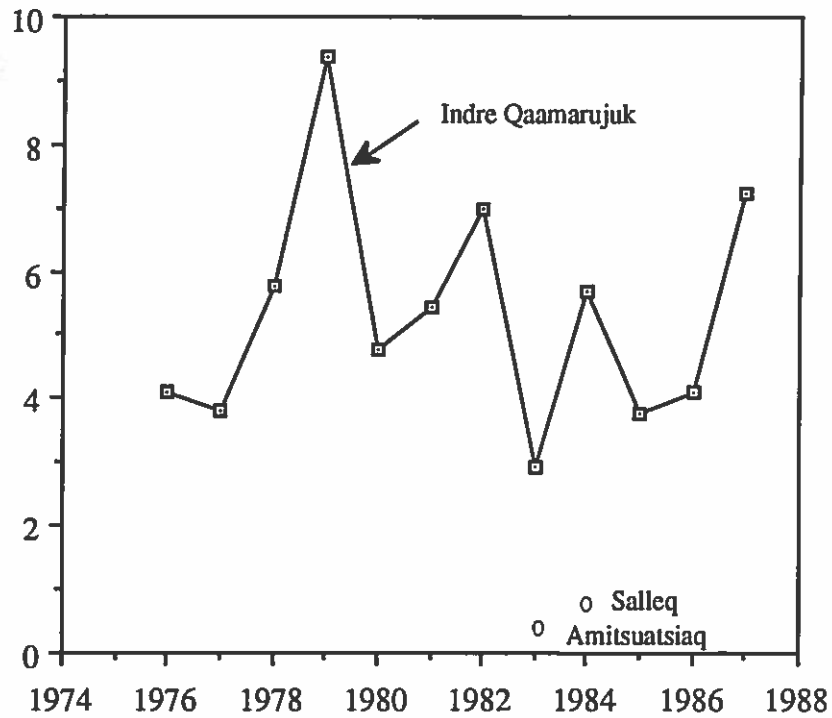
Tabel 7.5. Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i rejer 1983 efter normalisering til rejevægt 5 g.

| Lokalitet | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-----------------------------------|------|------|------|------|
| <u>Hel reje</u> | | | | |
| Indre Qaamarujuk, Uummannaq Fjord | 3,80 | 83,8 | 2,14 | 62,1 |
| Ydre Qaamarujuk, Uummannaq Fjord | 4,87 | 80,0 | 2,55 | 61,8 |
| Amitsuatsiaq, Uummannaq Fjord | 6,01 | 84,9 | 0,32 | 56,6 |
| Godthåbsfjord | 1,28 | 54,0 | 0,56 | 55,3 |
| Godthåb Dyb | 1,31 | 57,1 | 0,29 | 53,2 |
| Neria Fjord, syd for Paamiut | 1,88 | 60,9 | 0,38 | 53,7 |
| Arsuk Fjord, syd for Paamiut | 1,90 | 83,1 | 0,69 | 63,5 |
| <u>Kød</u> | | | | |
| Indre Qaamarujuk, Uummannaq Fjord | 0,09 | 16,8 | 0,42 | 39,2 |
| Ydre Qaamarujuk, Uummannaq Fjord | 0,14 | 14,7 | 0,53 | 42,5 |
| Amitsuatsiaq, Uummannaq Fjord | 0,09 | 17,6 | 0,16 | 39,0 |
| Godthåbsfjord | 0,07 | 16,0 | 0,19 | 38,0 |
| Godthåb Dyb | 0,07 | 16,0 | 0,17 | 42,5 |
| Neria Fjord, syd for Paamiut | 0,07 | 15,0 | 0,20 | 38,0 |
| Arsuk Fjord, syd for Paamiut | 0,08 | 20,1 | 0,43 | 48,7 |

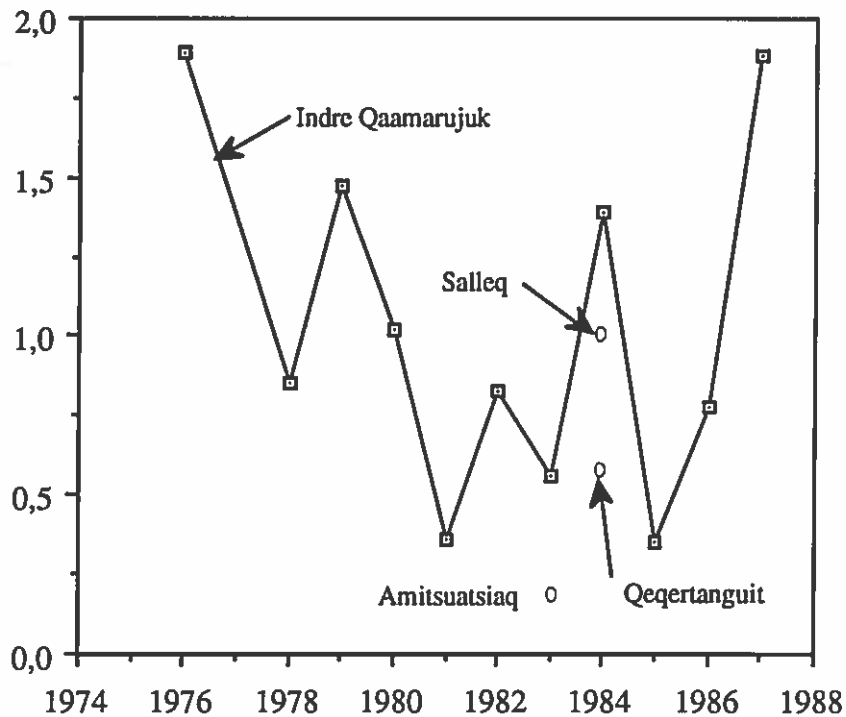
Det fremgår af tabel 7.5, at Cd-koncentrationen i hel reje er tydeligt højere ved de tre lokaliteter i Uummannaq fjorden end ved de tre lokaliteter ved Nuuk/Godthåb og Paamiut/Frederikshåb. For Cu og Zn i hel reje samt for Cd, Cu og Zn i kød er der ingen systematiske lokalitetsforskelle.

I figur 7.1 og 7.2 er tidsudviklingen for Pb i hele rejer og i kød ved Maarmorilik afbildet og sammenlignet med værdier fra andre lokaliteter i Uummannaq fjorden. Det ses, at der ikke er nogen tydelig tidsudvikling (stigning eller fald) for Pb-koncentrationen i hele rejer og i kød. Desuden ses, at Pb-koncentrationen i hele rejer er væsentlig højere ved Maarmorilik end ved de to andre lokaliteter i Uummannaq fjorden. I kød er der ikke forskel på Pb-koncentrationen ved Maarmorilik og ved Salleg 38 km vest for Maarmorilik, mens Pb-niveauet i kød ved Maarmorilik er højere end værdien fra Amitsuatsiaq, Godthåbsfjord, Godthåb Dyb og Neria.

Det kan konkluderes, at det kun er for bly, der i rejer findes forhøjede metalværdier ved Maarmorilik. I indre Qaamarujuk er fundet ca. 7 gange så meget bly som ved Salleg ca. 38 km vest for Maarmorilik. Værdierne ved Maarmorilik har varieret omkring dette forhøjede niveau i perioden 1976 til 1987 uden nogen tydelig tendens til stigning eller fald i perioden. Blyet findes først og fremmest i rejernes hoveder og skaller og i mindre omfang i kødet.



Figur 7.1. Tidsudvikling for blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i hele rejer normaliseret til indre Qaamarujuk, individvægt 5 g og laboratorium SI.



Figur 7.2. Tidsudvikling for blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i rejekød normaliseret til indre Qaamarujuk, individvægt 5 g og laboratorium SI.

7.2. Zooplankton

Prøver af zooplankton (vingesnegle: *Limacina retroversa* og *Clione limacina* samt pilorme: *Sagitta sp.*) er indsamlet i september 1980 og analyseret af SI for tungmetaller.

Analyseresultaterne er vist i tabel 7.6. Det ses, at Cd- og Cu-niveauet ikke er forskelligt på de tre lokaliteter, som ligger i afstandene 2, 5 og 25 km fra Maarmorilik. Derimod er der tydeligt at blykoncentrationen aftager med afstanden til Maarmorilik. For zink er der ikke forskel på de to lokaliteter nærmest Maarmorilik, mens niveauet her er tydeligt højere end ved den fjerneste lokalitet.

Tabel 7.6. Tungmetalkoncentrationen i zooplankton ($\mu\text{g/g}$ tørvægt), september 1980.

| Lokalitet | Km fra Maarmorilik | Art | % tørstof | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------------|--------------------|----------------------------|-----------|-------|------|-------|-------|
| Indre Qaamarujuk | 2 | <i>Limacina retroversa</i> | 10,4 | 12,88 | 6,48 | 28,46 | 135,2 |
| Ydre Qaamarujuk | 5 | <i>Limacina retroversa</i> | 11,6 | 11,10 | 6,31 | 15,95 | 134,7 |
| Perlerfiup kangerlua | 25 | <i>Limacina retroversa</i> | 11,1 | 11,58 | 8,65 | 8,24 | 55,4 |
| | | <i>Clione limacina</i> | 9,6 | 3,46 | 5,52 | 1,68 | 26,1 |
| | | <i>Sagitta sp.</i> | 7,4 | 0,64 | 5,71 | 1,32 | 18,9 |

8. Tungmetaller fisk

Undersøgelserne ved Maarmorilik af tungmetalkoncentrationer i fisk har omfattet arterne ammassat (lodde, *Mallotus villosus*), hellefisk (*Reinhardtius hippoglossoides*), plettet havkat (*Anarhichas minor*), torsk (*Gadus morrhua*), uvak (*Gadus ogac*) og alm. ulk (*Acanthocottus scorpius*). I tabel 8.1 er givet en oversigt over de indsamlede og analyserede prøver.

Tabel 8.1. Indsamlede og analyserede prøver af fisk fra Maarmorilik-området 1973-87. (A=Affarlikassaa, B=indre Qaamarujuk, C=ydre Qaamarujuk, D=Tasiussaq; f=forår, e=efterår).

| År | Ammassat | Hellefisk | Plettet havkat | Torsk | Alm. ulk | Uvak |
|--------|----------|------------|----------------|-------|----------|--------------------|
| 1973 f | | | | | | |
| e | | 14B | 15B | | | 5C |
| 1976 f | | 16C, 12B | 7B, 2C | 1C | | 2B, 1C |
| e | | 17B, 7C | 26B, 3C | | | 5A, 11B |
| 1977 f | | 7B, 3C | 7B, 7C | | | 1B, 7C |
| e | | 8A, 3B, 7C | 4A, 10B | | | 2A, 2B, 8C |
| 1978 f | 20A | 17B | | | | 14B |
| e | | 16B, 15C | 18B, 14C, 7D | 19D | | 17A, 16B, 16C, 45D |
| 1979 f | | 16B, 3C | 7B, 2C | | | 8B, 12C |
| e | | 11B, 9C | 9B, 11C | 20D | 5D | 10B, 10C, 23D |
| 1980 f | 14B | 12B, 10C | 20B, 1C | | | 5B, 15C |
| e | | 13B, 7C | 2B, 17C | 20C | 5C | 8B, 22C, 10D |
| 1981 f | | 1B | 17B, 4C | | | |
| e | | 3B, 7C | 21B, 6C | | | 10B |
| 1982 f | 20B | | 20B, 5C | | | 1B |
| e | | 4B | 14B, 16C | | 10B | 1B |
| 1983 f | | | 13B, 6C | | | |
| e | | | 13B, 5C | | | 5B, 5C |
| 1984 f | 20B | 5B, 5C | 13B, 8C | | | |
| e | | | 10B, 10C | | 10B, 9C | 5B, 5C |
| 1985 f | 20B | 6B, 4C | 17B, 3C | | | |
| e | | | 9B, 10C | | 10B, 10C | 5B, 5C |
| 1986 f | 20B | 5B, 5C | 6B, 2C | | | |
| e | | | 10B, 10C | | 10B, 10C | 5B, 5C |
| 1987 f | | 1B, 3C | 6B, 9C | | | |
| e | | | 11B, 8C | | 9B, 11C | 5B, 5C |

Desuden er indsamlet og analyseret fiskeprøver fra andre områder i Vestgrønland. Metalkoncentrationerne i fisk ved Maarmorilik er sammenlignet med værdierne fra disse områder som beskrevet nedenfor for hver enkelt art.

De undersøgte vævstyper er kød, lever og ben. Ammassat er analyseret som hele fisk.

Senter for Industriforskning, Oslo, har analyseret prøver fra 1978 til 1987. Præparations- og analysemetoder er beskrevet i bilag 2. Analyser foretaget af B.C. Research foreligger fra 1973 til 1982 for metallerne cadmium, bly og zink for vævstyperne kød og lever, således at der findes prøver analyseret af begge laboratorier for årene 1978-82, undtagen for kobber.

Analyseresultaterne er vist i bilag 8.

For hver fiskeart er data underkastet en variansanalyse for at bestemme, hvilke af de målte biologiske parametre (størrelse, køn m.v.) som har indflydelse på metalkoncentrationerne, og for at kunne kvantificere tidsudvikling og forskelle mellem lokaliteter. Den statistiske metode er nærmere beskrevet i bilag 1.

Ved den statistiske behandling af data (variensanalysen) er datasæt (defineret som koncentrationen af et metal i et bestemt væv på en bestemt lokalitet på et bestemt tidspunkt) udeladt, hvis mere end 20% af værdierne i datasættet er under detektionsgrænsen. Hvis mindre end 20% af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er værdier under detektionsgrænsen sat til det halve af detektionsgrænsen.

Det er for hver art beskrevet, hvilke datasæt som på den baggrund er udeladt.

8.1. Ammassat (lodde)

Prøver af ammassat er indsamlet i Affarlikassaa i 1978 samt i Qaamarujuk i 1980, 1982, 1984, 1985 og 1986. Endvidere findes der prøver fra Ivittuut i 1983 og fra et referenceområde i Godthåbsfjorden i 1978. Prøverne er analyseret som enkelte hele fisk for Cd, Cu, Pb og Zn. For hver fisk er længden registreret. Siden 1983 er desuden vægt og køn registreret, og for prøver fra 1986 foreligger aldersbestemmelse.

Alle prøver er analyseret af SI. Analyseresultaterne fremgår af bilag 8.

I den følgende behandling af data er prøver fra Affarlikassaa og Qaamarujuk behandlet under ét, idet det må formodes, at fiskene bevæger sig så meget omkring, at der ikke skulle være forskel på deres tungmetalbelastning, hvad enten de er indsamlet i Affarlikassaa eller indre Qaamarujuk, hvor de øvrige prøver er indsamlet.

Årsvariationen i metalkoncentrationerne ved Maarmorilik er fundet ved en variansanalyse med indsamlingsår og fiskelængde som parametre. Modellen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_0 + f_{it} + \beta \ln(\text{længde}) + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Resultatet af analysen er givet i tabel 8.2 og 8.3. På basis af parametrene bestemt ved variensanalysen

og givet i tabel 8.3 kan estimater for koncentrationerne beregnes som:

$$\text{estimat konc.} = \exp(\mu_0) \cdot \exp(f_{\text{år}}) \cdot \text{længde}^{\beta}$$

Enheden er mm for længden og $\mu\text{g/g}$ tørvægt for koncentration.

Tabel 8.2. Variansanalyse af metalkoncentrationer i ammassat fra Maarmorilik 1978-1986. Signifikans af faktorerne år og længde. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|-------|-------|-------|-------|
| År | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| Længde | <0,01 | 0,37 | 86 | 2,54 |
| R ² | 0,69 | 0,72 | 0,67 | 0,54 |
| rel. S.D. | 1,76 | 1,31 | 1,76 | 1,21 |

Tabel 8.3. Variansanalyse af metalkoncentrationer i ammassat fra Maarmorilik 1978-1986. Parameterværdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-------------------------------|-------------------|--------|--------|--------|
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | |
| 1978 | 0,060 | 0,642 | 2,504 | 1,267 |
| 1980 | 0,139 | 0,722 | 2,938 | 0,875 |
| 1982 | 0,604 | 0,398 | 0,862 | 0,834 |
| 1984 | 0,292 | 0,367 | 5,657 | 0,986 |
| 1985 | 0,169 | 0,290 | 0,647 | 0,730 |
| 1986 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Længde (β) | -3,33 | -0,948 | -0,117 | -0,508 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | $1,05 \cdot 10^7$ | 1035 | 1,58 | 1108 |

I tabel 8.4 er estimater for metalkoncentrationen beregnet ud fra parameterværdierne i tabel 8.3 for prøverne fra Maarmorilik, mens estimater for Godthåbsfjorden og Ivittuut er beregnet ud fra en tilsvarende model, hvor de to lokaliteter samt Maarmorilik er medtaget.

Tabel 8.4. Estimerede værdier ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for ammassat normaliseret til længden 150 mm, n: antal prøver i datasættet.

| Område | År | n | Cd | Cu | Pb | Zn |
|---------------|------|----|------|------|------|-------|
| Godthåbsfjord | 1978 | 21 | 0,18 | 3,32 | 0,39 | 69,0 |
| Ivittuut | 1983 | 20 | 0,13 | 3,89 | 0,24 | 83,4 |
| Maarmorilik | 1978 | 20 | 0,04 | 5,75 | 2,20 | 110,1 |
| | 1980 | 14 | 0,08 | 6,46 | 2,58 | 76,0 |
| | 1982 | 20 | 0,36 | 3,56 | 0,76 | 72,5 |
| | 1984 | 20 | 0,17 | 3,29 | 4,97 | 85,7 |
| | 1985 | 20 | 0,10 | 2,60 | 0,57 | 63,4 |
| | 1986 | 20 | 0,60 | 8,95 | 0,88 | 86,9 |

Det fremgår af tabel 8.4, at værdierne for Zn ved Maarmorilik varierer omkring værdierne fra Godthåbsfjorden og Ivittuut. Værdierne for Cd og Cu ved Maarmorilik er meget variable og i de fleste år ikke højere ved Maarmorilik end i de to andre områder. Derimod er alle værdierne for Pb ved Maarmorilik højere end i de to andre områder og har været fra ca. 2 til ca. 13 gange højere end værdien fra Godthåbsfjorden. Pb-værdien ved Maarmorilik har varieret meget i perioden 1978 til 1986, men uden nogen tydelig udviklingstendens.

De store variationer i Pb-værdierne i ammassat kan skyldes variationer af især følgende faktorer:

- fiskenes opholdstid ved Maarmorilik (jo længere opholdstid ved Maarmorilik, jo større mulighed for at optage Pb),
- blyforureningens størrelse (jo større blyforurening, jo større mulighed for at optage Pb),
- fiskenes mave- og tarmindehold (fiskene er analyseret som hele fisk, og dermed er også deres mave- og tarmindehold analyseret med. Da mave- og tarmindeholdet kan tænkes at indeholde mere Pb end fiskens væv, kan variationerne i dens blyindehold derfor være forårsaget af et varierende mave- og tarmindehold. Fiskenes mave og tarm er dog normalt tom på det tidspunkt, nemlig under gydning, hvor de er indsamlet),
- kontaminering (prøverne fra Maarmorilik er ikke i alle tilfælde indsamlet af personer, som er opmærksom på risikoen for kontaminering ved prøveindsamlingen).

8.2. Hellefisk

Der er analyseret kødprøver ved Maarmorilik i 1973 og fra 1976 til 1987, leverprøver i 1973 og fra 1976 til 1980 samt benprøver fra 1984 til 1986. Som reference er indsamlet prøver ved Ummannaq i 1977

og 1979. Desuden foreligger analyser fra Narsaq i 1979 samt fra Ivittuut i 1983.

Analyseresultaterne er vist i bilag 8.

Data er bearbejdet med en variansanalyse med lokalitet, år, køn, længde, vægt og laboratorium som parametre. Resultatet for denne analyse er, at køn ikke har signifikant betydning for tungmetalkoncentrationen. Variansanalysen er derfor gentaget uden køn som parameter. Modellen kan herefter skrives:

$$\ln(\text{metalkoncentration}) = \mu_o + f_{\text{lokalitet}} + f_{\text{år}} + f_{\text{lab}} + \beta_1 \ln(\text{vægt}) + \beta_2 \ln(\text{længde}) + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Følgende datasæt er ikke medtaget i analysen, idet mere end 20% af værdierne har været under detektionsgrænsen: Alle datasæt for Cd i ben; Cd i kød fra Ummannaaq 1977 (SI) og Ivittuut 1983 (SI); Pb i kød fra Maarmorilik 1973 (BCR), 1977 (BCR), 1981 (SI), 1985 (SI), 1986 (SI) og 1987 (SI); Pb i kød fra Ivittuut 1983 (SI); Pb i lever fra Maarmorilik 1973 (BCR); og Pb i ben fra Maarmorilik 1985 (SI). Desuden er datasæt for Cd i kød fra Ummannaaq 1979 (SI) og Narsaq 1979 (SI) ikke medtaget i analysen.

I analysen er der desuden ikke skelnet mellem de tre fangststeder Affarlikassaa samt indre og ydre Qaamarujuk, idet det må formodes, at fiskene bevæger sig så meget omkring, at der ikke er forventning om, at der skulle være forskel på deres tungmetalbelastning, hvad enten de er indsamlet i Affarlikassaa, indre eller ydre Qaamarujuk.

Resultatet af den statistiske analyse er vist i tabel 8.5 og 8.6. På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen og gengivet i tabel 8.6 kan estimater for koncentrationer beregnes som:

$$\text{metalkonc.} = \exp(\mu_o) \exp(f_{\text{lokalitet}}) \exp(f_{\text{år}}) \exp(f_{\text{lab}}) \cdot \text{vægt}^{\beta_1} \cdot \text{længde}^{\beta_2}$$

Enhederne er $\mu\text{g/g}$ tørvægt for koncentration, kg for vægt og cm for længde.

Tabel 8.5. Variansanalyse af metalkoncentrationer i hellefisk fra Maarmorilik 1973-1987, Narsaq 1979, Uummannaq 1979 og Ivittuut 1983. Signifikans af faktorerne lokalitet, år, laboratorium, vægt og længde. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|-------|-------|-------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet | | 53 | 58 | <0,01 |
| År | | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| Laboratorium | | 38 | <0,01 | <0,01 |
| Længde | | 87 | 66 | 69 |
| Vægt | | 84 | 81 | 74 |
| R ² | | 0,58 | 0,20 | 0,24 |
| Rel. S.D. | | 1,41 | 2,27 | 1,26 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| Lokalitet | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 2,66 |
| År | <0,01 | 0,02 | 0,25 | 0,03 |
| Laboratorium | 14 | | <0,01 | 27 |
| Længde | 2,76 | 0,86 | 13 | 3,90 |
| Vægt | 3,15 | 5,06 | 0,43 | 0,08 |
| R ² | 0,16 | 0,21 | 0,35 | 0,22 |
| Rel. S.D. | 1,66 | 1,93 | 2,28 | 1,28 |
| <u>Ben</u> | | | | |
| Lokalitet | | 69 | 5,33 | <0,01 |
| År | | 17 | 2,78 | <0,01 |
| Længde | | 41 | 56 | 54 |
| Vægt | | 65 | 77 | 62 |
| R ² | | 0,25 | 0,30 | 0,73 |
| Rel. S.D. | | 1,81 | 1,99 | 1,30 |

Tabel 8.6. Variansanalyse af metalkoncentrationer i hellefisk fra Maarmorilik 1973-1987, Narsaq 1979, Uummannaq 1979 og Ivittuut 1983. Parameterverdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------------------|----|-------|-------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Qaamarujuk | | 1,027 | 1,160 | 0,767 |
| Ivittuut | | 0,566 | | 0,628 |
| Uummannaq | | 1,124 | 1,012 | 0,781 |
| Narsaq | | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1973 | | 1,501 | | 1,075 |
| 1976 | | 1,621 | 1,728 | 0,896 |

| | | | | |
|--|----------------------|----------------------|----------------------|--------|
| 1977 | | 1,537 | 1,527 | 1,100 |
| 1978 | | 1,418 | 2,964 | 1,036 |
| 1979 | | 1,502 | 1,831 | 0,917 |
| 1980 | | 1,382 | 1,363 | 0,987 |
| 1981 | | 2,591 | | 1,005 |
| 1982 | | 0,936 | 1,598 | 1,001 |
| 1984 | | 0,733 | 1 | 0,824 |
| 1985 | | 0,715 | | 0,986 |
| 1986 | | 1,276 | | 1,070 |
| 1987 | | 1 | | 1 |
| Laboratorium (exp(f_{lab})): | | | | |
| BCR | | 1,361 | 1,782 | 1,133 |
| SI | | 1 | 1 | 1 |
| Længde (β_2): | | -0,098 | 0,579 | -0,138 |
| Vægt (β_1): | | -0,037 | -0,093 | -0,033 |
| Intercept (exp (μ_0)): | | 0,997 | 0,0148 | 30,72 |
| Lever | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Qaamarujuk | 2,115 | 2,306 | 0,828 | 1,103 |
| Ivittuut | 1,639 | 5,119 | 0,231 | 1,413 |
| Uummannaq | 1,455 | 0,897 | 0,385 | 0,986 |
| Narsaq | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1973 | 0,934 | 3,411 | | 1,158 |
| 1976 | 1,313 | 2,921 | 0,619 | 1,332 |
| 1977 | 0,893 | 2,723 | 0,568 | 1,224 |
| 1978 | 0,784 | 2,858 | 0,968 | 1,034 |
| 1979 | 0,975 | 3,261 | 1,035 | 1,202 |
| 1980 | 0,823 | 2,028 | 0,948 | 1,151 |
| 1981 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 1983 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Laboratorium (exp(f_{lab})): | | | | |
| BCR | 1,102 | | 1,982 | 1,035 |
| SI | 1 | | 1 | 1 |
| Længde (β_2): | 1,962 | 3,906 | 2,247 | 0,879 |
| Vægt (β_1): | -0,565 | -0,865 | -1,251 | -0,422 |
| Intercept (exp (μ_0)): | $6,26 \cdot 10^{-4}$ | $1,83 \cdot 10^{-6}$ | $1,66 \cdot 10^{-4}$ | 1,520 |
| Ben | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Qaamarujuk | | 1,227 | 1,094 | 0,511 |
| Ivittuut | | 0,979 | 0,557 | 0,451 |
| Narsaq | | 1 | 1 | 1 |

| | | | |
|------------------------------|-------------------|--------|--------|
| År ($\exp(f_{\text{t}})$): | | | |
| 1979 | 1,612 | 2,123 | 1,046 |
| 1983 | 1,612 | 2,123 | 1,046 |
| 1984 | 1,612 | 2,123 | 1,046 |
| 1985 | 1,043 | | 0,599 |
| 1986 | 1 | 1 | 1 |
| Længde (β_2): | -2,790 | -2,456 | -0,912 |
| Vægt (β_1): | 0,444 | 0,361 | 0,216 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | $2,14 \cdot 10^4$ | 2420 | 2026 |

I tabel 8.7 er vist estimerede værdier for Cd, Cu, Pb og Zn i kød, lever og ben af hellefisk ud fra den opstillede model. I de tilfælde, hvor mere end 20 % af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er der foretaget en beregning af den højeste aritmetriske middelværdi i datasættet. Denne beregning er foregået ved, at værdier under detektionsgrænsen er sat lig med detektionsgrænsen, hvilket indebærer, at den beregnede middelværdi vil være et maksimum for datasættets middelværdi. Denne middelværdi er betegnet "højeste aritmetriske middelværdi" i tabellen.

Tabel 8.7. Estimerede værdier ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for hellefisk normaliseret til længden 58 cm, vægten 2,00 kg og laboratoriet SI. n: antal prøver i datasættet.

| Område | År | n | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------|------|----|--------|------|--------|------|
| <u>Kød</u> | | | | | | |
| Uummanaq | 1977 | 12 | <0,20* | 1,13 | 0,23 | 18,9 |
| | 1979 | 20 | 0,06** | 1,10 | 0,27 | 12,3 |
| Narsaq | 1979 | 20 | 0,10** | 0,98 | 0,27 | 15,7 |
| Ivittuut | 1983 | 15 | <0,02* | 0,37 | <0,05* | 10,8 |
| <u>Maarmorilik</u> | | | | | | |
| | 1973 | 14 | <0,5* | 1,01 | <5,0* | 14,1 |
| | 1976 | 45 | <0,8* | 1,06 | 0,25 | 11,8 |
| | 1977 | 28 | <0,4* | 1,00 | 0,22 | 14,5 |
| | 1978 | 47 | <0,16* | 0,93 | 0,43 | 13,6 |
| | 1979 | 38 | <0,06* | 0,98 | 0,27 | 12,1 |
| | 1980 | 42 | <0,05* | 0,90 | 0,20 | 13,0 |
| | 1981 | 11 | <0,04* | 1,69 | <0,17* | 13,2 |
| | 1982 | 4 | <0,04* | 0,61 | 0,23 | 13,2 |
| | 1984 | 10 | <0,03* | 0,48 | 0,15 | 10,8 |
| | 1985 | 10 | <0,02* | 0,47 | <0,08* | 13,0 |
| | 1986 | 10 | <0,07* | 0,83 | <0,06* | 14,1 |
| | 1987 | 4 | <0,02* | 0,65 | <0,02* | 13,2 |
| <u>Lever</u> | | | | | | |
| Uummanaq | 1977 | 12 | 1,58 | 19,0 | 0,14 | 48,6 |
| | 1979 | 19 | 1,73 | 22,7 | 0,25 | 47,7 |
| Narsaq | 1979 | 4 | 1,19 | 25,3 | 0,66 | 48,4 |
| Ivittuut | 1983 | 15 | 2,00 | 39,7 | 0,15 | 56,9 |

| | | | | | | |
|-------------|------|----|--------|------|--------|------|
| Maarmorilik | 1973 | 14 | 2,41 | 61,1 | <5,0* | 51,4 |
| | 1976 | 41 | 3,39 | 52,3 | 0,33 | 59,1 |
| | 1977 | 26 | 2,30 | 48,7 | 0,30 | 54,4 |
| | 1978 | 44 | 2,02 | 51,2 | 0,51 | 45,9 |
| | 1979 | 39 | 2,52 | 58,4 | 0,55 | 53,4 |
| | 1980 | 42 | 2,12 | 36,3 | 0,50 | 51,1 |
| Ben | | | | | | |
| Narsaq | 1979 | 12 | <0,07* | 0,56 | 0,31 | 60,7 |
| Ivittuut | 1983 | 15 | <0,03* | 0,55 | 0,17 | 27,4 |
| Maarmorilik | 1984 | 10 | <0,03* | 0,69 | 0,34 | 31,0 |
| | 1985 | 10 | <0,03* | 0,45 | <0,14* | 17,8 |
| | 1986 | 10 | <0,02* | 0,43 | 0,16 | 29,6 |

*) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen.

**) Geometrisk middelværdi, ikke normaliseret.

Det fremgår af tabel 8.7, at niveauet af de 4 metaller i kød ved Maarmorilik ikke er forskelligt fra de andre områder. For bly er det bemærkelsesværdigt, at værdierne fra Ivittuut 1983 samt fra Maarmorilik 1985-1987 er lavere end de øvrige værdier, som indbyrdes ikke er væsentlig forskellige. Denne forskel kan skyldes, at analysemetoden med tiden er blevet forbedret, og kun de lave værdier må antages at være korrekte. Noget tilsvarende er observeret for Pb i kød fra uvak, men ikke for Pb i kød fra plettet havkat (se nedenfor).

Cd- og Cu-værdierne i levervæv er lidt højere ved Maarmorilik end i de andre områder, mens der ikke er forskel på områderne for Zn. Blyværdierne ved Maarmorilik er lidt højere end ved Uummanaq, men på samme niveau som værdien ved Narsaq. I benprøverne er der ikke væsentlig forskel på metalværdierne fra Maarmorilik og fra de andre områder.

Der er ingen tendenser i tidsudviklingen for metallerne i nogle af vævstyperne, undtagen den faldende tendens for Pb i kød, der som nævnt formentlig skyldes analytiske forhold.

Sammenfattende konkluderes det, at det ikke er sandsynligt, at minevirksomheden har påvirket indholdet af tungmetaller i hellefisk.

8.3 Plettet havkat

Der er indsamlet kød- og leverprøver til tungmetalanalyse ved Maarmorilik i 1973 og fra 1976 til 1987. Siden 1983 er der også indsamlet benprøver til analyse. Som reference er indsamlet leverprøver ved Uummanaq i 1977, kød- og leverprøver ved Uummanaq i 1979 samt kød-, lever- og benprøver i 1983 i Amitsuatsiaq, som ligger i den sydøstlige del af Uummanaq fjorden. Desuden foreligger værdier fra Tasiussaq ved Maarmorilik i 1978, fra Narsaq i 1979 og fra Ivittuut i 1983.

Analyseresultaterne er vist i bilag 8.

Data er bearbejdet med en variansanalyse med lokalitet, år, køn, længde, vægt og laboratorium som parametre. Resultatet for denne analyse er, alle disse parametre i en eller flere tilfælde har signifikant betydning for tungmetalkoncentrationen. Modellen kan derfor skrives:

$$\ln(\text{metalkoncentration}) = \mu_0 + f_{\text{lokalitet}} + f_{\text{år}} + f_{\text{køn}} + f_{\text{længde}} + \beta_1 \ln(\text{vægt}) + \beta_2 \ln(\text{længde}) + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Følgende datasæt er ikke medtaget i analysen, idet mere end 20% af værdierne har været under detektionsgrænsen: Alle datasæt for Cd i kød og ben; Pb i kød fra Maarmorilik 1973 (BCR), 1977 (BCR), 1981 (SI), 1983(SI), 1985 (SI og BCR); Pb i lever fra Maarmorilik 1973 (BCR); og Pb i ben fra Maarmorilik 1985 (SI).

I analysen er der desuden ikke skelnet mellem de tre fangststeder Affarlikassaa samt indre og ydre Qaamarujuk, idet det må formodes, at fiskene bevæger sig så meget omkring, at der ikke skulle være forskel på deres tungmetalbelastning, hvad enten de er indsamlet i Affarlikassaa, indre eller ydre Qaamarujuk.

Resultatet af den statistiske analyse er vist i tabel 8.8 og 8.9. På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen og gengivet i tabel 8.9 kan estimater for koncentrationer beregnes som:

$$\text{metalkonc.} = \exp(\mu_0) \exp(f_{\text{lokalitet}}) \exp(f_{\text{år}}) \exp(f_{\text{køn}}) \exp(f_{\text{længde}}) \text{vægt}^{\beta_1} \cdot \text{længde}^{\beta_2}$$

Enheden er kg for vægt, cm for længde og $\mu\text{g/g}$ tørvægt for koncentration.

Tabel 8.8. Variansanalyse af metalkoncentrationer i plettet havkat fra Maarmorilik 1976-1987, Narsaq 1979, Uummannaq 1977 og 1979, Amitsuatsiaq 1983 og Ivittuut 1983. Signifikans af faktorerne lokalitet, år, laboratorium, vægt og længde. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------|----|-------|-------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet | | 26 | 43 | 15 |
| År | | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| Køn | | 45 | 32 | 4,16 |
| Laboratorium | | | <0,01 | 0,17 |
| Længde | | 89 | 14 | 22 |
| Vægt | | 40 | 31 | 80 |

| | | | | |
|----------------|-------|-------|-------|-------|
| R ² | | 0,45 | 0,51 | 0,37 |
| Rel. S.D. | | 1,39 | 2,22 | 1,27 |
| Lever | | | | |
| Lokalitet | 0,11 | 16 | <0,01 | 1,75 |
| År | <0,01 | 67 | <0,01 | <0,01 |
| Køn | 18 | <0,01 | 52 | 0,04 |
| Laboratorium | 59 | | 31 | <0,01 |
| Længde | <0,01 | 34 | 16 | <0,01 |
| Vægt | <0,01 | 2,25 | 96 | <0,01 |
| R ² | 0,17 | 0,22 | 0,30 | 0,35 |
| Rel. S.D. | 2,60 | 2,42 | 3,57 | 1,34 |
| Ben | | | | |
| Lokalitet | | 68 | <0,01 | 95 |
| År | | 1,89 | <0,01 | 0,41 |
| Køn | | 96 | 62 | 89 |
| Længde | | 92 | 75 | 26 |
| Vægt | | 27 | 30 | 43 |
| R ² | | 0,30 | 0,32 | 0,11 |
| Rel. S.D. | | 1,55 | 3,34 | 1,39 |

Tabel 8.9. Variansanalyse af metalkoncentrationer i plettet havkat fra Maarmorilik 1976-1987, Narsaq 1979, Uummannaq 1977 og 1979, Amitsuatsiaq 1983 og Ivittuut 1983. Parameterværdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------------------|----|-------|-------|-------|
| Kød | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Qaamarujuk | | 1,108 | 0,971 | 0,798 |
| Tasiusaq | | | 0,616 | 0,731 |
| Ivittuut | | 0,842 | 1,131 | 0,700 |
| Uummannaq | | 1,150 | 0,752 | 0,833 |
| Narsaq | | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1976 | | 0,935 | 0,961 | 0,960 |
| 1977 | | 1,654 | 1,196 | 1,196 |
| 1978 | | 1,533 | 1,041 | 1,041 |
| 1979 | | 1,542 | 0,974 | 0,974 |
| 1980 | | 1,768 | 1,260 | 1,260 |
| 1981 | | 2,411 | 1,073 | 1,073 |
| 1982 | | 1,314 | 1,044 | 1,044 |
| 1983 | | 1,171 | 0,942 | 0,942 |
| 1984 | | 0,896 | 0,996 | 0,996 |
| 1985 | | 0,918 | 1,049 | 1,049 |
| 1986 | | 1,035 | 0,961 | 0,961 |
| 1987 | | 1 | 1 | 1 |
| Køn (exp ($f_{køn}$)): | | | | |

| | | | | |
|--|-----------------------|--------|--------|--------|
| Han | | 1 | 1 | 1 |
| Hun | | 1,039 | 1,106 | 1,060 |
| Laboratorium (exp(f_{lab})): | | | | |
| BCR | | | 1,791 | 1,113 |
| SI | | | 1 | 1 |
| Længde (β_2): | | -0,082 | -1,854 | 0,420 |
| Vægt (β_1): | | 0,161 | 0,406 | 0,028 |
| Intercept (exp (μ_0)): | | 1,340 | 116,6 | 6,855 |
| Lever | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Qaamarujuk | 3,139 | 1,777 | 6,539 | 1,331 |
| Tasiussaq | 4,015 | 2,319 | 4,208 | 1,652 |
| Ivittuut | 0,889 | 3,691 | 2,756 | 1,273 |
| Amitsuatsiaq | 2,971 | 1,728 | 2,652 | 1,086 |
| Uummannaq | 2,115 | 1,242 | 0,498 | 1,296 |
| Narsaq | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1976 | 1,260 | 1,360 | 2,303 | 1,027 |
| 1977 | 1,062 | 1,560 | 2,734 | 0,863 |
| 1978 | 0,582 | 1,129 | 2,214 | 0,843 |
| 1979 | 0,811 | 1,330 | 4,170 | 0,931 |
| 1980 | 0,640 | 0,780 | 2,705 | 0,867 |
| 1981 | 0,702 | 1,092 | 1,795 | 0,955 |
| 1982 | 0,657 | 1,170 | 2,622 | 0,882 |
| 1983 | 1,247 | 1,273 | 0,792 | 1,217 |
| 1984 | 0,914 | 1,208 | 1,347 | 0,968 |
| 1985 | 1,517 | 1,173 | 1,056 | 1,112 |
| 1986 | 0,769 | 1,177 | 1,092 | 0,880 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Køn (exp ($f_{køn}$)): | | | | |
| Han | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Hun | 1,116 | 0,626 | 1,074 | 1,094 |
| Laboratorium (exp(f_{lab})): | | | | |
| BCR | 1,057 | | 1,151 | 1,145 |
| SI | 1 | | 1 | 1 |
| Længde (β_2): | 4,746 | 1,098 | -1,876 | 1,565 |
| Vægt (β_1): | -1,782 | -0,835 | -0,020 | -0,696 |
| Intercept (exp (μ_0)): | 4,14·10 ⁻⁸ | 0,716 | 464,1 | 0,183 |
| Ben | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Qaamarujuk | | 0,786 | 1,636 | 0,754 |
| Amitsuatsiaq | | 0,837 | 0,351 | 0,780 |

| | | | |
|--|--------|--------|--------|
| Ivittuut | 0,915 | 0,327 | 0,754 |
| Narsaq | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | |
| 1979 | 1 | 1 | 1 |
| 1983 | 1,144 | 2,421 | 0,950 |
| 1984 | 0,971 | 4,419 | 1,214 |
| 1985 | 0,787 | | 0,917 |
| 1986 | 0,932 | 1,459 | 1,108 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 |
| Køn (exp ($f_{køn}$)): | | | |
| Han | 1 | 1 | 1 |
| Hun | 1,004 | 0,904 | 1,007 |
| Længde (β_2): | 0,086 | 0,830 | -0,714 |
| Vægt (β_3): | -0,306 | -0,876 | 0,161 |
| Intercept (exp (μ_0)): | 1,209 | 0,0347 | 1350 |

I tabel 8.10 er vist estimerede værdier for Cd, Cu, Pb og Zn i kød, lever og ben af plettet havkat ud fra den opstillede model. I de tilfælde, hvor mere end 20 % af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er der foretaget en beregning af den højeste middelværdi i datasættet som beskrevet i afsnit 8.2.

Tabel 8.10. Estimerede værdier ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for plettet havkat normaliseret til længden 64 cm, vægten 3,00 kg, kønnet han og laboratoriet SI. n: antal prøver i datasættet.

| Område | År | n | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------|------|----|--------|--------|-------|--------|
| Kød | | | | | | |
| Tasiussaq | 1978 | 7 | <0,04* | | 0,05 | 30,9 |
| Uummannaq | 1979 | 6 | <0,10* | 2,02 | 0,06 | 32,9 |
| Narsaq | 1979 | 9 | | 1,75 | 0,08 | 39,5 |
| Ivittuut | 1983 | 8 | <0,04* | 1,12 | 0,09 | 26,7 |
| Maarmorilik | | | | | | |
| | 1973 | 15 | <0,5* | 1,77** | <5,0* | 36,5** |
| | 1976 | 24 | <1,0* | 1,18 | 0,08 | 31,1 |
| | 1977 | 28 | <0,4* | 2,08 | 0,09 | 38,7 |
| | 1978 | 32 | <0,10* | 1,93 | 0,08 | 33,7 |
| | 1979 | 29 | <0,10* | 1,94 | 0,08 | 31,5 |
| | 1980 | 30 | <0,06* | 2,23 | 0,10 | 40,8 |
| | 1981 | 10 | <0,05* | 3,04 | 0,09 | 34,7 |
| | 1982 | 11 | <0,05* | 1,66 | 0,08 | 33,8 |
| | 1983 | 13 | <0,08* | 1,48 | 0,08 | 30,5 |
| | 1984 | 11 | <0,03* | 1,13 | 0,08 | 32,2 |
| | 1985 | 10 | <0,03* | 1,16 | 0,08 | 33,9 |
| | 1986 | 10 | <0,19* | 1,30 | 0,08 | 32,1 |
| | 1987 | 10 | <0,04* | 1,26 | 0,08 | 32,4 |

| <u>Lever</u> | | | | | | |
|--------------|------|----|---------|--------|--------|--------|
| Tasiussaq | 1978 | 7 | 5,10 | 72,1 | 1,73 | 79,6 |
| Uummannaq | 1977 | 8 | 4,99 | 53,3 | 0,25 | 63,9 |
| Uummannaq | 1979 | 6 | 3,74 | 45,5 | 0,38 | 69,0 |
| Amitsuatsiaq | 1983 | 12 | 8,08 | 60,5 | 0,40 | 75,5 |
| Ivittuut | 1983 | 8 | 2,42 | 129,3 | 0,39 | 88,5 |
| Maarmorilik | 1973 | 14 | 5,86** | 30,1** | <5,0* | 76,5** |
| | 1976 | 29 | 8,63 | 66,5 | 2,80 | 78,1 |
| | 1977 | 28 | 7,27 | 76,3 | 3,32 | 65,7 |
| | 1978 | 32 | 3,99 | 55,2 | 2,69 | 64,1 |
| | 1979 | 29 | 5,56 | 65,0 | 5,06 | 70,8 |
| | 1980 | 30 | 4,38 | 38,1 | 3,28 | 66,0 |
| | 1981 | 48 | 4,81 | 53,4 | 2,18 | 72,6 |
| | 1982 | 55 | 4,50 | 57,2 | 3,18 | 67,1 |
| | 1983 | 37 | 8,54 | 62,3 | 0,96 | 92,6 |
| | 1984 | 41 | 6,26 | 59,1 | 1,64 | 73,6 |
| | 1985 | 39 | 10,39 | 57,4 | 1,28 | 84,6 |
| | 1986 | 28 | 5,27 | 57,6 | 1,33 | 66,9 |
| | 1987 | 34 | 6,85 | 48,9 | 1,21 | 76,1 |
| <u>Ben</u> | | | | | | |
| Narsaq | 1979 | 6 | 0,05*** | 1,23 | 0,41 | 82,7 |
| Ivittuut | 1983 | 8 | <0,04* | 1,29 | 0,33 | 59,2 |
| Amitsuatsiaq | 1983 | 13 | <0,03* | 1,18 | 0,36 | 61,3 |
| Maarmorilik | 1983 | 31 | 0,08*** | 1,11 | 1,66 | 59,2 |
| | 1984 | 31 | <0,05* | 0,94 | 3,02 | 75,7 |
| | 1985 | 39 | <0,05* | 0,76 | <1,89* | 57,2 |
| | 1986 | 27 | <0,04* | 0,90 | 1,00 | 69,1 |
| | 1987 | 34 | <0,05* | 0,97 | 0,68 | 62,4 |

*) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen
 **) Estimat baseret på model hvor køn ikke indgår
 ***) Geometrisk middelværdi, ikke normaliseret.

Det fremgår af tabel 8.10, at der i kød ikke ses en ændring af niveauet af Cd, Cu, Pb og Zn i perioden 1978-1987, og niveauet af de 4 metaller er ikke forskelligt fra værdierne i referenceområderne. Det samme gælder for Cd, Cu og Zn i levervæv.

Derimod har Pb-værdierne i levervæv fra 1983 til 1987 været ca. 3 1/2 gange højere end værdierne fra referenceområderne. Niveauet af Pb i havkatlever har været uændret fra 1983 til 1987, mens niveauet fra 1976 til 1982 var omtrent 9 gange højere end værdierne fra referenceområderne. Denne tidsmæssige udvikling falder i nogen grad sammen med faldet i havvandets indhold af bly som beskrevet i kapitel 4, hvilket kunne tyde på, at den væsentligste kilde til forureningen af lever fra havkat er transport af opløst bly fra tailingsudledningen.

I benprøver foreligger analyser for perioden 1983 til 1987. Analyserne viser, at der ikke er forskel på

niveauet af Cd, Cu og Zn i benprøver fra Qaamarujuk sammenlignet med referenceområdet, og at der ikke ses nogen tidsmæssig udvikling i prøverne fra Qaamarujuk. For Pb i benprøver ser alle værdierne fra Qaamarujuk ud til at være højere end i referenceområderne. I 1986 og 1987 er værdierne ved Maarmorilik ca. det dobbelte af værdierne fra de andre områder, mens de i 1983 og 1984 var mere end 4 gange værdierne fra de andre områder. Der er således en tendens til faldende værdier for Pb i ben fra havkat ved Maarmorilik.

8.5. Alm. ulk

Siden 1984 er der årligt indsamlet kød-, lever- og benprøver af alm. ulk i indre og ydre Qaamarujuk. I 1984 blev der også indsamlet prøver fra Qeqertat ca 40 km vest for Maarmorilik. Kød- og leverprøver er desuden indsamlet i Tasiussaq i 1979 og i ydre Qaamarujuk i 1980. Alle prøver er analyseret af SI. Analyseresultater og biologiske parametre er vist i bilag 8.

Data indsamlet fra 1984 til 1987 er bearbejdet med en variansanalyse med lokalitet, år, køn, længde, vægt og levervægt som parametre. Resultatet for denne analyse er, alle disse parametre i en eller flere tilfælde har signifikant betydning for tungmetalkoncentrationen. Modellen kan derfor skrives:

$$\ln(\text{metalkoncentration}) = \mu_0 + f_{\text{lokalitet}} + f_{\text{år}} + f_{\text{køn}} + \beta_1 \ln(\text{vægt}) + \beta_2 \ln(\text{længde}) + \beta_3 \ln(\text{levervægt}) + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Følgende datasæt er ikke medtaget i analysen, idet mere end 20% af værdierne har været under detektionsgrænsen: Alle datasæt for Cd i kød og ben; Cd i lever fra ydre Qaamarujuk 1987; Pb i kød fra indre og ydre Qaamarujuk 1985 samt fra indre Qaamarujuk og Qeqertat 1984.

I modsætning til de andre fiskearter er der i analysen skelnet mellem fangststederne indre og ydre Qaamarujuk, idet det formodes, at arten er mere stationær end de andre fiskearter, og at fangststedet dermed har større betydning.

Resultatet af den statistiske analyse er vist i tabel 8.11 og 8.12. På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen og gengivet i tabel 8.12 kan estimater for koncentrationer beregnes som:

$$\text{metalkonc.} = \exp(\mu_0) \exp(f_{\text{lokalitet}}) \exp(f_{\text{år}}) \exp(f_{\text{køn}}) \exp(f_{\text{lab}}) \text{vægt}^{\beta_1} \text{længde}^{\beta_2} \text{levervægt}^{\beta_3}$$

Enheden er $\mu\text{g/g}$ tørvægt for koncentration, kg for vægt, g for levervægt og cm for længde.

Tabel 8.11. Variansanalyse af metalkoncentrationer i ulk fra Maarmorilik 1984-1987 og Qeqertat 1984. Signifikans af faktorerne lokalitet, år, køn, vægt, længde og levervægt. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|------|------|-------|------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet | | 3,29 | 27 | 11 |
| År | | 97 | 23 | 0,12 |
| Køn | | 58 | 75 | 0,79 |
| Længde | | 57 | 11 | 3,40 |
| Vægt | | 65 | 30 | 50 |
| Levervægt | | 24 | 49 | 15 |
| R ² | | 0,31 | 0,36 | 0,43 |
| Rel. S.D. | | 1,33 | 2,65 | 1,31 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| Lokalitet | 1,76 | 42 | <0,01 | 1,35 |
| År | 1,48 | 2,93 | 0,48 | 0,46 |
| Køn | 93 | 0,18 | 54 | 79 |
| Længde | 30 | 13 | 89 | 0,24 |
| Vægt | 54 | 74 | 84 | 16 |
| Levervægt | 4,53 | 0,37 | 7 | 0,06 |
| R ² | 0,30 | 0,48 | 0,75 | 0,62 |
| Rel. S.D. | 3,57 | 1,94 | 2,05 | 1,38 |
| <u>Ben</u> | | | | |
| Lokalitet | | 67 | <0,01 | 94 |
| År | | 17 | 0,18 | 0,07 |
| Køn | | 13 | 28 | 2,41 |
| Længde | | 11 | 74 | 19 |
| Vægt | | 0,64 | 81 | 22 |
| Levervægt | | 2,54 | 45 | 84 |
| R ² | | 0,17 | 0,64 | 0,33 |
| Rel. S.D. | | 1,45 | 2,44 | 1,32 |

Tabel 8.12. Variansanalyse af metalkoncentrationer i ulk fra Maarmorilik 1984-1987 og Qeqertat 1984.

Parameterværdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------------------|----|-------|-------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Indre Qaamarujuk | | 0,881 | 1,764 | 0,955 |
| Ydre Qaamarujuk | | 0,711 | 1 | 1,152 |
| Qeqertat | | 1 | | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1984 | | 0,976 | 0,777 | 1,389 |

| | | | | |
|--|------------------------|--------|------------------------|--------|
| 1985 | | 0,954 | | 0,930 |
| 1986 | | 0,930 | 0,348 | 0,954 |
| 1987 | | 1 | 1 | 1 |
| Køn (exp ($f_{køn}$)): | | | | |
| Han | | 1 | 1 | 1 |
| Hun | | 0,944 | 0,836 | 0,770 |
| Længde (β_2): | | | | |
| Vægt (β_1): | | -0,465 | -7,467 | 1,623 |
| Levervægt (β_3): | | 0,141 | 1,800 | -0,193 |
| Intercept (exp (μ_0)): | | -0,107 | 0,252 | -0,119 |
| | | 12,65 | 1,807·10 ¹¹ | 0,213 |
| Lever | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Indre Qaamarujuk | 0,341 | 1,161 | 9,726 | 1,376 |
| Ydre Qaamarujuk | 0,895 | 0,941 | 3,345 | 1,492 |
| Qeqertat | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1984 | 1,832 | 0,648 | 0,607 | 0,923 |
| 1985 | 1,411 | 0,497 | 0,431 | 0,746 |
| 1986 | 0,488 | 0,764 | 0,871 | 0,693 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Køn (exp ($f_{køn}$)): | | | | |
| Han | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Hun | 0,996 | 0,550 | 1,130 | 1,024 |
| Længde (β_2): | | | | |
| Vægt (β_1): | 3,165 | 2,258 | 0,215 | 2,229 |
| Levervægt (β_3): | 0,698 | -0,181 | -0,118 | -0,372 |
| Intercept (exp (μ_0)): | -0,724 | -0,500 | -0,327 | -0,289 |
| | 8,612·10 ⁻⁴ | 0,0243 | 0,295 | 0,065 |
| Ben | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Indre Qaamarujuk | | 1,144 | 14,730 | 1,025 |
| Ydre Qaamarujuk | | 1,137 | 4,281 | 1,003 |
| Qeqertat | | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1984 | | 1,182 | 0,598 | 0,746 |
| 1985 | | 0,882 | 0,334 | 0,690 |
| 1986 | | 1,080 | 0,992 | 0,879 |
| 1987 | | 1 | 1 | 1 |
| Køn (exp ($f_{køn}$)): | | | | |
| Han | | 1 | 1 | 1 |
| Hun | | 0,853 | 1,296 | 0,839 |

| | | | |
|--------------------------|-----------------------|--------|---------|
| Længde (β_2): | 1,316 | -0,368 | 0,792 |
| Vægt (β_1): | -0,836 | -0,210 | -0,273 |
| Levervægt (β_3): | 0,212 | 0,171 | -0,0139 |
| Intercept (μ_0): | $3,507 \cdot 10^{-3}$ | 1,279 | 5,527 |

I tabel 8.13 er vist estimerede værdier for Cd, Cu, Pb og Zn i kød, lever og ben fra ulk ud fra den opstillede model. I de tilfælde, hvor mere end 20 % af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er der foretaget en beregning af den højeste middelværdi i datasættet som beskrevet i afsnit 8.2.

Tabel 8.13. Estimerede værdier ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for alm. ulk normaliseret til længden 28 cm, vægten 0,23 kg, levervægten 9,4 g og kønnet hun. n: antal prøver i datasættet.

| Område | År | n | Cd | Cu | Pb | Zn |
|------------------|------|----|--------|---------|--------|---------|
| <u>Kød</u> | | | | | | |
| Qeqertat | 1984 | 18 | <0,03* | 1,58 | <0,23* | 51,7 |
| Tasiussaq | 1979 | 5 | <0,04* | 1,63** | 0,06** | 35,1** |
| Ydre Qaamarujuk | 1980 | 5 | <0,04* | 1,25** | 0,24** | 37,8** |
| | 1984 | 7 | <0,02* | 1,13 | <0,08* | 59,6 |
| | 1985 | 5 | <0,02* | 1,10 | <0,11* | 39,9 |
| | 1986 | 5 | <0,02* | 1,07 | 0,10 | 40,9 |
| | 1987 | 4 | <0,03* | 1,15 | 0,29 | 42,9 |
| Indre Qaamarujuk | 1984 | 10 | <0,02* | 1,39 | 0,40 | 49,4 |
| | 1985 | 5 | <0,03* | 1,36 | <0,07* | 33,1 |
| | 1986 | 5 | <0,02* | 1,33 | 0,18 | 33,9 |
| | 1987 | 6 | <0,02* | 1,43 | 0,52 | 35,6 |
| <u>Lever</u> | | | | | | |
| Qeqertat | 1984 | 20 | 4,23 | 6,83 | 0,24 | 93,4 |
| Tasiussaq | 1979 | 5 | 1,85** | 9,91** | 0,87** | 141,9** |
| Ydre Qaamarujuk | 1980 | 5 | 1,67** | 29,10** | 2,94** | 173,9** |
| | 1984 | 9 | 3,79 | 6,42 | 0,79 | 139,3 |
| | 1985 | 10 | 2,92 | 4,93 | 0,56 | 112,6 |
| | 1986 | 10 | 1,01 | 7,57 | 1,14 | 104,6 |
| | 1987 | 11 | <2,44* | 9,91 | 1,30 | 151,0 |
| Indre Qaamarujuk | 1984 | 10 | 1,44 | 7,93 | 2,30 | 128,5 |
| | 1985 | 10 | 1,11 | 6,08 | 1,64 | 103,9 |
| | 1986 | 10 | 0,38 | 9,34 | 3,30 | 96,5 |
| | 1987 | 9 | 0,79 | 12,23 | 3,79 | 139,2 |
| <u>Ben</u> | | | | | | |
| Qeqertat | 1984 | 20 | <0,04* | 1,56 | 0,58 | 70,1 |
| Ydre Qaamarujuk | 1984 | 9 | <0,03* | 1,77 | 2,49 | 70,3 |
| | 1985 | 10 | <0,02* | 1,32 | 1,39 | 65,0 |
| | 1986 | 10 | <0,57* | 1,62 | 4,13 | 82,9 |

| | | | | | | |
|---|------|----|--------|------|-------|------|
| | 1987 | 11 | <0,24* | 1,50 | 4,16 | 94,3 |
| Indre Qaamarujuk | 1984 | 10 | <0,04* | 1,78 | 8,56 | 71,9 |
| | 1985 | 9 | <0,03* | 1,33 | 4,78 | 66,5 |
| | 1986 | 10 | <0,02* | 1,63 | 14,19 | 84,7 |
| | 1987 | 9 | <0,02* | 1,51 | 14,31 | 96,5 |
| *) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen. | | | | | | |
| **) Estimat baseret på model hvor vægt og levertvægt ikke indgår. | | | | | | |

Det fremgår af tabel 8.13, at i kød og ben er der ikke væsentlig forskel på værdierne for Cd, Cu og Zn i de undersøgte områder og ingen tendens til tidsmæssige ændringer i værdierne fra Maarmorilik. Dette gælder også i de fleste tilfælde for Pb i kød, men ikke for værdien fra indre Qaamarujuk i 1984 og 1987, hvor Pb-værdien er forhøjet (formentlig ca. 2 gange i forhold til referenceområdet).

I lever er der højere Cd-værdi i referenceområdet (Qeqertat) end ved Maarmorilik, mens der ikke er væsentlig forskel for Cu og Zn.

Derimod er Pb-værdierne i lever og ben tydeligt forhøjet ved Maarmorilik, og der er tydeligt aftagende Pb værdi med aftagende afstand fra Maarmorilik. Under et er Pb-niveauet i indre Qaamarujuk forhøjet ca. 10 gange i lever og ca. 15 gange i ben i forhold til referenceområdet. Den tilsvarende forhøjelse i ydre Qaamarujuk er ca. 3 gange for lever og ca. 4 gange for ben. Pb-værdierne i både lever og ben ved Maarmorilik er steget i perioden 1984 til 1987, idet der ses at være sket knap en fordobling. Der kan ikke peges på en forklaring på dette.

8.5 Uvak

Der er ved Maarmorilik indsamlet kødprøver i 1973 samt fra 1976 til 1987 og leverprøver i 1973 samt fra 1976 til 1980, hvor prøveindsamlingen blev indstillet. I efteråret 1984 og 1985 blev der også indsamlet benprøver til analyse. I 1978 til 1980 blev der endvidere indsamlet kød- og leverprøver i Tasiussaq vest for Maarmorilik. I 1977 indsamledes leverprøver i referenceområder ved Uummannaq og ved Qullissat (Diskobugten), i 1979 indsamledes kød- og leverprøver i et referenceområde ved Uummannaq og i september 1983 benprøver i fjorden Amitsuatsiaq som referenceområde. Desuden foreligger data for kød-, lever- og benprøver fra Narsaq i 1979 og fra Ivittuut i 1983.

Data er bearbejdet med en variansanalyse med lokalitet, år, køn, længde, vægt og laboratorium som parametre. Resultatet for denne analyse er, alle disse parametre i en eller flere tilfælde har signifikant betydning for tungmetalkoncentrationen. Modellen kan derfor skrives:

$$\ln(\text{metalkoncentration}) = \mu_0 + f_{\text{lokalitet}} + f_{\text{år}} + f_{\text{køn}} + f_{\text{længde}} + \beta_1 \ln(\text{vægt}) + \beta_2 \ln(\text{længde}) + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Følgende datasæt er ikke medtaget i analysen, idet mere end 20% af værdierne har været under detektionsgrænsen: Alle datasæt for Cd i kød og ben; Pb i kød fra Maarmorilik 1973 (BCR), 1977 (BCR), 1981 (SI), 1984 (SI), 1985 (SI) og 1986(SI); Pb i lever fra Maarmorilik 1973 (BCR) og Ivittuut 1983 (SI).

I analysen er der desuden ikke skelnet mellem de tre fangststeder Affarlikassaa samt indre og ydre Qaamarujuk, idet det må formodes, at fiskene bevæger sig så meget omkring, at der ikke skulle være forskel på deres tungmetalbelastning, hvad enten de er indsamlet i Affarlikassaa, indre eller ydre Qaamarujuk.

Resultatet af den statistiske analyse er vist i tabel 8.14 og 8.15. På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen og gengivet i tabel 8.15 kan estimater for koncentrationer beregnes som:

$$\text{metalkonc.} = \exp(\mu_o) \cdot \exp(f_{\text{lokalitet}}) \cdot \exp(f_{\text{år}}) \cdot \exp(f_{\text{køn}}) \cdot \exp(f_{\text{lab}}) \cdot \text{vægt}^{\beta_1} \cdot \text{længde}^{\beta_2}$$

Enheden er $\mu\text{g/g}$ tørvægt for koncentration, kg for vægt og cm for længde.

Tabel 8.14. Variansanalyse af metalkoncentrationer i uvak fra Maarmorilik 1976-1987, Narsaq 1979, Uummannaq 1977 og 1979, Qullissat 1977, Amitsuatsiaq 1983 og Ivittuut 1983. Signifikans af faktorerne lokalitet, år, laboratorium, vægt og længde. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|-------|-------|-------|-------|
| Kød | | | | |
| Lokalitet | | 3,40 | 49 | <0,01 |
| År | | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| Køn | | 77 | 68 | 18 |
| Laboratorium | | | <0,01 | <0,01 |
| Længde | | 19 | 34 | <0,01 |
| Vægt | | 83 | 60 | 3,62 |
| R ² | | 0,42 | 0,37 | 0,37 |
| Rel. S.D. | | 1,39 | 2,23 | 1,19 |
| Lever | | | | |
| Lokalitet | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,13 |
| År | <0,01 | 6,09 | <0,01 | 0,06 |
| Køn | 70 | 37 | 65 | 0,06 |
| Laboratorium | <0,01 | | <0,01 | <0,01 |
| Længde | <0,01 | <0,01 | 0,05 | <0,01 |
| Vægt | <0,01 | 0,03 | 1,49 | <0,01 |

| | | | | |
|----------------|------|------|-------|------|
| R ² | 0,32 | 0,31 | 0,32 | 0,30 |
| Rel. S.D. | 2,17 | 2,18 | 2,15 | 1,51 |
| Ben | | | | |
| Lokalitet | | 67 | 13 | 68 |
| År | | 16 | <0,01 | 24 |
| Køn | | 75 | 19 | 5,24 |
| Længde | | 67 | 35 | 52 |
| Vægt | | 36 | 26 | 57 |
| R ² | | 0,75 | 0,75 | 0,52 |
| Rel. S.D. | | 1,37 | 2,50 | 1,24 |

Tabel 8.15. Variansanalyse af metalkoncentrationer i uvak fra Maarmorilik 1976-1987, Narsaq 1979, Uummanaq 1977 og 1979, Qullissat 1977, Amitsuatsiaq 1983 og Ivittuut 1983. Parameterverdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------------------------|----|--------|------------------------|--------|
| Kød | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | |
| Maarmorilik | | 1,014 | 1,191 | 0,779 |
| Tasiussaq | | 1,166 | 1,633 | 0,770 |
| Uummanaq | | 0,806 | 0,714 | 0,776 |
| Ivittuut | | 1,020 | 0,708 | 0,754 |
| Narsaq | | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | |
| 1976 | | 0,946 | 6,219 | 0,979 |
| 1977 | | 1,779 | | 1,009 |
| 1978 | | 1,707 | 6,503 | 1,196 |
| 1979 | | 1,822 | 6,092 | 0,942 |
| 1980 | | 1,500 | 3,839 | 1,014 |
| 1981 | | 1,335 | | 0,960 |
| 1982 | | 1,006 | 3,342 | 1,106 |
| 1983 | | 0,995 | 1,779 | 0,950 |
| 1984 | | 0,764 | | 1,043 |
| 1985 | | 0,882 | | 1,034 |
| 1986 | | 1,260 | | 1,139 |
| 1987 | | 1 | 1 | 1 |
| Køn (exp ($f_{køn}$)): | | | | |
| Han | | 1 | 1 | 1 |
| Hun | | 0,988 | 0,964 | 0,977 |
| Laboratorium (exp(f_{lab})): | | | | |
| BCR | | | 2,012 | 1,142 |
| SI | | | 1 | 1 |
| Længde (β_2): | | 0,535 | 0,853 | 0,699 |
| Vægt (β_1): | | -0,029 | -0,153 | -0,125 |
| Intercept (exp (μ_0)): | | 0,131 | 2,687·10 ⁻³ | 1,876 |

LeverLokalitet (exp (f_{lok})):

| | | | | |
|-------------|-------|-------|-------|-------|
| Maarmorilik | 1,081 | 0,340 | 1,973 | 0,692 |
| Tasiussaq | 1,714 | 0,174 | 1,099 | 0,723 |
| Uummanaq | 1,357 | 0,219 | 1,107 | 0,697 |
| Qullissat | 0,606 | | 1,398 | 0,467 |
| Ivittuut | 1,025 | 1,116 | | 1,062 |
| Narsaq | 1 | 1 | 1 | 1 |

År (exp ($f_{år}$)):

| | | | | |
|------|-------|-------|-------|-------|
| 1976 | 0,536 | 5,028 | 3,935 | 1,050 |
| 1977 | 1,210 | 4,983 | 2,016 | 1,608 |
| 1978 | 0,575 | 3,401 | 4,787 | 1,331 |
| 1979 | 1,020 | 2,726 | 2,854 | 1,542 |
| 1980 | 0,877 | 2,298 | 2,720 | 1,599 |
| 1983 | 1 | 1 | 1 | 1 |

Køn (exp ($f_{køn}$)):

| | | | | |
|-----|-------|-------|-------|-------|
| Han | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Hun | 1,032 | 1,101 | 0,963 | 1,165 |

Laboratorium (exp(f_{lab})):

| | | | | |
|-----|-------|--|-------|-------|
| BCR | 1,462 | | 1,657 | 1,398 |
| SI | 1 | | 1 | 1 |

Længde (β_2):

| | | | | |
|------------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| Vægt (β_1): | -1,865 | -1,324 | -0,670 | -0,776 |
| Intercept (exp (μ_0)): | $2,667 \cdot 10^{-12}$ | $1,030 \cdot 10^{-6}$ | $2,616 \cdot 10^{-6}$ | $1,952 \cdot 10^{-3}$ |

BenLokalitet (exp (f_{lok})):

| | | | | |
|--------------|--|-------|-------|-------|
| Maarmorilik | | 2,408 | 4,874 | 1,069 |
| Amitsuatsiaq | | 3,022 | 1,564 | 0,719 |
| Ivittuut | | 3,248 | 2,651 | 0,754 |
| Narsaq | | 1 | 1 | 1 |

År (exp ($f_{år}$)):

| | | | | |
|------|--|-------|-------|-------|
| 1979 | | 1 | 1 | 1 |
| 1983 | | 1 | 1 | 1 |
| 1984 | | 1,257 | 9,895 | 1,142 |
| 1985 | | 1 | 1 | 1 |

Køn (exp ($f_{køn}$)):

| | | | | |
|-----|--|-------|-------|-------|
| Han | | 1 | 1 | 1 |
| Hun | | 0,968 | 0,668 | 0,869 |

Længde (β_2):

| | | | | |
|------------------------------|--|--------|--------------------|-------|
| Vægt (β_1): | | 0,492 | -3,339 | 0,518 |
| Intercept (exp (μ_0)): | | 0,0931 | $6,998 \cdot 10^4$ | 11,01 |

I tabel 8.16 er vist estimerede værdier for Cd, Cu, Pb og Zn i kød og lever fra uvak ud fra den opstillede model. I de tilfælde, hvor mere end 20 % af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er der foretaget en beregning af den højeste middelværdi i datasættet som beskrevet i afsnit 8.2.

Tabel 8.16. Estimerede værdier ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for uvak normaliseret til længden 52 cm, vægten 2,00 kg, kønnet han og laboratoriet SI. n: antal prøver i datasættet.

| Område | År | n | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------|------|----|--------|---------|--------|--------|
| Kød | | | | | | |
| Tasiussaq | 1978 | 40 | <0,12* | 2,12 | 1,14 | 25,1 |
| Tasiussaq | 1979 | 23 | <0,04* | 1,78** | 0,68** | 21,2** |
| Tasiussaq | 1980 | 10 | <0,16* | 1,86 | 0,67 | 21,3 |
| Uummannaq | 1979 | 13 | <0,07* | 1,56 | 0,47 | 19,9 |
| Narsaq | 1979 | 21 | <0,12* | 1,93 | 0,65 | 25,7 |
| Ivittuut | 1983 | 8 | <0,04* | 1,08 | 0,14 | 19,5 |
| Maarmorilik | | | | | | |
| | 1973 | 5 | <0,5* | 1,96** | <5,0* | 27,5** |
| | 1976 | 8 | <1,0* | 0,96 | 0,79 | 20,8 |
| | 1977 | 20 | <0,4* | 1,80 | <0,48* | 21,4 |
| | 1978 | 62 | <0,10* | 1,73 | 0,83 | 25,4 |
| | 1979 | 40 | <0,07* | 1,85 | 0,78 | 20,0 |
| | 1980 | 50 | <0,08* | 1,52 | 0,49 | 21,5 |
| | 1981 | 10 | <0,05* | 1,35 | <0,07* | 20,4 |
| | 1982 | 11 | <0,07* | 1,02 | 0,43 | 23,5 |
| | 1983 | 10 | <0,09* | 1,01 | 0,23 | 20,2 |
| | 1984 | 10 | <0,02* | 0,77 | <0,25* | 22,1 |
| | 1985 | 10 | <0,02* | 0,89 | <0,09* | 21,9 |
| | 1986 | 10 | <0,03* | 1,28 | <0,09* | 24,2 |
| | 1987 | 10 | <0,35* | 1,01 | 0,13 | 21,2 |
| Lever | | | | | | |
| Uummannaq | 1977 | 9 | 0,90 | 7,29 | 0,27 | 38,0 |
| Uummannaq | 1979 | 13 | 0,76 | 3,99 | 0,38 | 36,5 |
| Tasiussaq | 1978 | 45 | 0,54 | 3,95 | 0,63 | 32,6 |
| Tasiussaq | 1979 | 23 | 0,72** | 4,37** | 0,39** | 42,1** |
| Tasiussaq | 1980 | 10 | 0,82 | 2,67 | 0,36 | 39,2 |
| Qullissat | 1977 | 22 | 0,40 | | 0,34 | 25,5 |
| Ivittuut | 1983 | 8 | 0,56 | 7,46 | <0,11* | 36,0 |
| Narsaq | 1979 | 13 | 0,56 | 18,22 | 0,34 | 52,3 |
| Maarmorilik | | | | | | |
| | 1973 | 5 | 0,82** | 12,41** | <5,0* | 49,1** |
| | 1976 | 19 | 0,32 | 11,42 | 0,93 | 24,6 |
| | 1977 | 20 | 0,72 | 11,32 | 0,48 | 37,7 |
| | 1978 | 63 | 0,34 | 7,73 | 1,13 | 31,2 |
| | 1979 | 40 | 0,61 | 6,19 | 0,67 | 36,2 |
| | 1980 | 50 | 0,52 | 5,22 | 0,64 | 37,5 |

| <u>Ben</u> | | | | | | |
|--------------|------|----|--------|------|-------|------|
| Narsaq | 1979 | 17 | <0,06* | 0,51 | 0,32 | 76,9 |
| Ivittuut | 1983 | 8 | <0,04* | 1,66 | 0,85 | 57,9 |
| Amitsuatsiaq | 1983 | 10 | <0,04* | 1,54 | 0,50 | 55,3 |
| Maarmorilik | 1984 | 10 | <0,04* | 1,55 | 15,46 | 93,8 |
| | 1985 | 10 | <0,03* | 1,23 | 1,56 | 82,2 |

*) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen.
 **) Estimat baseret på model hvor køn og vægt ikke indgår.

Det fremgår af tabel 8.16, at der i kød-, lever- og benprøver ikke er væsentlige forskelle på værdierne for Cd, Cu og Zn fra Maarmorilik og de andre områder og ingen tendens til ændringer af niveauet ved Maarmorilik i undersøgelsesperioden. Dog er værdierne for Cu i lever faldet.

For Pb i kød er der store variationer med en tendens til, at de laveste værdier findes i de seneste år. Denne tendens er også fundet for Pb i kød fra hellefisk og skyldes formentlig forhold omkring prøvepræparering og analyse, således at kun de laveste værdier må antages at være korrekte. Værdierne for Pb i kød fra Maarmorilik er som helhed ikke væsentlig forskellig fra de andre områder.

For Pb i lever, hvor der findes data for perioden 1976-1980, er værdierne ved Maarmorilik som helhed ca. det dobbelte af, hvad der er målt i andre områder. Der er ikke nogen tendens for den tidsmæssige udvikling for Pb i lever ved Maarmorilik.

I benprøver er værdien fra Maarmorilik i 1984 væsentlig højere end de øvrige værdier. Der er mistanke om, at denne høje værdi skyldes kontaminering under analyserne. Ses der bort fra denne værdi, er der ca. 3 gange så meget Pb i benprøverne ved Maarmorilik som i de andre områder.

8.4. Torsk

Der er indsamlet kød- og levervæv til tungmetalanalyse i Tasiussaq eller Qaamarujuk om efteråret i 1978, 1979 og 1980. Som reference foreligger analyseresultater for torsk indsamlet på Ravns Banke i Sydvestgrønland i 1979 og ved Narsaq i Sydgrønland også i 1979. Alle prøver er analyseret af SI. Analyseresultaterne fremgår af bilag 8.

Data er bearbejdet med en variansanalyse med lokalitet, år og længde som parametre. Modellen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkoncentration}) = \mu_0 + f_{\text{lokalitet}} + f_{\text{år}} + \beta \cdot \ln(\text{længde}) + e$$

Følgende datasæt er ikke medtaget i analysen, idet mere end 20% af værdierne har været under detektionsgrænsen: alle datasæt for Cd i kød ved Maarmorilik. Desuden er datasæt for Cd i kød fra Ravns

Banke og Narsaq ikke medtaget i analysen.

I analysen er der desuden ikke skelnet mellem de to fangststeder Tasiussaq og ydre Qaamarujuk, idet det må formodes, at fiskene bevæger sig så meget omkring, at der ikke skulle være forskel på deres tungmetalbelastning i de to områder.

Resultatet af den statistiske analyse er vist i tabel 8.17 og 8.18. På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen og gengivet i tabel 8.18 kan estimater for koncentrationer beregnes som:

$$\text{metalkonc.} = \exp(\mu_e) \cdot \exp(f_{\text{lokaliitet}}) \cdot \exp(f_{\text{år}}) \cdot \text{længde}^a$$

Enheden er cm for længde og $\mu\text{g/g}$ tørvægt for koncentration.

Tabel 8.17. Variansanalyse af metalkoncentrationer i torsk fra Maarmorilik 1978-1980, Ravns Banke 1979 og Narsaq 1979. Signifikans af faktorerne år og længde. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|------|-------|-------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet | | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| År | | 0,02 | 0,02 | 38 |
| Længde | | 0,08 | 42 | 3,35 |
| R ² | | 1,54 | 0,48 | 0,36 |
| Rel. S.D. | | 1,30 | 1,92 | 1,28 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| Lokalitet | 5,28 | 0,26 | <0,01 | 22 |
| År | 0,53 | 13 | 0,40 | 1,14 |
| Længde | 0,55 | 61 | 88 | 6,44 |
| R ² | 0,43 | 0,20 | 0,66 | 0,16 |
| Rel. S.D. | 1,57 | 1,54 | 1,98 | 1,31 |

Tabel 8.18. Variansanalyse af metalkoncentrationer i torsk fra Maarmorilik 1978-1986, Ravns Banke 1979 og Narsaq 1979. Parameterværdier. n: antal prøver.

| | n | Cd | Cu | Pb | Zn |
|---------------------------------------|----|----|-------|-------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | | |
| Maarmorilik | 59 | | 0,711 | 0,674 | 0,840 |
| Ravns Banke | 12 | | 0,414 | 0,272 | 0,618 |
| Narsaq | 9 | | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{\text{år}}$)): | | | | | |

| | | | | | |
|--------------------------------|----|---------|-------|-------|-------|
| 1978 | 19 | | 0,629 | 1,927 | 1,156 |
| 1979 | 20 | | 0,830 | 0,725 | 1,078 |
| 1980 | 20 | | 1 | 1 | 1 |
| Længde (B): | | | 0,68 | 0,39 | 0,40 |
| Intercept (exp (μ_o)): | | | 0,182 | 0,100 | 4,618 |
| <u>Lever</u> | | | | | |
| Lokalitet (exp (f_{lok})): | | | | | |
| Maarmorilik | 59 | 1,483 | 0,567 | 1,215 | 0,825 |
| Ravns Banke | 12 | 1,092 | 0,538 | 0,413 | 0,857 |
| Narsaq | 9 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År (exp ($f_{år}$)): | | | | | |
| 1978 | 19 | 1,779 | 1,452 | 0,614 | 1,409 |
| 1979 | 20 | 1,636 | 1,181 | 0,494 | 1,277 |
| 1980 | 20 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Længde (B): | | 0,97 | -0,16 | -0,08 | -0,38 |
| Intercept (exp (μ_o)): | | 0,00248 | 23,34 | 0,620 | 86,06 |

I tabel 8.19 er vist estimerede værdier for Cd, Cu, Pb og Zn i kød og lever fra torsk ud fra den opstillede model. I de tilfælde, hvor mere end 20 % af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er der foretaget en beregning af den højeste middelværdi i datasættet som beskrevet i afsnit 8.2.

Tabel 8.19. Estimerede værdier ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) for torsk normaliseret til længden 65 cm. n: antal prøver i datasættet.

| Område | År | n | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------|------|----|--------|-------|------|------|
| <u>Kød</u> | | | | | | |
| Ravns Banke | 1979 | 12 | 0,04** | 1,07 | 0,10 | 16,3 |
| Narsaq | 1979 | 8 | 0,11** | 2,58 | 0,36 | 26,4 |
| Maarmorilik | 1978 | 19 | <0,14* | 1,39 | 0,66 | 23,8 |
| | 1979 | 20 | <0,04* | 1,84 | 0,25 | 22,2 |
| | 1980 | 20 | <0,04* | 2,21 | 0,34 | 20,6 |
| <u>Lever</u> | | | | | | |
| Ravns Banke | 1979 | 12 | 0,25 | 7,60 | 0,09 | 19,3 |
| Narsaq | 1979 | 8 | 0,23 | 14,13 | 0,22 | 22,5 |
| Maarmorilik | 1978 | 19 | 0,38 | 9,85 | 0,33 | 20,5 |
| | 1979 | 20 | 0,35 | 8,01 | 0,27 | 18,6 |
| | 1980 | 20 | 0,21 | 6,79 | 0,54 | 14,5 |

*) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen

***) Geometrisk middelværdi, ikke normaliseret.

Det fremgår, at værdierne for Cd, Cu, og Zn i kød og lever ikke er væsentlig forskellige i de tre områder og i de tre år, der er indsamlet ved Maarmorilik. For Pb er værdien i kød- og leverprøver fra Ravns Banke væsentlig lavere end ved både Maarmorilik og Narsaq. Denne forskel kan måske skyldes, at Ravns Banke er et udenskærs område, mens de to andre områder er fjorde. Sammenlignes værdierne for Pb i muskel og lever ved Maarmorilik og Narsaq er der som helhed ikke væsentlig forskel.

Sammenfattende konkluderes det, at det ikke er sandsynligt, at minevirksomheden har påvirket indholdet af tungmetaller i torsk.

8.6. Sammenfatning

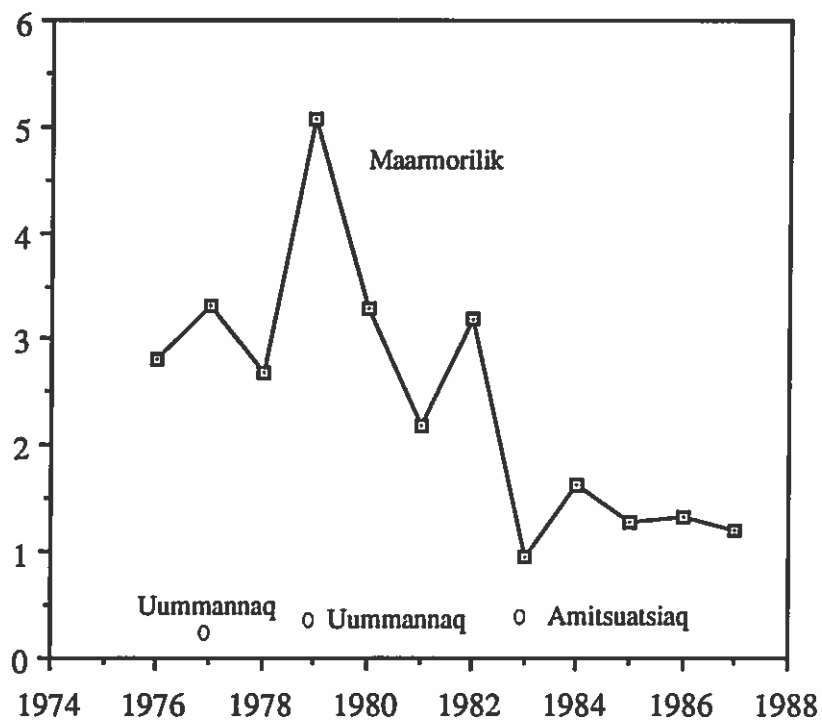
Det er først og fremmest for bly, der er fundet højere metalværdier i fisk ved Maarmorilik end i andre områder i Vestgrønland. For de andre 3 analyserede metaller (Cd, Cu og Zn) ligger de fundne geografiske og tidsmæssige variationer i fisk fra Maarmorilik formodentlig indenfor det naturlige variationsmønster.

For leverprøver fra plettet havkat og alm. ulk samt benprøver fra alm. ulk er der i alle tilfælde fundet forhøjede blyværdier ved Maarmorilik, mens resultaterne for de andre undersøgte arter er mere variable. Dette skyldes formentlig, at disse to fiskearter er de mest stationære af de undersøgte arter, og at de derved er udsat for forhøjede blyniveauer ved Maarmorilik i længere perioder end de andre undersøgte arter, som formodentlig bevæger sig over større områder. De to arter kan være påvirket af forskellige metalkilder, idet alm. ulk fortrinsvis lever i tidevandszonen og på lave vanddybder, mens plettet havkat først og fremmest lever i fjordens dybe dele.

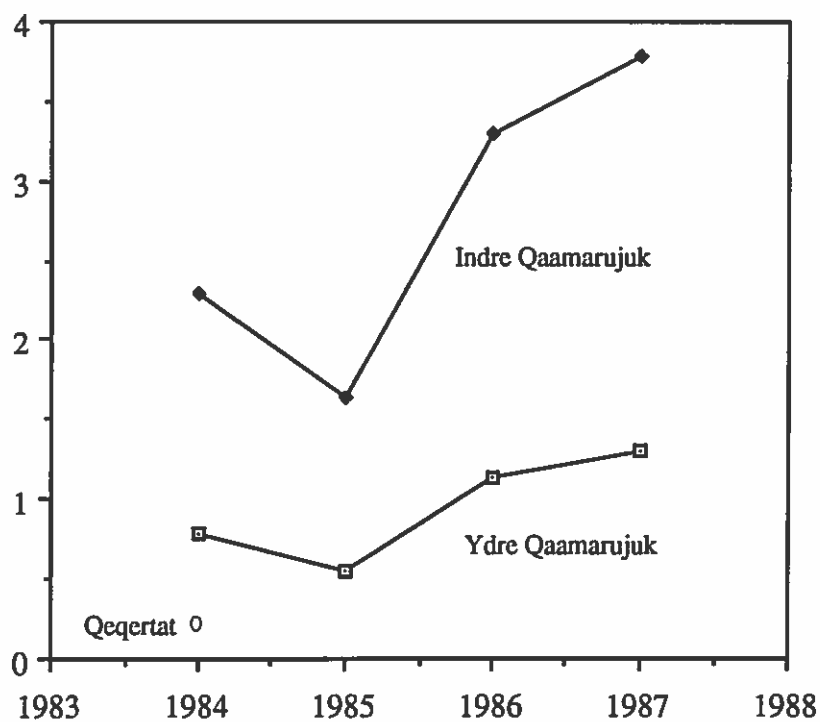
Den længste tidsserie af prøver findes for lever fra plettet havkat, og den viser, at Pb-niveauet har været uændret i perioden 1983-1987 efter at være faldet fra et højere niveau i perioden 1976-1982. Denne tendens falder i nogen grad sammen med tendensen for opløst metal i havvand som beskrevet i kapitel 4, hvilket kunne tyde på, at den væsentligste kilde til forureningen af havkatlever er afgivelsen af opløst bly fra tailingsudledningen.

Derimod er blyindholdet i lever fra alm. ulk blevet fordoblet i perioden 1984 til 1987.

I figur 8.1 er tidsudviklingen for bly i havkatlever ved Maarmorilik vist og sammenlignet med værdier fra referenceområder i Uummannaq fjorden, og figur 8.2 er en tilsvarende illustration for alm. ulk.



Figur 8.1. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i lever fra plettet havkat ved Maarmorilik 1976-1987 og i referenceområder i Uummannaq fjorden.



Figur 8.2. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i lever fra alm. ulk ved Maarmorilik 1984-1987 og i et referenceområde (Qeqertat) i Uummannaq fjorden.

Forhøjede blyværdier ved Maarmorilik, men med mere varierende resultater, er desuden fundet i kødprøver af alm. ulk, i benprøver fra plettet havkat, i lever- og benprøver fra uvak samt i hele ammassat.

En oversigt over den relative forskel mellem blyniveauet i fisk fra Qaamarujuk og fisk fra referenceområder er vist i tabel 8.20.

Tabel 8.20. Relativ forskel i blyindhold i fisk fra Qaamarujuk og referenceområder.

| Art | kød | lever | ben | hel fisk |
|----------------|-----|-------|------|----------|
| Plettet havkat | 1 | 3-9 | 2-4 | |
| Alm. ulk | 1-2 | 3-10 | 4-15 | |
| Hellefisk | 1 | 1 | 1 | |
| Uvak | 1 | 2 | 3 | |
| Torsk | 1 | 1 | | |
| Ammassat | | | | 2-13 |

9. Tungmetaller i ringsæl

9.1 Prøveindsamling og analyser

Vævsprøver fra ringsæl blev indsamlet i Ukkusissat af Marin ID og Danbiu Aps. om foråret i årene 1978-85 og 1987. Ukkusissat ligger ca. 25 km vest for Maarmorilik. Desuden indsamlede Marin ID som referencemateriale i efteråret 1980 vævsprøver fra 12 ringsæler fra et område omkring Upernavik, som ligger ca. 250 km nord for Maarmorilik.

Tabel 9.1 giver en oversigt over de indsamlede og analyserede prøver fra Ukkusissat og Upernavik.

Tabel 9.1. Vævsprøver af sæl indsamlet ved Ukkusissat og Upernavik og analyseret for Cd, Cu, Pb og Zn.

| Område År | Antal | | Længde cm | Alder år | Analyser | | | |
|--------------|-------|-----|--------------|-------------|----------|-----|-------|------|
| | Hun | Han | | | Spæk | Kød | Lever | Nyre |
| Ukkusissat | | | | | | | | |
| 1978 | 14 | 11 | 92-115 | 1-12 | - | + | + | + |
| 1979 | 12 | 17 | 85-115 | 0-10 | + | + | + | + |
| 1980 | 12 | 18 | 80-115 | 1-7 | + | + | + | + |
| 1981 | 11 | 9 | 84-118 | 1-9 | - | + | + | + |
| 1982 | 7 | 13 | 82-144 | 0-13 | - | + | + | + |
| 1983 | 12 | 9 | 89-137 | 0-20 | - | + | + | + |
| 1984 | 7 | 15 | 90-120 | 0-6 | - | + | + | + |
| 1985 | 7 | 15 | 98-119 | 0-22 | - | + | + | + |
| 1987 | 6 | 14 | 85-115 | * | - | + | + | + |
| Upernavik | | | | | | | | |
| 1980 | 6 | 6 | 87-102 | 0 | + | + | + | + |

*) Aldersbestemmelser foreligger ikke.

Vævsprøverne af lever, muskel, spæk og nyre samt underkæber blev udtaget af den lokale fangst. Samtidig med prøvetagningen blev sælernes køn og længde registreret. Sælernes alder er siden bestemt af GM ved alders aflæsning af tandsnit. Prøverne blev analyseret for tungmetallerne cadmium, kobber, bly og zink på Senter for Industriforskning i Oslo. En nærmere beskrivelse af prøvebehandlings- og analysemetode findes i bilag 2.

9.2 Resultater og diskussion

Data og analyseresultater er vist i bilag 9.

Data fra Ukkusissat er analyseret ved en variansanalyse, der indeholder faktorerne indsamlingsår, sælernes alder, køn og længde som parametre. Resultatet for denne analyse er, at sælens køn ikke har signifikant betydning for tungmetalkoncentrationen. Variansanalysen er derfor gentaget uden køn som parameter. Modellen for variansanalysen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_0 + f_{\text{år}} + \beta_1 \cdot \ln(\text{alder} + 1) + \beta_2 \cdot \ln(\text{længde}) + e$$

Den statistiske metode og de indgående parametre er nærmere beskrevet i bilag 1.

Ved den statistiske behandling af data (variensanalysen) er datasæt (defineret som en bestemt lokalitet på et bestemt tidspunkt) udeladt, hvis mere end 20% af værdierne i datasættet er under detektionsgrænsen. Dette gælder for alle datasæt for Cd og Pb i spæk, Pb i lever fra 1978, 1979 og 1982 samt Pb i nyre fra 1978, 1979 og 1983. Det gælder desuden for alle datasæt for Pb i kød, undtagen data for Ukkusissat 1979, 1980 og 1981; disse tre datasæt er dog også udeladt i variensanalysen. Hvis mindre end 20% af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er værdier under detektionsgrænsen sat til det halve af detektionsgrænsen.

Resultaterne af variensanalysen er givet i tabel 9.2 og 9.3.

Tabel 9.2. Variensanalyse af sældata fra Ukkusissat 1978-85. Signifikans af faktorerne lokalitet, år, laboratorium og vægt (sandsynlighed (%)) for at faktorens indflydelse er tilfældig). R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|-------|-------|-------|-------|
| Kød | | | | |
| År | <0,01 | <0,01 | | 0,25 |
| Alder | <0,01 | 88 | | 68 |
| Længde | <0,01 | 1,29 | | 3,17 |
| R ² | 0,37 | 0,37 | | 0,17 |
| rel S. D. | 1,98 | 1,26 | | 1,29 |
| Lever | | | | |
| År | 2,91 | 2,81 | <0,01 | <0,01 |
| Alder | 19 | 90 | 7,61 | 72 |
| Længde | 2,29 | 25 | 98 | 12 |
| R ² | 0,10 | 0,10 | 0,31 | 0,23 |
| rel S. D. | 2,33 | 1,57 | 2,01 | 1,17 |
| Nyre | | | | |
| År | 8,55 | 17 | 3,42 | 17 |
| Alder | 0,68 | 86 | 65 | 0,23 |
| Længde | 0,21 | 0,09 | 80 | 0,49 |
| R ² | 0,10 | 0,15 | 0,11 | 0,11 |
| rel S. D. | 2,10 | 1,44 | 2,62 | 1,33 |

Det fremgår af tabellen, at forklaringen af metalkoncentrationerne ud fra de benyttede faktorer og regressionsparametre er mangelfuld. R^2 er den del af den samlede variation, som modellen forklarer. Restdelen $1-R^2$ (tilfældige variationer) er helt dominerende.

Tabel 9.3. Variansanalyse af sældata fra Ukkusissat 1978-85. Parameterværdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|------------------------------|--------------------|--------------------|--------|--------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| År ($\exp f_{t_r}$): | | | | |
| 1978 | 1,649 | 0,623 | | 0,982 |
| 1979 | 2,537 | 0,592 | | 0,871 |
| 1980 | 1,355 | 0,692 | | 0,759 |
| 1981 | 4,572 | 0,709 | | 0,836 |
| 1982 | 1,502 | 0,533 | | 0,788 |
| 1983 | 1,516 | 0,605 | | 0,842 |
| 1984 | 1,790 | 0,637 | | 0,830 |
| 1985 | 1 | 1 | | 1 |
| Alder (β_1): | 0,618 | 0,006 | | -0,020 |
| Længde (β_2): | -3,129 | -0,563 | | -0,544 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | $5,84 \cdot 10^4$ | 93,97 | | 1018 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| År ($\exp f_{t_r}$): | | | | |
| 1978 | 0,476 | 1,048 | | 1,061 |
| 1979 | 0,801 | 0,957 | | 1,108 |
| 1980 | 0,781 | 1,148 | 0,692 | 1,190 |
| 1981 | 0,845 | 1,025 | 0,346 | 1,067 |
| 1982 | 0,630 | 0,824 | | 1,060 |
| 1983 | 0,785 | 0,799 | 0,654 | 0,894 |
| 1984 | 1,164 | 0,779 | 1,082 | 1,044 |
| 1985 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Alder (β_1): | 0,211 | 0,010 | -0,372 | -0,011 |
| Længde (β_2): | -1,902 | -0,508 | 0,079 | -0,237 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | $1,377 \cdot 10^5$ | 388,4 | 0,321 | 407,9 |
| <u>Nyre</u> | | | | |
| År ($\exp f_{t_r}$): | | | | |
| 1978 | 0,477 | 0,850 | | 0,903 |
| 1979 | 0,616 | 0,972 | | 1,042 |
| 1980 | 0,559 | 1,052 | 0,970 | 1,097 |
| 1981 | 0,645 | 1,034 | 1,335 | 0,981 |
| 1982 | 0,571 | 0,909 | 1,307 | 1,132 |
| 1983 | 0,739 | 0,906 | | 1,046 |
| 1984 | 0,728 | 1,127 | 2,234 | 1,090 |
| 1985 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Alder (β_1): | 0,385 | 0,012 | -0,141 | 0,167 |
| Længde (β_2): | -2,274 | -1,193 | -0,254 | -0,796 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | $4,995 \cdot 10^6$ | $1,047 \cdot 10^4$ | 0,524 | 6088 |

På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen og gengivet i tabel 9.3 kan estimater for koncentrationer beregnes som:

$$\text{estimat konc.} = \exp(\mu_p) \cdot \exp(f_{\mu}) \cdot (\text{alder}+1)^{a_1} \cdot \text{længde}^{a_2}$$

Enheden for alder er år og for længde cm.

I tabel 9.4 er vist tidsudviklingen i estimater for metalkoncentrationerne i muskel, lever og nyre for en ringsæl på 0 år og en længde på 100 cm. Disse værdier er valgt med henblik på en sammenligning med referenceområdet ved Upernavik (se nedenfor).

Det fremgår af tabel 9.1, at sælerne fanget ved Upernavik udelukkende er unge dyr og har en relativt lille længdevariation (87-102 cm, middellængde: 96 cm). Disse data er derfor ikke normaliseret, men den geometriske middelværdi af metalkoncentrationerne er beregnet og vist i tabel 9.4. For bly er to af værdierne under detektionsgrænsen og for bly i nyre én værdi. Ved middelværdiberegningen er disse værdier erstattet med det halve af detektionsgrænsen. I de tilfælde, hvor mere end 20 % af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er der foretaget en beregning af den højeste aritmetriske middelværdi i datasættet. Denne beregning er foregået ved, at værdier under detektionsgrænsen er sat lig med detektionsgrænsen, hvilket indebærer, at den beregnede middelværdi vil være et maksimum for datasættets middelværdi. Denne middelværdi er betegnet "højeste aritmetriske middelværdi" i tabellen.

Tabel 9.4. Estimerede metalkoncentrationer ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i ringsæl indsamlet i Ukkusissat 1978-1987 samt Upernavik 1980.

| Område | År | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-------------|------|-------|-------|---------|--------|
| Spæk | | | | | |
| Ukkusissat | 1979 | <0,02 | 0,12* | <0,05 | 0,87* |
| | 1980 | <0,02 | 0,12* | <0,05 | 1,00* |
| Upernavik | 1980 | <0,02 | 0,15* | <0,05 | 1,21* |
| Kød | | | | | |
| Ukkusissat | 1978 | 0,05 | 4,38 | <0,08** | 81,63 |
| | 1979 | 0,09 | 4,16 | 0,06* | 72,40 |
| | 1980 | 0,04 | 4,87 | 0,09* | 63,09 |
| | 1981 | 0,15 | 4,98 | 0,10* | 69,50 |
| | 1982 | 0,05 | 3,75 | <0,08** | 65,50 |
| | 1983 | 0,05 | 4,25 | <0,07** | 69,99 |
| | 1984 | 0,05 | 4,48 | <0,12** | 69,00 |
| | 1985 | 0,03 | 7,03 | <0,06** | 83,13 |
| | 1987 | 0,12* | 4,37* | <0,02** | 96,54* |
| Upernavik | 1980 | 0,05 | 4,80 | <0,07** | 66,55 |

Lever

| | | | | | |
|------------|------|--------|--------|---------|---------|
| Ukkusissat | 1978 | 10,29 | 39,23 | <0,07** | 145,3 |
| | 1979 | 17,32 | 35,83 | <0,03** | 151,7 |
| | 1980 | 16,89 | 42,98 | 0,32 | 163,0 |
| | 1981 | 18,27 | 38,37 | 0,16 | 146,1 |
| | 1982 | 13,62 | 30,85 | <0,06** | 145,1 |
| | 1983 | 16,97 | 29,91 | 0,30 | 122,4 |
| | 1984 | 25,17 | 29,16 | 0,50 | 143,0 |
| | 1985 | 21,62 | 37,44 | 0,46 | 137,0 |
| | 1987 | 27,39* | 47,37* | 0,08* | 160,77* |
| Upernavik | 1980 | 5,87 | 25,03 | 0,07 | 99,1 |

Nyre

| | | | | | |
|------------|------|---------|--------|---------|--------|
| Ukkusissat | 1978 | 67,46 | 36,60 | <0,11** | 140,7 |
| | 1979 | 87,12 | 41,80 | <0,21** | 162,3 |
| | 1980 | 79,06 | 45,27 | 0,16 | 170,9 |
| | 1981 | 91,22 | 44,50 | 0,22 | 152,8 |
| | 1982 | 80,76 | 39,12 | 0,21 | 176,3 |
| | 1983 | 104,52 | 38,99 | <0,08** | 162,9 |
| | 1984 | 102,96 | 48,50 | 0,36 | 169,8 |
| | 1985 | 141,43 | 43,04 | 0,16 | 155,8 |
| | 1987 | 188,67* | 49,40* | 0,14* | 193,6* |
| Upernavik | 1980 | 43,80 | 34,81 | 0,11 | 115,8 |

*) Geometrisk middelværdi, ikke normaliseret

***) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen.

De højeste koncentrationer af cadmium, kobber og zink findes i nyre efterfulgt af lever, kød og spæk i nævnte rækkefølge. Blyværdierne er lavest i spæk og kød og er lidt højere i lever og nyre, men iøvrigt er der ikke store forskelle mellem vævstyperne.

I spæk og kød er der ingen forskel på niveauet af Cd, Cu, Pb og Zn ved Ukkusissat og Upernavik, og niveauet af de 4 metaller ved Ukkusissat er ikke ændret i undersøgelsesperioden.

Det samme gælder for Cu og Pb i nyrevæv, mens værdierne for Cd og Zn i nyre samt for Cd, Cu og Zn i lever er højere ved Ukkusissat end ved Upernavik. Forskellen skyldes formentlig, at antallet af prøver fra andre områder end Ukkusissat er for lille til at afspejle variationen i tungmetalkoncentrationen i lever- og nyrevæv fra ringsæl fra referenceområder. I andre prøver er der således tidligere fundet 2-3 gange højere cadmiumkoncentrationer i lever fra ringsæl fra Upernavik end fra Ukkusissat og ingen forskel på Cu og Zn niveauet i de to områder (Recipientundersøgelse 1978-79). Cd-værdierne i lever og nyre fra Ukkusissat er steget i undersøgelsesperioden, mens der for Cu, Pb og Zn i lever og nyre ikke er tendens til ændringer af niveauet.

I lever er Pb-værdierne i 1980, 1983, 1984 og 1985 højere end værdien fra Upernavik, mens der ikke er væsentlig forskel for årene 1978, 1979, 1981, 1982 og 1987. Denne variation i Pb-værdierne i leverprøverne fra Ukkusissat kan skyldes:

- forhold ved prøveindsamling, prøvepræparering og analyse,
- referencematerialets omfang (referencematerialet består af få prøver fra en enkelt lokalitet. Der kan tænkes at være højere værdier i andre referenceområder),
- en påvirkning fra minevirksomheden i de år, hvor Pb-niveauet er forøget.

Alt i alt konkluderes det, at spredning af tungmetaller fra minevirksomheden ikke har medført en øget belastning af ringsæl med tungmetaller, måske med undtagelse af enkelte af de undersøgte år for blyværdien i lever.

10. Tungmetaller i fugle

10.1. Prøveindsamling og analyser

Fugle til metalanalyse er indsamlet i fjordområderne ved Ukkusissat i august-september 1983, 1984, 1985 og 1987 af Danbiu ApS som konsulent for Råstofforvaltningen for Grønland. Der er samlet prøver fra 5 arter: almindelig edderfugl (*Somateria mollissima*), kongeedderfugl (*Somateria spectabilis*), hvidvinget måge (*Larus glaucoides*), gråmåge (*Larus hyperboreus*) og tejst (*Cephus grylle*). Tabel 10.1 viser en oversigt over de indsamlede og analyserede prøver.

Tabel 10.1. Indsamlede og analyserede prøver af fugle fra Maarmorilik 1983-87.

| År | Alm. edderfugl | Kongeedderfugl | Hvidvinget måge | Gråmåge | Tejst |
|------|----------------|----------------|-----------------|---------|-------|
| 1983 | 12 | 0 | 8 | 2 | 0 |
| 1984 | 21 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| 1985 | 10 | 7 | 14 | 0 | 0 |
| 1987 | 20 | 0 | 14 | 0 | 20 |

Endvidere er der i 1983 taget prøver af 15 kongeedderfugle, 5 hvidvingede måger og 2 gråmåger fanget i et referenceområde ved Nuugaatsiaq, som ligger ca. 75 km nordvest for Ukkusissat. Et mindre referencemateriale fra 1982 foreligger fra Niaqornat, som ligger ca. 100 km vest for Maarmorilik. Materialet herfra består af prøver fra 3 alm. edderfugle, 7 kongeedderfugle og 1 tejst.

I 1985 er der taget prøver af 20 tejst fanget i referenceområder i Uummannaq fjorden, dels nordøst for Illorsuit ca. 70 km nordvest for Maarmorilik og dels mellem Illorsuit og Qaarsut, ca. 70 km vest for Maarmorilik. Disse prøver er indsamlet af GM i forbindelse med GM's tungmetalprojekt.

Fuglene blev skudt med riffel, fortrinsvis i hoved og hals for at undgå kontaminering med projektiler og hagl af de væv, som skulle analyseres for metaller. Fuglene blev pakket i plastposer og nedfrosset hele. På GMs laboratorium i København blev fuglene optøet. Der blev taget prøver af kød, lever, nyre og ben. Samtidig med prøvetagningen registreredes fuglenes alder, køn, totalvægt og levervægt. Prøverne blev i frossen stand sendt til Senter for Industriforskning (SI) til analyse for Cd, Cu, Pb og Zn. Dog blev blyanalyser af prøver fra 1984 foretaget på Veterinærinstituttet i Oslo og analyser af prøver fra 1987 samt analyserne af tejst fra 1985 foretaget på GM's laboratorium. SI's analysemetoder er nærmere beskrevet i bilag 2.

10.2. Resultater og diskussion

10.2.1. Kongeedderfugl og alm. edderfugl

Arterne alm. edderfugl og kongeedderfugl er i første omgang behandlet under et i en variansanalyse for at sammenligne forholdene ved Maarmorilik, hvor alm. edderfugl er fanget oftest, med referenceområdet ved Nuugaatsiaq, hvor der ikke er fanget alm. edderfugl. Værdier fra Niaqornat er ikke medtaget i analysen, da aldersstrukturen i materialet er skæv (kun årsunger) i forhold til materialet fra Maarmorilik og Nuugaatsiaq, hvorved variansanalysen ikke kan skelne en alderseffekt fra en lokalitetseffekt. Endvidere er der ikke prøver nok til, at arterne kan analyseres hver for sig med de relevante faktorer i variansanalysen.

Data og analyseresultater er præsenteret i bilag 10. Data er analyseret ved en variansanalyse, der indeholder faktorerne indsamlingslokalitet, indsamlingsår, fuglenes alder, art og køn samt regressionsparametrene totalvægt og levervægt. Modellen for variansanalysen kan skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_o + f_{\text{lok}} + f_{\text{år}} + f_{\text{alder}} + f_{\text{art}} + f_{\text{køn}} + \beta_1 \cdot \ln(\text{vægt}) + \beta_2 \cdot \ln(\text{levervægt}) + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Ved den statistiske behandling af data (variensanalysen) er datasæt defineret som en bestemt lokalitet på et bestemt tidspunkt udeladt, hvis mere end 20% af værdierne i datasættet er under detektionsgrænsen. Dette gælder for Pb i kød i alle datasæt og for Cd i ben i alle datasæt. Hvis mindre end 20% af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er værdier under detektionsgrænsen sat til det halve af detektionsgrænsen. Desuden er alle Pb-værdier større end 10 µg/g tørvægt ikke medtaget, da der er mulighed for, at høje Pb-værdier kan skyldes blykontaminering af prøverne med hagl.

Resultaterne af analysen er givet i tabel 10.2 og 10.3. På basis af parametrene bestemt ved variansanalysen og givet i tabellen kan estimater for koncentrationerne beregnes som:

$$\text{estimat konc.} = \exp(\mu_o) \cdot \exp(f_{\text{lok}}) \cdot \exp(f_{\text{år}}) \cdot \exp(f_{\text{alder}}) \cdot \exp(f_{\text{art}}) \cdot \exp(f_{\text{køn}}) \cdot \text{vægt}^{\beta_1} \cdot \text{levervægt}^{\beta_2}$$

Enhederne er følgende: for koncentrationer µg/g tørvægt, for fuglenes totalvægt og levervægt gram og for alder år.

Tabel 10.2. Variansanalyse af metalkoncentrationer i alm. edderfugl og kongeedderfugl fra Maarmorilik 1983-1987 og Nuugaatsiaq 1983. Signifikans af faktorerne lokalitet, år, alder, art, køn, vægt og levervægt. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|-------|-------|-------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet | 63 | 19 | | 71 |
| År | 33 | 3,4 | | 0,08 |
| Alder | 1,4 | 2,8 | | 46 |
| Art | 2,4 | 32 | | 38 |
| Køn | 2,0 | 43 | | 85 |
| Vægt | 48 | 78 | | 6,0 |
| Levervægt | 9,8 | 56 | | 12 |
| R ² | 0,61 | 0,35 | | 0,56 |
| Rel. S.D. | 2,45 | 1,27 | | 1,16 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| Lokalitet | 0,2 | 73 | 58 | 44 |
| År | 66 | 76 | <0,01 | 0,4 |
| Alder | 0,03 | 79 | 0,15 | 55 |
| Art | <0,01 | <0,01 | 23 | 69 |
| Køn | 0,5 | <0,01 | 11 | 9 |
| Vægt | 0,1 | 25 | 0,04 | 0,02 |
| Levervægt | 0,1 | 52 | 53 | <0,01 |
| R ² | 0,8 | 0,7 | 0,61 | 0,56 |
| Rel. S.D. | 1,46 | 1,73 | 1,83 | 1,13 |
| <u>Nyre</u> | | | | |
| Lokalitet | 25 | 27 | 1,78 | 66 |
| År | 26 | 13 | 0,94 | 3,6 |
| Alder | <0,01 | 20 | 0,03 | 2,9 |
| Art | 0,03 | 0,9 | 93 | 32 |
| Køn | <0,01 | 41 | 16 | 0,3 |
| Vægt | 19 | 19 | 0,02 | 88 |
| Levervægt | 3,6 | 5 | 21 | 0,6 |
| R ² | 0,76 | 0,36 | 0,42 | 0,44 |
| Rel. S.D. | 1,58 | 1,34 | 1,99 | 1,16 |
| <u>Ben</u> | | | | |
| Lokalitet | | 56 | 50 | 34 |
| År | | <0,01 | 11 | <0,01 |
| Alder | | 3,6 | 6 | 88 |
| Art | | 4,1 | 82 | 65 |
| Køn | | 3,6 | 29 | 89 |
| Vægt | | 0,07 | 2,93 | 18 |
| Levervægt | | 3,9 | 2,63 | 61 |
| R ² | | 0,83 | 0,48 | 0,64 |
| Rel. S.D. | | 1,28 | 1,89 | 1,18 |

Tabel 10.3. Variansanalyse af metalkoncentrationer i alm. edderfugl og kongeedderfugl fra Maarmorilik 1983-1987 og Nuugaatsiaq 1983. Parameterværdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------------------|--------|--------|-------|--------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{lok})$): | | | | |
| Maarmorilik | 0,773 | 0,828 | | 0,968 |
| Nuugaatsiaq | 1 | 1 | | 1 |
| År ($\exp(f_{år})$): | | | | |
| 1983 | 1,956 | 0,808 | | 0,687 |
| 1984 | 1,251 | 0,979 | | 0,813 |
| 1985 | 1,786 | 1,110 | | 0,831 |
| 1987 | 1 | 1 | | 1 |
| Alder ($\exp(f_{alder})$): | | | | |
| 0 | 0,168 | 0,534 | | 1,148 |
| 1 | 1 | 1 | | 1 |
| >1 | 1,899 | 0,904 | | 0,965 |
| Art ($\exp(f_{art})$): | | | | |
| Alm. edderfugl | 0,443 | 1,101 | | 1,054 |
| Kongeedderfugl | 1 | 1 | | 1 |
| Køn ($\exp(f_{køn})$): | | | | |
| Hun | 0,367 | 0,913 | | 1,014 |
| Han | 1 | 1 | | 1 |
| Vægt (β_1): | 0,971 | 0,106 | | -0,441 |
| Levervægt (β_2): | -1,291 | -0,122 | | 0,205 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 0,154 | 23,3 | | 657 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{lok})$): | | | | |
| Maarmorilik | 2,008 | 1,116 | 1,211 | 0,945 |
| Nuugaatsiaq | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År ($\exp(f_{år})$): | | | | |
| 1983 | 0,859 | 0,762 | 2,302 | 0,932 |
| 1984 | 0,804 | 0,807 | 0,322 | 0,904 |
| 1985 | 0,891 | 0,907 | 1,050 | 1,065 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Alder ($\exp(f_{alder})$): | | | | |
| 0 | 0,266 | 0,709 | 7,314 | 1,102 |
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| >1 | 1,194 | 0,954 | 0,934 | 0,975 |

| | | | | |
|---|--------|--------|-----------------------|--------|
| Art ($\exp(f_{\text{art}})$): | | | | |
| Alm. edderfugl | 0,386 | 2,545 | 1,333 | 1,020 |
| Kongeederfugl | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Køn ($\exp(f_{\text{køn}})$): | | | | |
| Hun | 0,632 | 0,368 | 1,509 | 0,915 |
| Han | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Vægt (β_1): | 1,859 | 0,937 | 3,244 | 0,721 |
| Levervægt (β_2): | -1,008 | -0,280 | -0,301 | -0,587 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 0,0132 | 0,730 | $1,03 \cdot 10^{-11}$ | 10,21 |
| <u>Nyre</u> | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{\text{lok}})$): | | | | |
| Maarmorilik | 1,362 | 1,210 | 3,004 | 0,962 |
| Nuugaatsiaq | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | |
| 1983 | 0,795 | 0,733 | 3,155 | 0,883 |
| 1984 | 0,659 | 0,801 | 1,785 | 0,919 |
| 1985 | 0,755 | 0,740 | 2,218 | 0,824 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Alder ($\exp(f_{\text{alder}})$): | | | | |
| 0 | 0,164 | 0,709 | 9,105 | 0,731 |
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| >1 | 1,520 | 1,125 | 0,592 | 1,056 |
| Art ($\exp(f_{\text{art}})$): | | | | |
| Alm. ederf. | 0,505 | 0,734 | 1,031 | 0,943 |
| Kongeederf. | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Køn ($\exp(f_{\text{køn}})$): | | | | |
| Hun | 0,428 | 0,902 | 1,636 | 0,824 |
| Han | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Vægt (β_1): | 0,877 | 0,573 | 4,129 | 0,089 |
| Levervægt (β_2): | -0,765 | -0,454 | -0,720 | -0,351 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 3,449 | 5,735 | $6,21 \cdot 10^{-14}$ | 550 |
| <u>Ben</u> | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{\text{lok}})$): | | | | |
| Maarmorilik | | 1,090 | 1,347 | 1,097 |
| Nuugaatsiaq | | 1 | 1 | 1 |
| År ($\exp(f_{\text{år}})$): | | | | |
| 1983 | | 0,521 | 0,502 | 0,735 |
| 1984 | | 0,289 | | 0,628 |

| | | | |
|-------------------------------------|-------------------|----------------------|--------|
| 1985 | 0,666 | 0,666 | 0,593 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 |
| Alder ($\exp(f_{\text{alder}})$): | | | |
| 0 | 0,556 | 4,275 | 0,997 |
| 1 | 1 | 1 | 1 |
| >1 | 0,995 | 1,331 | 0,968 |
| Art ($\exp(f_{\text{art}})$): | | | |
| Alm. edderfugl | 0,815 | 1,080 | 1,030 |
| Kongeedderfugl | 1 | 1 | 1 |
| Køn ($\exp(f_{\text{køn}})$): | | | |
| Hun | 1,252 | 0,681 | 0,991 |
| Han | 1 | 1 | 1 |
| Vægt (β_1): | -1,288 | 2,564 | -0,333 |
| Levervægt (β_2): | 0,412 | -1,353 | -0,067 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | $1,38 \cdot 10^4$ | $1,43 \cdot 10^{-6}$ | 4071 |

Det fremgår, at alle de undersøgte parametre i mindst én sammenhæng er signifikante.

Sammenlignes værdierne fra Maarmorilik med værdierne fra referenceområdet, er der i to tilfælde signifikant forskel, nemlig for Pb i nyrevæv, hvor koncentrationen er ca. 3 gange højere ved Maarmorilik end ved Nuugaatsiaq og for Cd i levervæv, hvor koncentrationen er ca. 2 gange højere ved Maarmorilik end ved Nuugaatsiaq. I de øvrige tilfælde er der ikke signifikant forskel og ikke væsentlig kvantitativ forskel mellem de to områder.

Tidsmæssige forskelle er signifikante for Cd og Pb i lever, Cu i kød og ben, Pb i nyre samt Zn i alle 4 væv. Den mest udtalte kvantitative forskel er for Pb i såvel lever som nyre, hvor værdierne i 1984 er lavere end i både 1983 og 1985. I nyre er værdien i 1987 desuden den laveste. Der er ikke nogen tydelig stigende eller faldende tendens i metalkoncentrationerne i perioden 1983-1987, bortset fra Cu og Pb i ben, hvor der er en stigende tendens.

Fuglenes alder er af signifikant betydning for Cd i kød, lever og nyre med en kraftig stigende Cd-koncentration med fuglenes alder. Således er Cd-koncentrationen i kød og nyre ca. 10 gange højere i ældre fugle (> 1 år) end i de 0-årige fugle (ungerne).

Det er også bemærkelsesværdigt, at der er en tydelig indflydelse af fuglenes alder for bly, idet de 0-årige fugle (ungerne) i lever har ca. 7 gange så stor en blybelastning som ældre fugle. I nyre er forskellen endnu større mellem ungerne og ældre fugle. Dette skyldes formentlig, at ungerne er mere stationære end ældre fugle og derved i højere grad end de ældre fugle afspejler blybelastningen i de områder, hvor de er indsamlet.

Der er også forskel på arternes belastning, idet kongeedderfugle har mellem 2 og 3 gange så meget Cd i kød, lever og nyre som alm. edderfugl, mens alm. edderfugl har 2,5 gange så meget Cu i lever som kongeedderfugl. Alle disse forskelle er signifikante.

For fuglenes køn er der også forskelle, idet hannerne har ca. dobbelt så meget Cd i kød, lever og nyre samt Cu i lever som hunnerne. Forskellene er signifikante. I lever og nyre er Pb-værdien hos hunnerne ca. 1/2 gang større end hos hannerne. Denne forskel er dog ikke signifikant.

10.2.2. Hvidvinget måge

Biologiske data og analyseresultater er vist i bilag 10.

Data er først analyseret med en variansanalyse, der indeholder indsamlingslokalitet, indsamlingsår, fuglenes alder, køn, totalvægt og levervægt som parametre.

Kun faktorerne lokalitet, indsamlingsår, alder, køn og levervægt er vist at være af betydning for metalkoncentrationerne. Den endelige analyse indeholder derfor kun disse faktorer. Modellen for den endelige variansanalyse kan derfor skrives:

$$\ln(\text{metalkonc.}) = \mu_o + f_{\text{lok}} + f_{\text{år}} + f_{\text{alder}} + f_{\text{køn}} + \beta \cdot \ln(\text{levervægt}) + e$$

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Ved den statistiske behandling af data (variensanalysen) er datasæt defineret som en bestemt lokalitet på et bestemt tidspunkt udeladt, hvis mere end 20% af værdierne i datasættet er under detektionsgrænsen. Dette gælder for Pb i kød ved Maarmorilik 1985 og 1987, Pb i lever ved Maarmorilik 1987, alle datasæt for Cd i ben samt for Cd i kød fra Maarmorilik 1985. Desuden er Pb i kød fra 1983 udeladt. Hvis mindre end 20% af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er værdier under detektionsgrænsen sat til det halve af detektionsgrænsen. Desuden er alle Pb-værdier større end 10 µg/g tørvægt ikke medtaget, da der er mulighed for, at høje Pb-værdier kan skyldes blykontaminering af prøverne med hagl.

Resultaterne af analysen er givet i tabel 10.5 og 10.6. På basis af parametrene bestemt ved variensanalysen og givet i tabellen kan estimater for koncentrationerne beregnes som:

$$\text{estimat konc.} = \exp(\mu_o) \exp(f_{\text{lok}}) \exp(f_{\text{år}}) \exp(f_{\text{alder}}) \exp(f_{\text{køn}}) \text{levervægt}^\beta$$

Enheden er år for alder, µg/g tørvægt for koncentration og gram for levervægt.

Tabel 10.4. Variansanalyse af metalkoncentrationer i hvidvinget måge fra Maarmorilik 1983-1987 og Nuugaatsiaq 1983. Signifikans af faktorerne lokalitet, år og alder. Signifikansen er udtrykt som den procentuelle sandsynlighed for, at parameterens indflydelse er tilfældig. R: korrelationskoefficient. Rel. S.D.: relativ standardafvigelse.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------|-------|-------|------|-------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet | 49 | 61 | | 93 |
| År | 9 | 14 | | 27 |
| Alder | <0,01 | 0,03 | | 51 |
| Køn | 73 | 19 | | 72 |
| Levervægt | 71 | 73 | | 74 |
| R ² | 0,91 | 0,53 | | 0,16 |
| Rel. S.D. | 1,97 | 1,35 | | 1,21 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| Lokalitet | 78 | 3,41 | 28 | 89 |
| År | 15 | 5,53 | 2,25 | 45 |
| Alder | <0,01 | 55 | 53 | 55 |
| Køn | 86 | 65 | 84 | 24 |
| Levervægt | 13 | 7 | 12 | 14 |
| R ² | 0,89 | 0,48 | 0,47 | 0,20 |
| Rel. S.D. | 2,05 | 1,22 | 2,87 | 1,35 |
| <u>Nyre</u> | | | | |
| Lokalitet | 85 | 70 | 18 | 17 |
| År | 1,28 | <0,01 | 59 | 2,59 |
| Alder | <0,01 | 59 | 61 | <0,01 |
| Køn | 89 | 13 | 4,65 | 43 |
| Levervægt | 28 | 11 | 96 | 31 |
| R ² | 0,95 | 0,57 | 0,21 | 0,73 |
| Rel. S.D. | 1,78 | 1,25 | 2,90 | 1,20 |
| <u>Ben</u> | | | | |
| Lokalitet | | <0,01 | 1,90 | 4,98 |
| År | | <0,01 | 5,03 | <0,01 |
| Alder | | 2,48 | 1,39 | 36 |
| Køn | | 1,25 | 30 | 80 |
| Levervægt | | 2,55 | 99 | 95 |
| R ² | | 0,87 | 0,51 | 0,78 |
| Rel. S.D. | | 1,18 | 2,31 | 1,12 |

Tabel 10.5. Variansanalyse af metalkoncentrationer i hvidvinget måge fra Maarmorilik 1983-1987 og Nuugaatsiaq 1983. Parameterværdier.

| | Cd | Cu | Pb | Zn |
|--------------------------------|--------|---------|--------|---------|
| <u>Kød</u> | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{lok})$): | | | | |
| Maarmorilik | 1,365 | 0,907 | | 1,010 |
| Nuugaatsiaq | 1 | 1 | | 1 |
| År ($\exp(f_{år})$): | | | | |
| 1983 | 0,495 | 1,147 | | 0,955 |
| 1985 | | 1,305 | | 1,104 |
| 1987 | 1 | 1 | | 1 |
| Alder ($\exp(f_{alder})$): | | | | |
| 0 | 0,521 | 0,845 | | 0,782 |
| 1 | 1 | 1 | | 1 |
| >1 | 15,663 | 1,479 | | 0,806 |
| Køn ($\exp(f_{køn})$): | | | | |
| Hun | 0,872 | 1,176 | | 1,029 |
| Han | 1 | 1 | | 1 |
| Levervægt (β): | 0,3038 | -0,1065 | | -0,0645 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 0,032 | 15,43 | | 96,73 |
| <u>Lever</u> | | | | |
| Lokalitet ($\exp(f_{lok})$): | | | | |
| Maarmorilik | 1,132 | 1,320 | 2,182 | 0,974 |
| Nuugaatsiaq | 1 | 1 | 1 | 1 |
| År ($\exp(f_{år})$): | | | | |
| 1983 | 2,122 | 0,770 | 4,242 | 0,860 |
| 1985 | 1,522 | 0,961 | 1 | 0,857 |
| 1987 | 1 | 1 | | 1 |
| Alder ($\exp(f_{alder})$): | | | | |
| 0 | 0,327 | 0,802 | 0,597 | 0,929 |
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| >1 | 16,4 | 0,759 | 0,304 | 0,816 |
| Køn ($\exp(f_{køn})$): | | | | |
| Hun | 0,951 | 1,037 | 0,874 | 1,149 |
| Han | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Levervægt (β): | -1,088 | -0,3576 | -2,286 | -0,4365 |
| Intercept ($\exp(\mu_0)$): | 28,90 | 70,01 | 148,1 | 527,8 |

NyreLokalitet ($\exp(f_{\text{lok}})$):

| | | | | |
|-------------|-------|-------|-------|-------|
| Maarmorilik | 1,071 | 1,057 | 2,581 | 0,850 |
| Nuugaatsiaq | 1 | 1 | 1 | 1 |

År ($\exp(f_{\text{år}})$):

| | | | | |
|------|-------|-------|-------|-------|
| 1983 | 1,837 | 0,777 | 1,267 | 0,785 |
| 1985 | 2,071 | 1,311 | 0,744 | 1,017 |
| 1987 | 1 | 1 | 1 | 1 |

Alder ($\exp(f_{\text{alder}})$):

| | | | | |
|----|-------|-------|-------|-------|
| 0 | 0,581 | 1,102 | 1,816 | 1,275 |
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| >1 | 67,83 | 1,198 | 1,268 | 1,946 |

Køn ($\exp(f_{\text{køn}})$):

| | | | | |
|-----|-------|-------|-------|-------|
| Hun | 1,030 | 0,876 | 2,486 | 1,058 |
| Han | 1 | 1 | 1 | 1 |

Levervægt (β): -0,6124 -0,3544 0,0673 -0,1834

Intercept ($\exp(\mu_0)$): 10,75 60,23 0,1282 218,3

BenLokalitet ($\exp(f_{\text{lok}})$):

| | | | | |
|-------------|--|-------|-------|-------|
| Maarmorilik | | 0,603 | 3,948 | 0,862 |
| Nuugaatsiaq | | 1 | 1 | 1 |

År ($\exp(f_{\text{år}})$):

| | | | | |
|------|--|-------|-------|-------|
| 1983 | | 0,452 | 1,981 | 0,617 |
| 1985 | | 1,033 | 0,654 | 0,660 |
| 1987 | | 1 | 1 | 1 |

Alder ($\exp(f_{\text{alder}})$):

| | | | | |
|----|--|-------|-------|-------|
| 0 | | 1,694 | 2,316 | 0,839 |
| 1 | | 1 | 1 | 1 |
| >1 | | 1,618 | 6,713 | 0,809 |

Køn ($\exp(f_{\text{køn}})$):

| | | | | |
|-----|--|-------|-------|-------|
| Hun | | 1,178 | 1,453 | 0,989 |
| Han | | 1 | 1 | 1 |

Levervægt (β): 0,3678 8,36·10⁻³ -0,00673

Intercept ($\exp(\mu_0)$): 0,867 0,0709 312,2

Det fremgår, at der er signifikant forskel mellem Maarmorilik-området og Nuugaatsiaq for Cu i lever og ben, Pb i ben og Zn i ben. Desuden er estimaterne for blyindholdet i lever, nyre og ben højere ved

Maarmorilik end ved Nuugaatsiaq, ca. 2 gange for lever, ca. 3 gange for nyre og ca. 4 gange for ben. For de øvrige metaller og væv er der ikke væsentlige forskelle mellem de to områder.

Året er i flere tilfælde af signifikant betydning, som det fremgår af tabel 10.4. De største kvantitative forskelle er for Cd og Pb. For Cd er værdien i lever og nyre lavest i 1987. Desuden er Pb-værdien i lever højere i 1983 end i 1985, ca. en faktor 4.

Som for edderfugl er alderen af yderst signifikant betydning for Cd-koncentrationen i kød, lever og nyre med en kraftigt stigende Cd-koncentration med fuglenes alder. Således er Cd-koncentrationen for fugle ældre end 1 år ca. 30 gange højere end i ungerne. Den tilsvarende forskel er ca. 50 for lever og 117 for nyre.

Fuglenes køn er kun af signifikant og væsentlig kvantitativ betydning for Pb i nyre, hvor hunnerne har ca. 2 1/2 gange højere Pb-værdi end hannerne.

10.2.3. Gråmåge

Der blev indsamlet to gråmåger ved Maarmorilik. Biologiske data og analyseresultater er vist i bilag 10.

Analyseværdierne ser ud til at være sammenlignelige med dem, der er fundet for hvidvinget måge.

10.2.4. Tejst

Biologiske data og analyseresultater er vist i bilag 10.

Der foreligger resultater for prøver fra Ukkusissat Maarmorilik området indsamlet i 1987 og fra referenceområder i Uummannaq fjorden indsamlet i 1985. Aldersfordelingen af fuglene fra de to områder er meget forskellig. Fuglene fra referenceområderne er generelt yngre end fuglene fra Ukkusissat Maarmorilik området. En variansanalyse, som den der er udført for de to edderfuglearter og for hvidvinget måge, er af den grund ikke udført for tejst, idet variansanalysens resultater vedrørende lokalitetsforskelle i virkeligheden kunne være en afspejling af alderens betydning for metalkoncentrationen i vævene.

I stedet er der foretaget en beregning af den geometriske middelværdi for metallerne i de 4 undersøgte væv fra de to områder som vist i tabel 10.6. I de tilfælde, hvor mere end 20 % af værdierne i et datasæt er under detektionsgrænsen, er der foretaget en beregning af den højeste aritmetriske middelværdi i datasættet. Denne beregning er foregået ved, at værdier under detektionsgrænsen er sat lig med detektionsgrænsen, hvilket indebærer, at den beregnede middelværdi vil være et maksimum for datasættets middelværdi. Denne middelværdi er betegnet "højeste aritmetriske middelværdi" i tabellen.

Tabel 10.6. Aritmetrisk middelværdi for vægt (gram), levervægt (gram) og alder (år) samt geometrisk middelværdi for Cd, Cu, Pb og Zn ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i tejt fra Maarmorilik Ukkusissat området 1987 og referenceområder i Uummannaq fjorden 1985. n: antal prøver.

| | n | Vægt | Levervægt | Alder | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-------------|----|------|-----------|-------|--------|------|--------|-----|
| Maarmorilik | 20 | 420 | 19,5 | 2,7 | | | | |
| Kød | 20 | | | | 0,49 | 22,8 | <0,07* | 49 |
| Lever | 20 | | | | 13,33 | 25,1 | <0,17* | 127 |
| Nyre | 20 | | | | 89,30 | 20,9 | 0,23 | 179 |
| Ben | 20 | | | | 0,11 | 3,71 | 0,27 | 269 |
| Uummannaq | 20 | 367 | 17,9 | 1,2 | | | | |
| Kød | 20 | | | | 0,05 | 21,5 | <0,06* | 56 |
| Lever | 20 | | | | 0,77 | 21,0 | <0,08* | 113 |
| Nyre | 14 | | | | 1,36 | 18,6 | <0,23* | 125 |
| Ben | 13 | | | | <0,05* | 3,83 | 0,15 | 275 |

*) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen.

Det fremgår af tabel 10.6, at Cd-værdierne i alle væv er væsentlig højere i prøverne fra Maarmorilik Ukkusissat området end fra referenceområderne. Dette skyldes højst sandsynligt, at fuglene fra Maarmorilik Ukkusissat området er ældre og dermed naturligt har en væsentlig højere Cd-belastning end de unge fugle.

For Cu og Zn er der ikke for nogen væv væsentlige forskelle mellem de to områder.

Det samme gælder for Pb i kød og lever, mens Pb-værdierne i ben fra Maarmorilik Ukkusissat området er knap 2 gange højere end værdierne fra referenceområderne. I nyre er der også tendens til højere Pb-værdi fra Maarmorilik Ukkusissat området. For edderfugl og hvidvinget måge

10.3. Sammenfatning fugle

Der er i nogle tilfælde fundet forskelle på metalkoncentrationerne i de undersøgte fuglearter (alm. edderfugl, kongeedderfugl, hvidvinget måge og tejt) indsamlet ved Ukkusissat og i referenceområder i Uummannaq fjorden i større afstand fra Maarmorilik. Af disse forskelle er det mest sandsynligt, at kun forskellene for bly kan tilskrives blyforurening fra minevirksomheden.

En sammenfatning af resultaterne for bly i fuglene er vist i tabel 10.7, hvor der er foretaget en normalisering ud fra de opstillede modeller til illustration af de faktiske koncentrationsniveauer ved Maarmorilik/Ukkusissat i perioden 1983-1987 og niveauerne i referenceområder.

Tabel 10.7. Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørvægt) i alm. edderfugl, kongeedderfugl, hvidvinget måge og tejest fra Maarmorilik Ukkusissat området og fra referenceområder i Uummannaq fjorden. Koncentrationer er normaliseret som følger. For edderfugl og kongeedderfugl: alder: 1 år, køn: han, vægt: 1900 gram, levervægt: 90 gram. For hvidvinget måge: alder: 1 år, køn: han og levervægt: 28 gram. For tejest: ikke normaliserede geometriske middelværdier. n: antal prøver.

| Art | Område | År | n | Kød | Lever | Nyre | Ben |
|-----------------|-------------|------|----|--------|--------|--------|--------|
| Alm. edderfugl | Maarmorilik | 1983 | 12 | <0,08* | 0,52 | 0,82 | 0,60 |
| | | 1984 | 21 | <0,06* | 0,07 | 0,47 | |
| | | 1985 | 10 | <0,04* | 0,24 | 0,58 | 0,80 |
| | | 1987 | 10 | <0,10* | 0,22 | 0,26 | 1,20 |
| Kongeedderfugl | Maarmorilik | 1985 | 7 | <0,12* | 0,15 | 0,56 | 0,74 |
| | Nuugaatsiaq | 1983 | 15 | <0,08* | 0,26 | 0,26 | 0,42 |
| Hvidvinget måge | Maarmorilik | 1983 | 8 | 0,15** | 0,67 | 0,53 | 0,57 |
| | | 1985 | 14 | <0,13* | 0,16 | 0,31 | 0,19 |
| | | 1987 | 14 | <0,09* | <0,11* | 0,41 | 0,29 |
| | Nuugaatsiaq | 1983 | 5 | 0,13** | 0,31 | 0,20 | 0,14 |
| Tejest | Maarmorilik | 1987 | 20 | <0,07* | <0,17* | 0,23** | 0,27** |
| | Uummannaq | 1985 | 20 | <0,06* | <0,08* | <0,23* | 0,15** |

*) Højeste aritmetriske middelværdi, mere end 20% af værdierne under detektionsgrænsen.

***) Geometrisk middelværdi, ikke normaliseret.

Sammenlignes værdierne fra de to områder, er der ikke væsentlige forskelle for kød.

I lever er kun værdien i alm. edderfugl og hvidvinget måge fra Maarmorilik Ukkusissat området fra 1983 højere end værdierne fra referenceområdet.

I nyre er værdierne fra Maarmorilik Ukkusissat området for hvidvinget måge og de to edderfuglearter, med undtagelse af værdien for 1987, ca. 2 gange højere end i referenceområdet. I nyre fra tejest er tendensen den samme.

I benprøverne er værdierne for alle 3 fuglearter og alle år højere i Maarmorilik Ukkusissat området end i referenceområderne, som helhed en faktor 2-3.

Blyværdierne er dog i alle tilfælde forholdsvis lave. Dermed kan det konkluderes, at fuglene ikke akkumulerer bly til høje værdier, selvom de måtte fouragere på blåmusling, der som beskrevet i kapitel 6 er forurenet i et større område vest for Maarmorilik.

11. Tungmetaller i lav og bær

11.1. Lav

Snekruslav (*Cetraria nivalis*) er en lavart, der fortrinsvis vokser på dødt organisk materiale, og udelukkende optager sin næring gennem nedfald på plantens overflade. Da lavarten ikke kan optage metaller fra det substrat, den lever på, stammer dens indhold af grundstoffer udelukkende fra pålejret nedfald. Den er derfor meget anvendelig til monitorering af nedfald af metaller fra atmosfæren.

Tidligere undersøgelser ved Maarmorilik har vist, at koncentrationen af et større antal metaller i *Cetraria nivalis* falder kraftigt med stigende afstand fra Maarmorilik (Pilegaard, 1983). Ved senere undersøgelser, som er udført årligt siden 1983, og som rapporteres her, har analyserne været indskrænket til bly.

11.1.1. Indsamling og analysemetode

Lavprøverne indsamles ved de samme stationer, som benyttes til tang- og muslingeindsamling (figur 2.1 og 2.2). Det er kun frisk, levende lav, der vokser oven på dødt, organisk materiale, som indsamles, således at det indsamlede lav ikke har haft mulighed for at blive kontamineret med metaller fra de underliggende bjergarter. Lavprøverne bliver indsamlet og transporteret i papirposer. De er derefter analyseret på GGU's miljølaboratorium ved metoden "anodisk stripping voltammetri" efter opløsning af lavprøverne i halvkoncentreret salpetersyre. Analysemetoden er nærmere beskrevet i bilag 2.

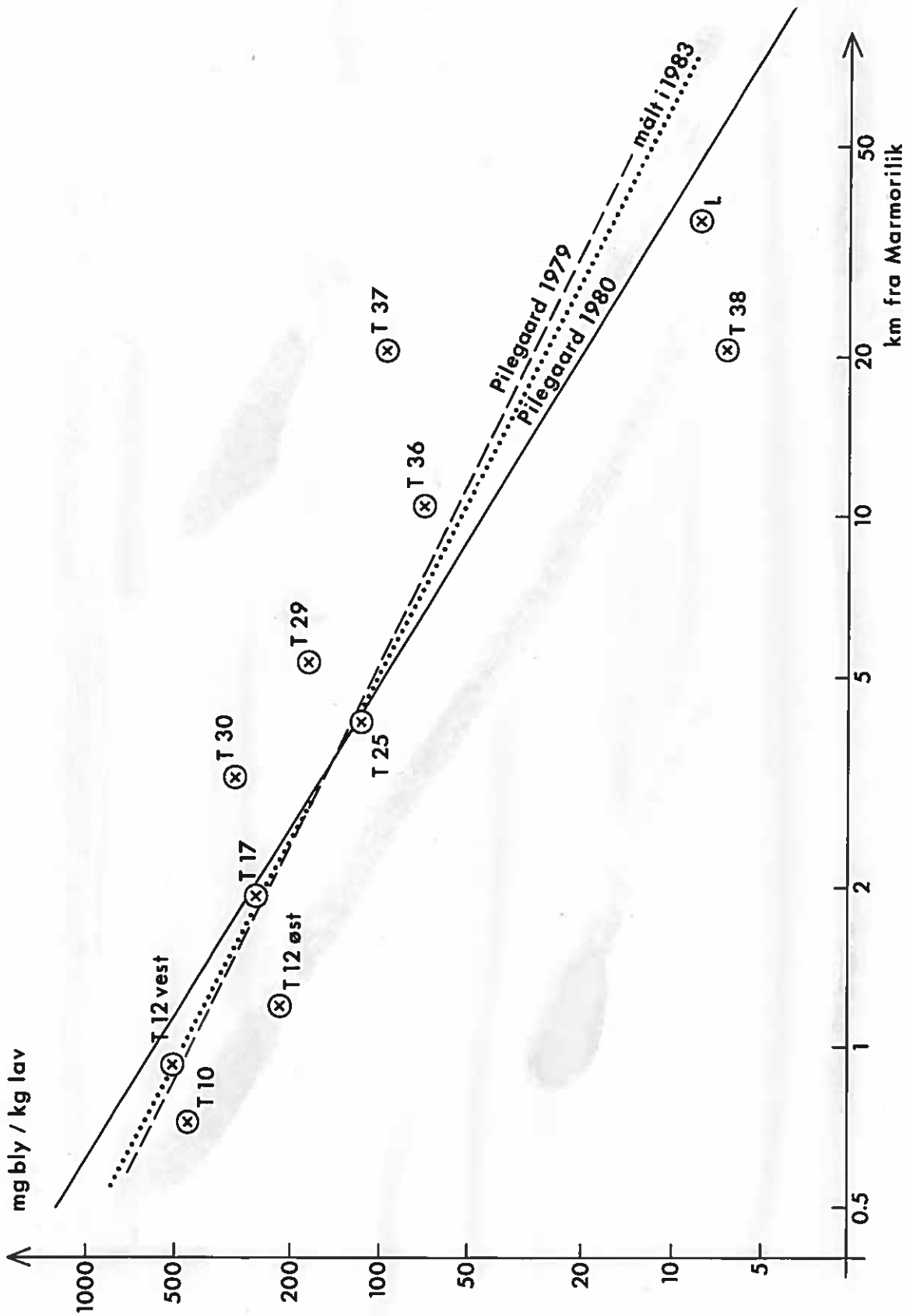
11.1.2 Resultater og vurdering

Analyseresultaterne for blyindholdet i snekruslav (*Cetraria nivalis*) fremgår af tabel 11.1.

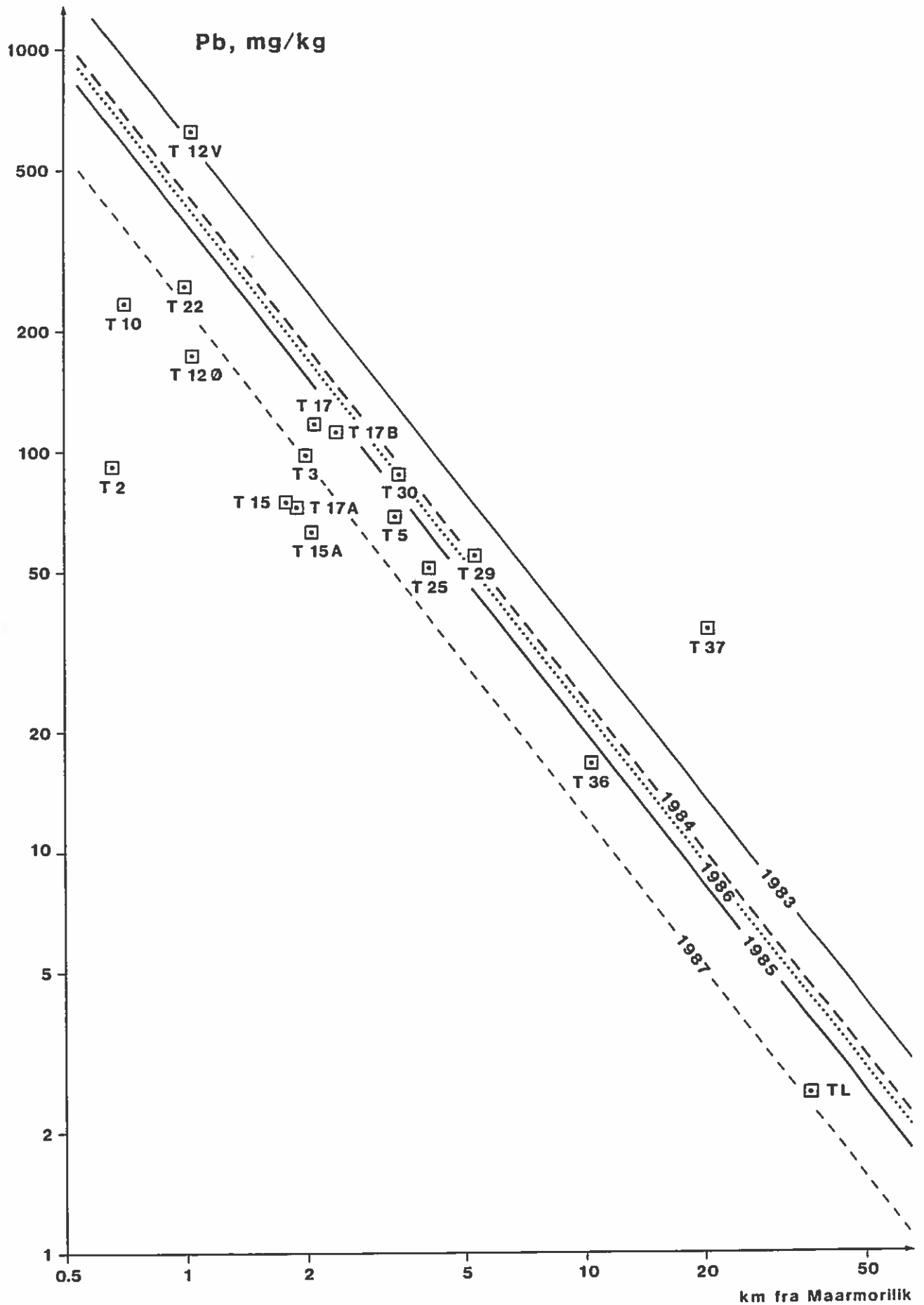
I 1979 og 1980 indsamlede og analyserede Pilegaard lavplanter omkring Maarmorilik. Han fandt (Pilegaard, 1983), at blykoncentrationen i *Cetraria nivalis* mindskedes med øget afstand til Maarmorilik efter følgende udtryk:

$$\text{Koncentration} = A \cdot (\text{afstand})^B$$

På figur 11.1 ses en afbildning af Pilegaards resultater fra 1979 og 1980 sammenlignet med GGU's måling fra 1983. Det ses, at der ikke er større forskelle på målingerne fra 1979/1980 og målingerne fra 1983. På denne figur er samtlige stationer benyttet ved beregningen af regressionslinierne. På figur 11.2 ses en afbildning af resultaterne fra 1987 sammen med regressionslinierne fra årene 1983-1987. Man ser af den sidste figur, dels at målepunkterne ligger noget spredt i forhold til regressionslinierne, og dels at regressionslinierne ligger lavere og lavere for hvert år, der er gået siden 1983, hvilket tyder på, at der



Figur 11.1. Bly i snekruslav (*Cetraria nivalis*) 1979, 1980 og 1983 afbildet mod afstanden fra Maarmorilik. Målepunkter viser værdier fra 1983.



Figur 11.2. Bly i snekruslav (*Cetraria nivalis*) 1983-1987 afbildet mod afstanden fra Maarmorilik. Målepunkter viser værdier fra 1987. Regressionslinier er beregnet uden værdier for station T2 og T37.

Tabel 11.1. Bly (mg/kg) i snekruslav (*Cetraria nivalis*)

| Station | Km fra Maarmorilik | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 |
|---------|-----------------------|------|------|------|------|------|
| T dump | 0,5 | | | | | 253 |
| T 2 | 0,65 | - | - | 78 | 102 | 92 |
| T 10 | 0,70 | 460 | 537 | 481 | 270 | 233 |
| T 22 | 1,00 | - | - | - | 497 | 258 |
| T 12 V | | 486 | 570 | 463 | - | 630 |
| T 12 E | 1,05 | 212 | 373 | 177 | 619 | 172 |
| T 15 | 1,80 | - | - | - | 210 | 75,6 |
| T 17 A | 1,90 | - | - | 123 | 167 | 72,6 |
| T 3 | 2,00 | - | - | 121 | 113 | 97,9 |
| T 15 A | 2,10 | - | - | - | 264 | 63,0 |
| T 17 | 2,10 | 262 | 228 | 104 | 230 | 116 |
| T 17 B | 2,40 | - | - | - | 241 | 111 |
| T 5 | 3,35 | - | - | 115 | 120 | 68,6 |
| T 30 | 3,45 | 303 | 113 | 79 | 112 | 87,4 |
| T 25 | 4,10 | - | - | 57 | 124 | 51,3 |
| T 29 | 5,35 | 179 | 66 | 56 | 79 | 55,1 |
| T 36 | 10,5 | 71 | 39 | 40 | 27 | 16,8 |
| T 37 | 20,5 | 95 | 60 | 58 | 53 | 36,0 |
| T 38 | 20,5 | 6,6 | 4,7 | 7,3 | 2,4 | 0,5 |
| Appat | 29 | - | - | - | - | 2,4 |
| L | 35 | 8,1 | 3,3 | 5,1 | 2,1 | 2,5 |

er sket et fald i blytilførslen til atmosfæren.

Det ses endvidere, at værdierne for stationerne T2 og T37 ligger langt fra den linie, der ellers går pænt gennem de øvrige stationer. For T37's vedkommende er det et fænomen, der er observeret alle de år, der har været støvmonitoring, og der er ikke fremkommet nogen forklaring på de usædvanligt høje blyindhold på denne station. T2, T3 og T5 ligger alle i Affarlikassaa, og de har samme indhold af bly i snekruslav. Dette er uventet, da T2 ligger meget nærmere ved Maarmorilik end T3 og T5. Det er åbenbart således, at når noget støv først er kommet ind i Affarlikassaa, så fordeles det jævnt over fjorden før det falder ned. Værdierne for Affarlikassaa er iøvrigt 3 gange lavere end i det inderste af Qaamarujuk (T12(m) (middelværdi af T12V og T12E), T10, T15, T22, T17):

Gennemsnit 1986-1987, T12(m), T10, T15, T22, T17 = 301 mg Pb/kg lav

Gennemsnit 1986-1987, T2, T3, T5 = 99 mg Pb/kg lav.

Variansanalyse af lavdata

En statistisk analyse (en variansanalyse) af data for blyindhold i lavplanten *Cetraria nivalis* er udført efter modellen:

$$\ln(\text{blykoncentration}) = \mu_0 + \beta \cdot \ln(\text{afstand}) + e$$

hvor blykoncentrationen udtrykkes i mg/kg og afstanden i km.

En nærmere beskrivelse af den statistiske metode og de indgående parametre findes i bilag 1.

Analysen viser, at størrelsen B ikke er signifikant forskellig fra år til år. Dette gælder uanset om stationerne T2 og T37 medtages i beregningerne. Da disse to stationer, som er omtalt i det forrige, falder uden for det observerede mønster, er de ikke benyttet i det følgende. Når det forudsættes, at størrelsen B skal være den samme for alle år, giver den lineære regression følgende værdier for A og B:

| År | $\exp(f_{1r})$ | A (mg/kg) | β | $\exp(\mu_0)$ |
|------|----------------|-----------|---------|---------------|
| 1983 | 1 | 622 | -1,28 | 622 |
| 1984 | 0,711 | 442 | -1,28 | 622 |
| 1985 | 0,596 | 371 | -1,28 | 622 |
| 1986 | 0,683 | 425 | -1,28 | 622 |
| 1987 | 0,370 | 230 | -1,28 | 622 |

Størrelsen af A er lig med koncentrationen af bly i *Cetraria nivalis* i afstanden 1 km fra Maarmorilik. Variansanalysen bekræfter, at der er sket et fald i mængden af bly, som spredes gennem atmosfæren.

Beregning af bly-nedfald

Det er vist (Pilegaard, 1983), at blynedfaldet målt som kg/km² år er lig med blykoncentrationen i *Cetraria nivalis* målt i mg/kg divideret med 2.7. Blynedfaldet kan derfor beregnes som integralet af bly i lav over det berørte areal divideret med 2.7.

$$\text{Blynedfald} = 1/2.7 \cdot \left(\int C \cdot 2\pi r \cdot dr \right) \cdot v / 360$$

C = koncentration af bly i lav, mg/kg

r = afstand fra Maarmorilik, km

v = den vinkel, spredningen antages at foregå over.

Indsættes udtrykket $C = A \cdot r^B$, kan integralet løses med resultatet:

$$\text{Blynedfald} = 2\pi \cdot A \cdot (\text{afstand})^{2+B} / (2.7 \cdot 360 \cdot (2 + B))$$

En vurdering af hvilke områder, der er påvirket af støv fra minevirksomheden, er gengivet i kortet på figur 11.3. Området er sammensat af tre. Et nærområde mod syd med radius 1 km over 180° , et mellemområde over 140° mod nord med afstanden 2,5 km og et fjernområde over 40° mod vest med afstanden 23 km. Indsættes nu disse værdier for v og afstand sammen med $B = -1,28$ fås:

$$\text{Blynedfald nærområde} = A \cdot 1,616$$

$$\text{Blynedfald mellemområde} = A \cdot 2,431$$

$$\text{Blynedfald fjernområde} = A \cdot 3,433$$

$$\text{Blynedfald ialt} = A \cdot 7,480$$

Blynedfaldet i perioden 1983-1987 kan nu beregnes. I tabel 11.2 vises beregningsværdierne sammen med de af Pilegaard beregnede værdier. Pilegaards resultater er forhøjet med faktoren 1,186, da han i sine beregninger ikke har medtaget mellemområdet, men har ladet nærområdet dække vinklen 320° .

Tabel 11.2. Blynedfald ved Maarmorilik, kg/år

| År | Lavmetoden | Greenex metode | A | B |
|------|------------|----------------|--------|--------|
| 1979 | 6404 | | | |
| 1980 | 4732 | | | |
| 1983 | 4653 | 1909 | 40936 | -0,806 |
| 1984 | 3306 | 4671 | 102888 | -0,809 |
| 1985 | 2775 | 2742 | 25194 | -0,708 |
| 1986 | 3179 | 3835 | 13480 | -0,599 |
| 1987 | 1720 | 1272 | 88179 | -0,946 |

I ovenstående tabel er også gengivet, hvor meget blynedfaldet er i det valgte område beregnet ud fra direkte målinger af blynedfald udført af Greenex (reference). Greenex har udsat vandfyldte spande, og målt støvnedfaldet i disse. Greenex-målingerne kunne tilpasses følgende formel, som er analog med formelen for lavplanten:

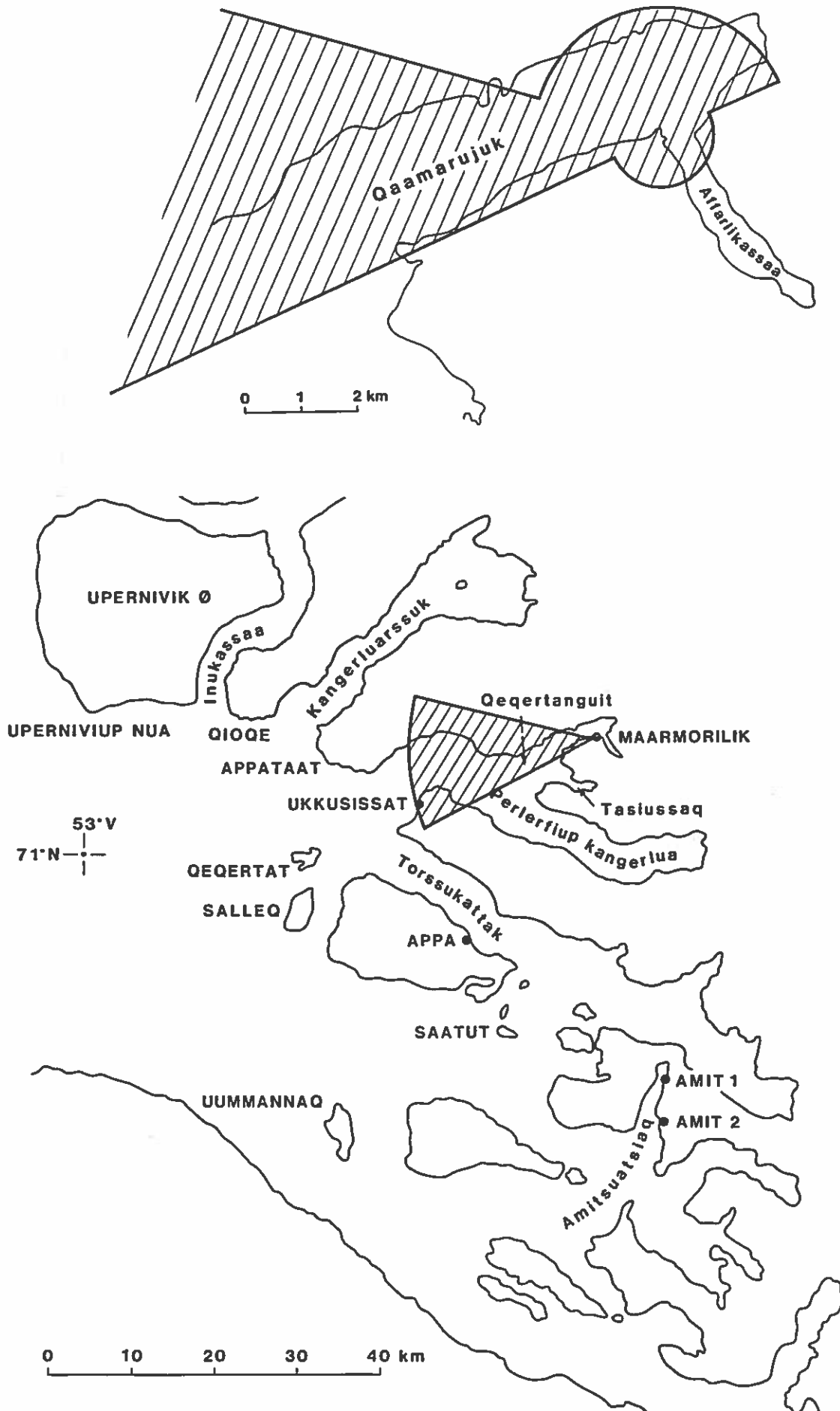
$$\text{Blynedfald} = A \cdot r^B$$

hvor r = afstand til Maarmorilik, meter

A = se ovenstående tabel

B = se ovenstående tabel

Integreres dette udtryk analogt med udtrykket for bly i lav over de tre områder fås tallene i ovenstående tabel over blynedfald. Greenex-tallet for 1983 er væsentligt lavere end det tilsvarende for lavmetoden, hvilket formodentlig skyldes, at Greenex benyttede et utilstrækkeligt stationsnet det første år man målte.



Figur 11.3. Områder over hvilke blynedfald beregnes.

Det er tydeligt, at de to helt forskellige metoder ellers giver stort set de samme resultater, med den tilføjelse, at ændringer i spredningen af metaller gennem atmosfæren slår hurtigere og kraftigere igennem ved den direkte nedfaldsmåling, som Greenex udfører, medens lavplanterne sandsynligvis integrerer over en periode, der er noget længere end et år. Faldet i blynedfaldet fra 1986 til 1987 ses derfor tydeligere i Greenex-målingerne end i lavmålingerne.

Af tabel 11.2 ses, at der i perioden 1979 til 1987 har været et konstant fald i den mængde bly, der årligt spredes som støv i områderne omkring Maarmorilik. Kun i 1986 var blynedfaldet større end det foregående år.

Dette skyldes en række indgreb, som er foretaget for at begrænse udslippet af metaller til atmosfæren, især formentlig i forbindelse med skibslastning af koncentrat og knusning af malm i minen.

11.2. Bær

For at undersøge, om bær kunne være forurenet af metalholdigt støv, blev der i september 1984 indsamlet sortebær ved Maarmorilik (under den Sorte Engel), ved Tasiussaq, ved Mallaq og ved Qeqertat (figur 2.1 og 2.2). Prøverne blev nedfrosset og er derefter analyseret på SI. Resultatet er vist i tabel 11.3, og det fremgår, at det kun er i området ved selve Maarmorilik, der kan ses en forurening, idet der her er forhøjede værdier af cadmium, kobber, bly og zink.

Tabel 11.3 Tungmetalkoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i sortebær, september 1984.

| Lokalitet | % tørstof | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-------------|-----------|-------|------|------|------|
| Maarmorilik | 21,7 | 0,20 | 10,3 | 22,0 | 61,6 |
| Tasiussaq | 18,5 | 0,11 | 4,80 | 0,43 | 10,6 |
| Mallaq | 18,8 | 0,03 | 5,36 | 0,69 | 10,6 |
| Qeqertat | 21,8 | <0,02 | 5,20 | 0,62 | 12,1 |

12. Bundfaunaundersøgelser

De første undersøgelser af dyrelivet på havbunden i Affarlikassaa og Qaamarujuk blev gennemført i 1972 og 1973 af Vandkvalitetsinstituttet som konsulent for det daværende Ministerium for Grønland. Hensigten med disse undersøgelser var at beskrive den bundfauna, der var tilstede inden minevirksomhedens start i efteråret 1973.

Løbende kontrolundersøgelser er siden blevet foretaget i årene 1974, 1975, 1976, 1978, 1981 og senest i september 1984 af Marin ID som konsulent for Råstofforvaltningen for Grønland. Marin ID har medvirket ved prøveindsamling, forestået sorterings- og bestemmelsesarbejdet samt databehandling og rapporteringen som gengivet i det følgende. Som det har været tilfældet tidligere, har medarbejdere fra Zoologisk Museum, Københavns Universitet, ydet værdifuld hjælp ved bestemmelse af de vanskeligste dyregrupper.

I undersøgelsesperioden er strategien gradvist blev ændret. Oprindeligt indsamledes maksimalt 3 bundprøver á 0,1 m² pr. station. For at kunne give en bedre beskrivelse af faunaen og være i stand til at påvise ændringer i denne, er prøveantallet pr. station efterhånden blev øget, således at der i visse tilfælde er indsamlet op til 10 prøver á 0,1 m². Dette har bevirket, at materialet har kunnet benyttes statistisk, ligesom indflydelsen fra tilfældigheder i dyrenes udbredelse på havbunden på de enkelte stationer er blevet mindre.

I denne rapport beskrives resultaterne af prøveindsamlinger i 1981 og 1984, og de er sammenlignet med de tidligere undersøgelser.

Resultaterne fra indsamlingerne i 1972 og 1973 har kun i begrænset omfang kunnet indgå ved bedømmelse af ændringer i faunaens sammensætning. Dette skyldes bl.a., at der i 1972 delvis er blevet anvendt en 2,5 mm sigte, og at der i 1972 og 1973 er sket en sammenblanding af alle prøver på hver enkelt station.

Siden 1974 er almindelig praksis ved undersøgelser af denne art blevet fulgt; prøverne er sigtet gennem en 1 mm sigte, og de enkelte prøver er oparbejdet særskilt.

12.1. Prøveindsamling

Prøverne blev i 1981 indsamlet fra ADOLF JENSEN og i 1984 fra MISILIISOQ.

Samtlige prøver er opsamlet med en 0,1 kvadratmeter van Veen bundhenter. Det er af hensyn til sammenligneligheden med tidligere indsamlinger blevet tilstræbt at tage så mange prøver på hver enkelt station som muligt, fremfor at øge antallet af stationer.

Der er i september 1981 og 1984 indsamlet prøver ved følgende stationer (stationernes placering fremgår af figur 2.2):

1981: St. 1, 2, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 13, 14 og 15

1984: St. 2, 7, 8, 9, 11, 13, 14, 15 og 16.

Efter prøvetagningen er materialet ombord blevet sigtet gennem en sigte med en maskevidde på 1 mm. Sigteresten er derefter konserveret i 4% neutraliseret formalin i havvand. Ved modtagelsen i laboratoriet er prøverne overført til 80% ethylalkohol, der har fungeret som arbejdsmedium under sortering og artsbestemmelse. De fundne arter er ligeledes konserveret i 80% ethylalkohol.

Materialet opbevares på Zoologisk Museum ved Københavns Universitet.

12.2. Oparbejdning af materialet

Bearbejdning af materialet i laboratoriet omfatter en sortering af prøven under præparationsmikroskop og en efterfølgende artsbestemmelse af de indgående dyrearter.

For at tydeliggøre resultaterne, og som hjælp ved tolkningen, anvendes desuden flere forskellige matematiske/statistiske metoder.

Bla. anvendes en metode, der anskueliggør ligheden mellem de indgående stationer. Dette sker ved at udregne "lighedskoefficienter" mellem disse. Der er her anvendt to forskellige beregningsmetoder. Den ene tager kun hensyn til forekomsten af de enkelte arter (Jacard's koefficient), medens den anden (Czekanowski's koefficient) også tager hensyn til antallet af individer på stationen.

Resultaterne kan anskueliggøres ved f.eks at optegne de fundne ligheder i "dendrogrammer" (figur 12.1).

Som hjælp til at vise ændringer i variationen i dyrelivet, udregnes "diversitets-indices". Også i dette tilfælde kan man vælge mellem adskillige metoder. Almindeligst anvendt er Margaleff's indeks, som kun tager hensyn til antal arter og Shannon-Wiener's indeks, som også tager hensyn til det antal individer, som findes af hver enkelt art.

Endelig foretages oftest en beregning over, hvorledes antallet af fundne arter øges ved forøget indsats (flere prøver på hver station).

Resultatet af de nævnte beregninger kan findes på de følgende sider. Talmaterialet fra beregningerne af lighedskoefficienter og diversitet findes i bilag 12.3-12.5.

12.3. Faunaens sammensætning

Resultaterne af undersøgelserne fremgår af listerne i bilag 12.1 og 12.2. I 1984 er der fundet totalt 68 arter mod 57 i 1981. Af disse arter er 40 børsteorme, 9 bløddyr, medens resten tilhører øvrige dyregrupper.

Det må konstateres, at der fra 1981 synes at være sket en stadig forbedring af forholdene i området. Det fremgår således af figur 12.3 og 12.4 ved sammenligning med tidligere indsamlinger, at der er sket en væsentlig forøgelse af artsantallet på de fleste af stationerne.

Der blev i 1984 fundet 6 arter af mosdyr. Denne gruppe af dyr tilhører den såkaldte "epifauna", der væsentligst ernærer sig ved filtration af havvandet. Epifaunaen har tidligere været trængt stærkt tilbage. Det er dog for tidligt at udtale sig om, hvorvidt den tilsyneladende forbedring kan skyldes tilfældigheder.

Endelig kan nævnes, at der i prøverne i 1984 findes en del krebsdyr. Der har tidligere været en påfaldende mangel på denne dyregruppe i forhold til det forventede.

Som nævnt i indledningen kan resultaterne fra baggrundsundersøgelserne, som blev udført i 1972 og 1973 kun i begrænset omfang anvendes til sammenligning med de undersøgelser, som er udført efter minevirksomhedens start. Det er dog muligt at sammenligne arts- og individantallet pr. station, hvilket er gjort i tabel 12.1.

Tabel 12.1. Artsantal (A) og individantal (I) pr. 0,3 m² i Affarlikassaa og Qaamarujuk. For 1984 er arts og individantal opgivet for de tre først optagne prøver.

| | St. 1 | | St. 2 | | St. 3 | | St. 4 | | | |
|---------------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|----|--------|
| | A | I | A | I | A | I | A | I | | |
| Affarlikassaa | | | | | | | | | | |
| 1973 | 19 | 480 | 13 | 1150 | 15 | 2101 | 25 | 520 | | |
| 1974 | 15 | 57 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| 1975 | 10 | 523 | 5 | 191 | 0 | 0 | 0 | 0 | | |
| 1976 | 4 | 1428 | 3 | 603 | | | | | | |
| 1978 | 3 | 292 | 6 | 17 | | | | | | |
| 1981 | 2 | 19 | 2 | 440 | | | | | | |
| Qaamarujuk | | | | | | | | | | |
| | | St. 11 | | St. 13 | | St. 14 | | St. 15 | | St. 16 |
| 1972 | | | | | 21 | 101 | | | 18 | 130 |
| 1973 | 14 | 201 | 13 | 57 | | | 14 | 76 | 15 | 79 |
| 1974 | 18 | 405 | 19 | 80 | 21 | 104 | 15 | 67 | 40 | 201 |
| 1975 | 23 | 524 | 20 | 89 | 29 | 199 | 29 | 142 | 38 | 101 |
| 1976 | 21 | 502 | 21 | 124 | 24 | 200 | 24 | 111 | 46 | 185 |
| 1978 | 14 | 475 | 14 | 122 | 15 | 86 | 20 | 91 | | |
| 1981 | 16 | 473 | 17 | 169 | 22 | 140 | 20 | 209 | | |
| 1984 | 24 | 269 | 23 | 166 | 23 | 149 | 20 | 120 | 16 | 45 |

Det fremgår heraf, at bundfaunaen i Affarlikassaa allerede i 1974 i udledningsområdet for tailings (st. 3 og 4) var udryddet, mens der i den indre del af fjorden (st. 1 og 2) i løbet af undersøgelsesperioden ses en tydelig effekt på bundfaunaen, idet artsantallet her er tydeligt reduceret.

Derimod er der ingen tegn på, at bundfaunaen i Qaamarujuk er påvirket af minevirksomheden, idet der ikke her ses nogen tydelige ændringer i arts- og individantal.

12.4. Klassifikation

Stationerne er blevet klassificeret efter sammensætningen af faunaen.

Ved en klassifikation tilstræber man at anskueliggøre den indbyrdes lighed i dyrelivet på de undersøgte lokaliteter. Som mål for lighed udregnes forskellige lighedskoefficienter. I nærværende undersøgelse er anvendt to koefficienter, nemlig Jacard's koefficient, der kun tager hensyn til tilstedeværelse/fravær af arter på de sammenlignede stationer, og Czekanowski's koefficient, der desuden tager hensyn til individantallet på de indgående arter.

Jacard's og Czekanowski's koefficienter (J og Cz) for denne undersøgelse er angivet i bilag 12.3 og 12.4, og en beskrivelse af de benyttede koefficienter findes i bilag 12.6.

Efter udregning af den indbyrdes lighed mellem stationerne, kan denne anskueliggøres grafisk på forskellig vis. Her er det valgt at anvende dendrogrammer (figur 12.1 og 12.2). En beskrivelse af den anvendte teknik kan findes i bilag 12.7.

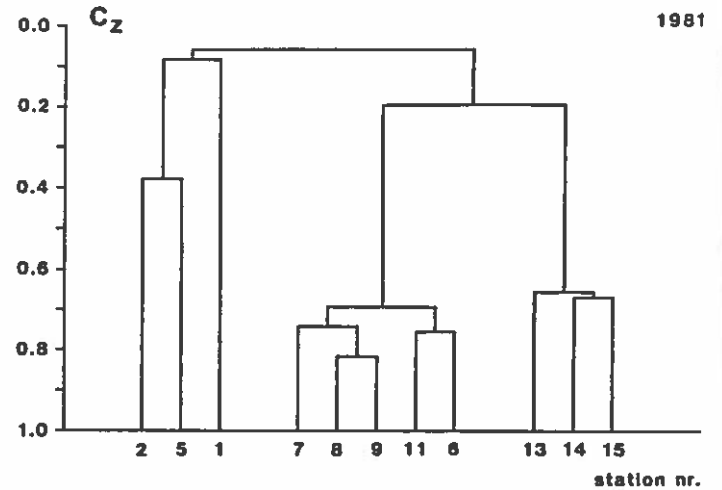
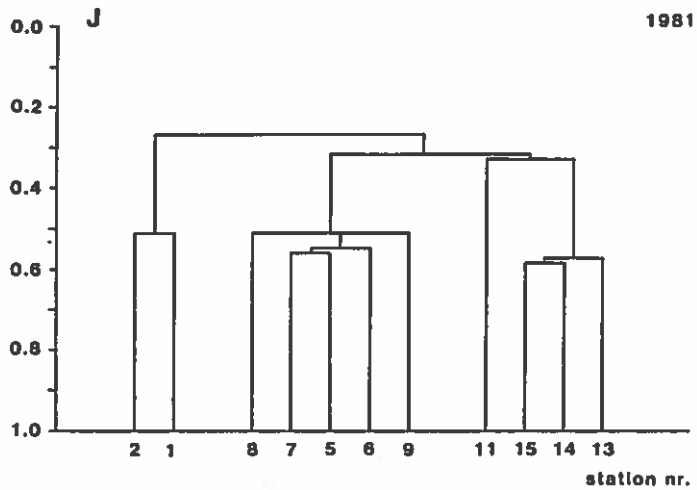
I alle årene har der udskilt sig tre grupper af stationer på dendrogrammerne. Disse grupper består af stationer, der indbyrdes ligner hinanden mere, end de ligner de øvrige stationer.

Gruppe I (Station 13, 14, 15 og 16)

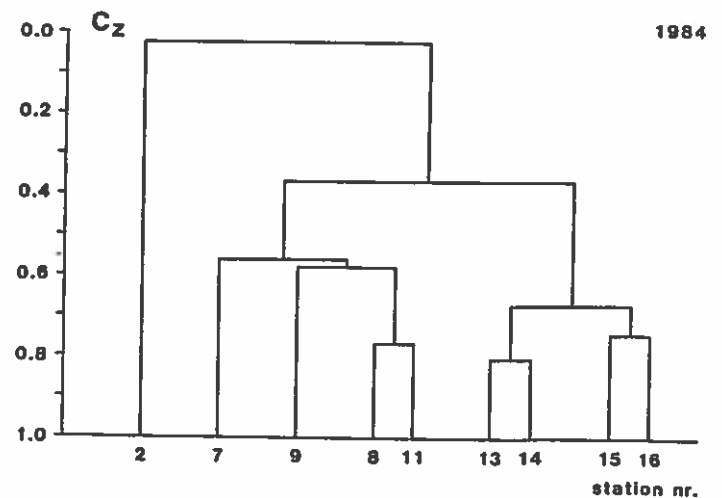
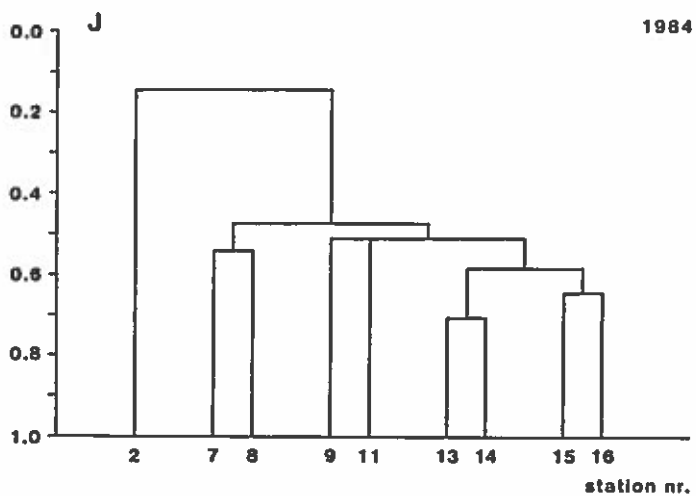
Stationerne i Qaamarujuks dybere partier ligner hinanden indbyrdes meget. Ligheden mellem stationerne er næsten den samme i 1984 som i 1981, og de forekommende arter er tilstede i nogenlunde samme indbyrdes antal i begge undersøgelser. Der er dog sket en forøgelse i antal arter i gruppen fra 38 i 1981 til 49 i 1984. Det skal bemærkes, at antallet af prøver i området er forøget fra 22 til 32, hvilket måske kan være en medvirkende årsag til den konstaterede stigning i artsantal.

Gruppe II (Station 7, 8, 9 og 11)

Stationerne i den inderste del af Qaamarujuk fjorden grupperes som tidligere sammen i Czekanowski



Figur 12.1. Dendrogrammer optegnet efter beregning af Jacard's og Czekanowski's koefficienter, 1981.



Figur 12.2. Dendrogrammer optegnet efter beregning af Jacard's og Czekanowski's koefficienter, 1984.

dendrogrammet.

I Jacard dendrogrammet knyttes station 9 og 11 dog tættere til de ydre stationer i Qaamarujuk. Det skyldes den øgede rigdom på arter, og ville ved fravær/tilstedeværelse af ganske få arter ikke være sket.

Stigningen i artsantallet fra 1981 til 1984 er fra 38 til 50. Der er imidlertid også i denne gruppe opsamlet flere bundprøver end tidligere (24 i 1981, 32 i 1984)

Når man betragter individantallet af de enkelte arter er der imidlertid en markant ændring fra den inderste del af fjorden til den ydre.

På de indre stationer er der en kraftig dominans af dyr, der lever af bakterier og andre mikroorganismer i bundmaterialet (f.eks. børsteormene *Chaetozone setosa*, *Scoloplos armiger* og *Mediomastus sp.*), medens andre antages hovedsageligt at være rovdyr. Børsteormene *Lumbrineris sp. 1*, *Lumbrineris sp. 2* og *Nereimyra sp. 1* må således formodes at ernære sig ihverfald delvist af individer af de førstnævnte arter.

Når man bevæger sig mod vest i Qaamarujuk øges antallet af dyrearter, der ernærer sig ved at filtrere havvandet. Dette gælder f.eks børsteormen *Spiochaetopterus typicus* og muslingen *Thyasira* (muligvis 2 arter) samt de enkelte forekommende kolonier af mosdyr.

Den filtrerende børsteormsart *Spiochaetopterus typicus* forekommer nu allerede på stationerne 8, 9 og 11.

Gruppe III (Station 1, 2 og 5)

Stationerne i Affarlikassaa karakteriseres ved deres lave artsantal.

Såfremt der udelukkende tages hensyn til artssammensætningen og ikke til individantallet (Jacard's koefficient) vil st. 5 grupperes sammen med ovenstående gruppe af stationer. Anvendes Czekanowski's koefficient vil det høje individantal af *Chaetozone setosa* bevirke, at den knytter sig til de øvrige stationer i Affarlikassaa.

Da der kun er opsamlet 2 prøver i 1984 fra Affarlikassaa kan videregående konklusioner ikke drages, men det kan dog konstateres, at der har været 9 arter på stationen imod 2 i 1981. Børsteormeslægten *Capitella* dominerer ikke i 1984.

12.5. Diversitet

Graden af variation i dyrelivet kan beskrives ved at udregne et indeks, der antager minimumsværdi, såfremt der på en lokalitet kun findes en enkelt dyreart, og som stiger i værdi jo "rigere" faunaen er.

Teorien bag diversitetsberegninger kan findes i bilag 12.8. De her anvendte mål for diversitet er: Margaleffs indeks og Shannon-Wieners indeks.

Det førstnævnte indeks (d) tager kun hensyn til det totale artsantal og det totale individantal, hvorimod det sidstnævnte (H) vil antage størst værdi, såfremt individantallet er jævnt fordelt på arterne.

For begge indices er for hver indsamling udregnet sandsynligheden for, at en ændring er "signifikant".

Ved en signifikant ændring forstås oftest, at der er mere end 95% sandsynlighed for, at ændringen ikke skyldes en tilfældighed.

Den metode, som er anvendt, er en såkaldt nonparametrisk test, hvilket vil sig, at der ikke på forhånd stilles krav til, hvorledes dyrene er fordelt på havbunden. En beskrivelse af metoden (Mann-Whitney U-test) kan findes f.eks. i Siegel (1956) eller Elliot (1973).

Ændringerne i diversiteten er afbildet grafisk på figurene 12.3 og 12.4.

På figurene over ændringer i diversiteten betegner en fed ubrudt linie, at der er sket en signifikant ændring. En stiplede linie angiver, at der ikke er taget prøver nok til at foretage en beregning. På station 16 er der ikke indsamlet siden 1978, og det er valgt ikke at forbinde punkterne.

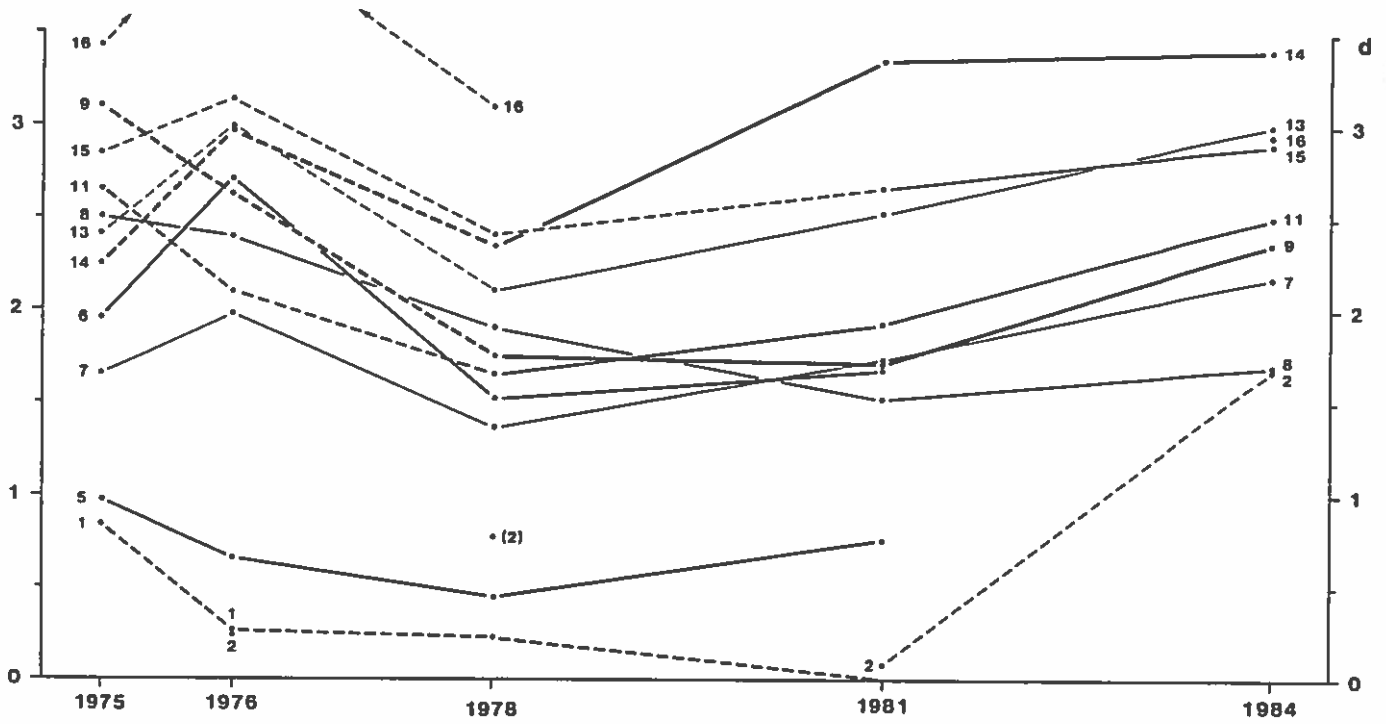
Resultaterne af diversitetsberegningerne, middelværdier for de enkelte stationer samt standardafvigelser fremgår af bilag 12.5.

Gruppe I (Station 13, 14, 15 og 16)

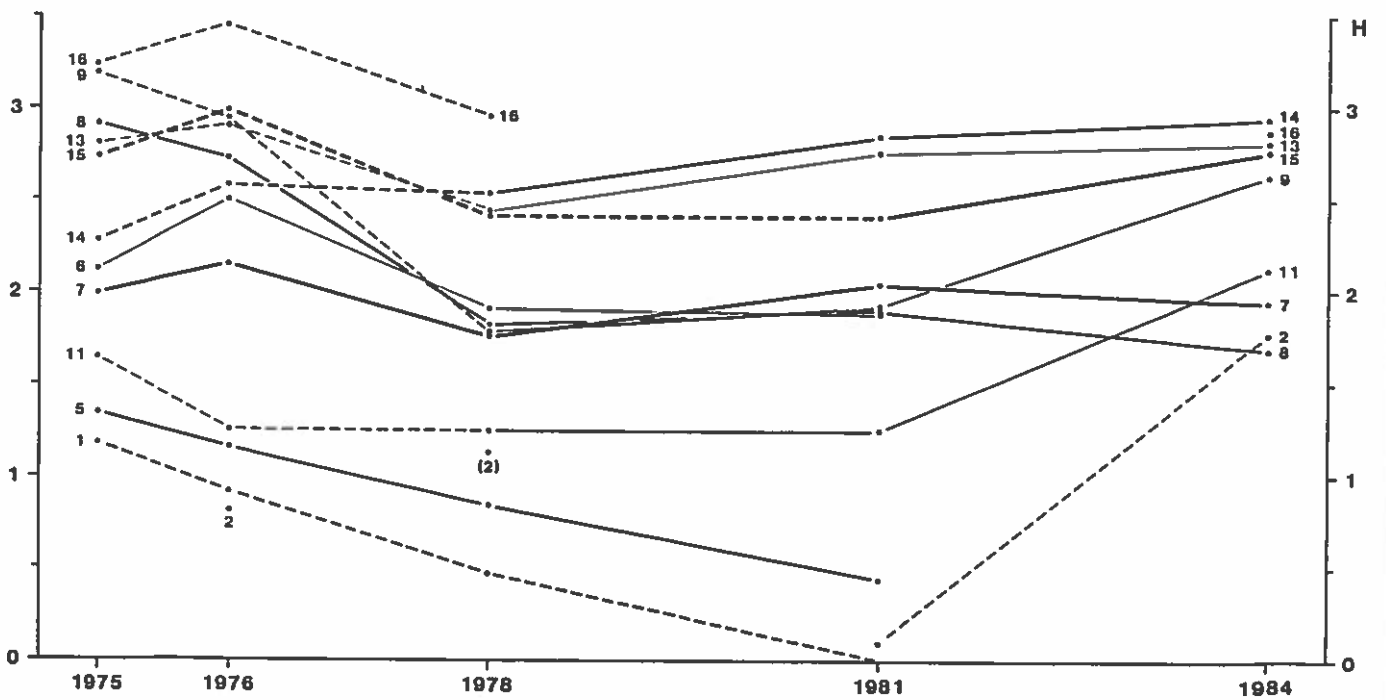
Der er sket en svag forbedring i variationen i dyrelivet indenfor denne gruppe af stationer. Ingen af forbedringerne har dog kunnet sandsynliggøres statistisk. Det vil dog ikke være forsvarligt at udtale sig om forholdene på station 16 på grund af det store tidsinterval mellem indsamlingerne.

Gruppe II (Station 7, 8, 9 og 11)

Betragter man udelukkende artssammensætningen (Margaleff's indeks) er der for samtlige stationer sket en forbedring i diversiteten. I to tilfælde er ændringen signifikant (st. 7 og 9).



Figur 12.3. Diversitetsindekset d (Margaleffs indeks) ved Maarmorilik 1975-1984.



Figur 12.4. Diversitetsindekset H (Shannon-Wieners indeks) ved Maarmorilik 1975-1984.

Tages der desuden hensyn til antallet af individer af hver art (Shannon-Wiener's indeks), er der to signifikante stigninger (st. 9 og 11).

Gruppe III (Station 1, 2 og 5)

Som forventet ved undersøgelse start er diversiteten i Affarlikassaa lav. Den generelle tendens er faldende diversitet frem til 1981, og faunaen må karakteriseres som meget fattig.

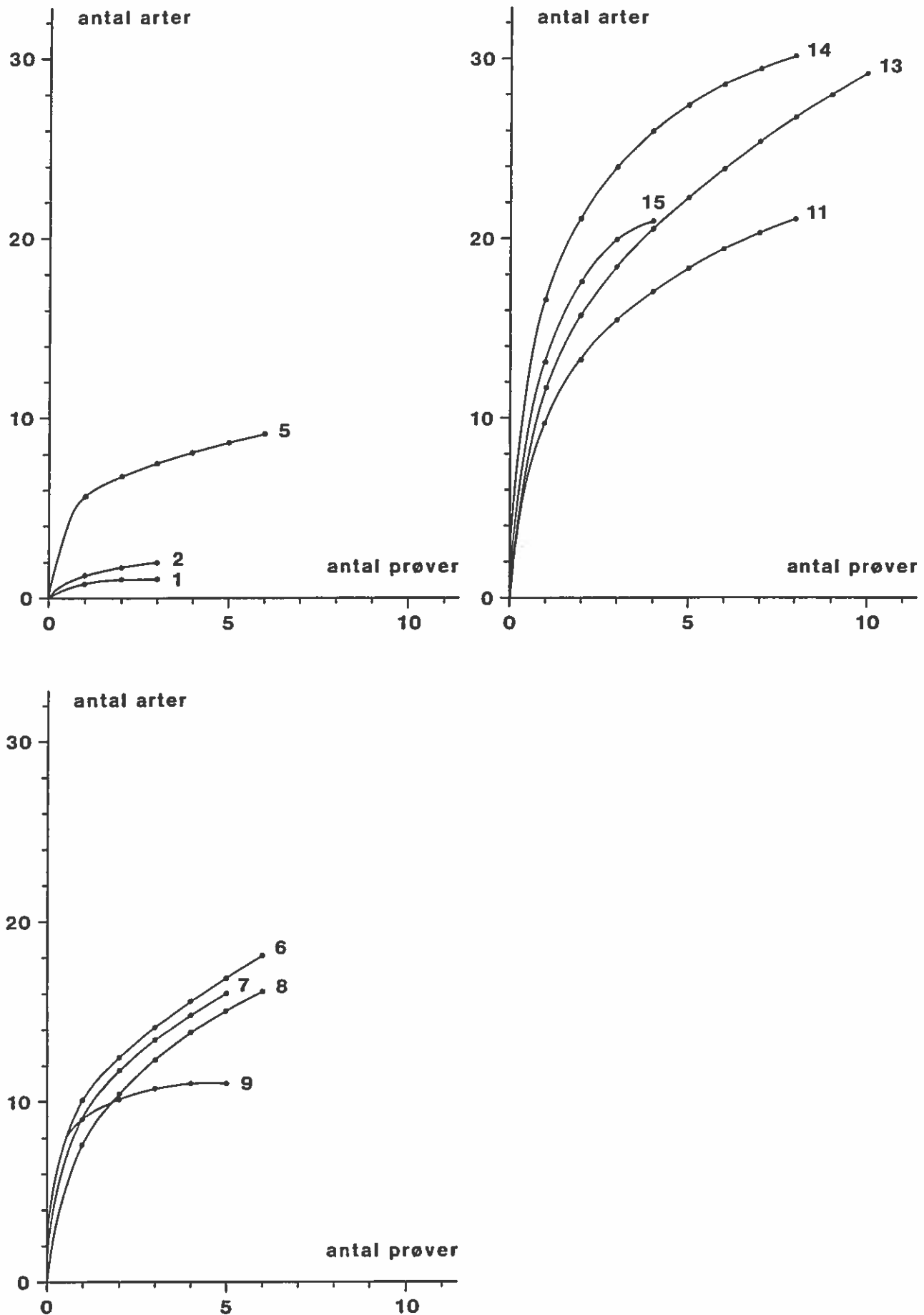
12.6. Kumulative kurver vedr. artsantal

For at skabe sig et overblik over, hvorvidt indsamlingsaktiviteten på de enkelte stationer er tilstrækkelig, optegnes kurver over forøget artsantal ved forøget indsats (antal prøver).

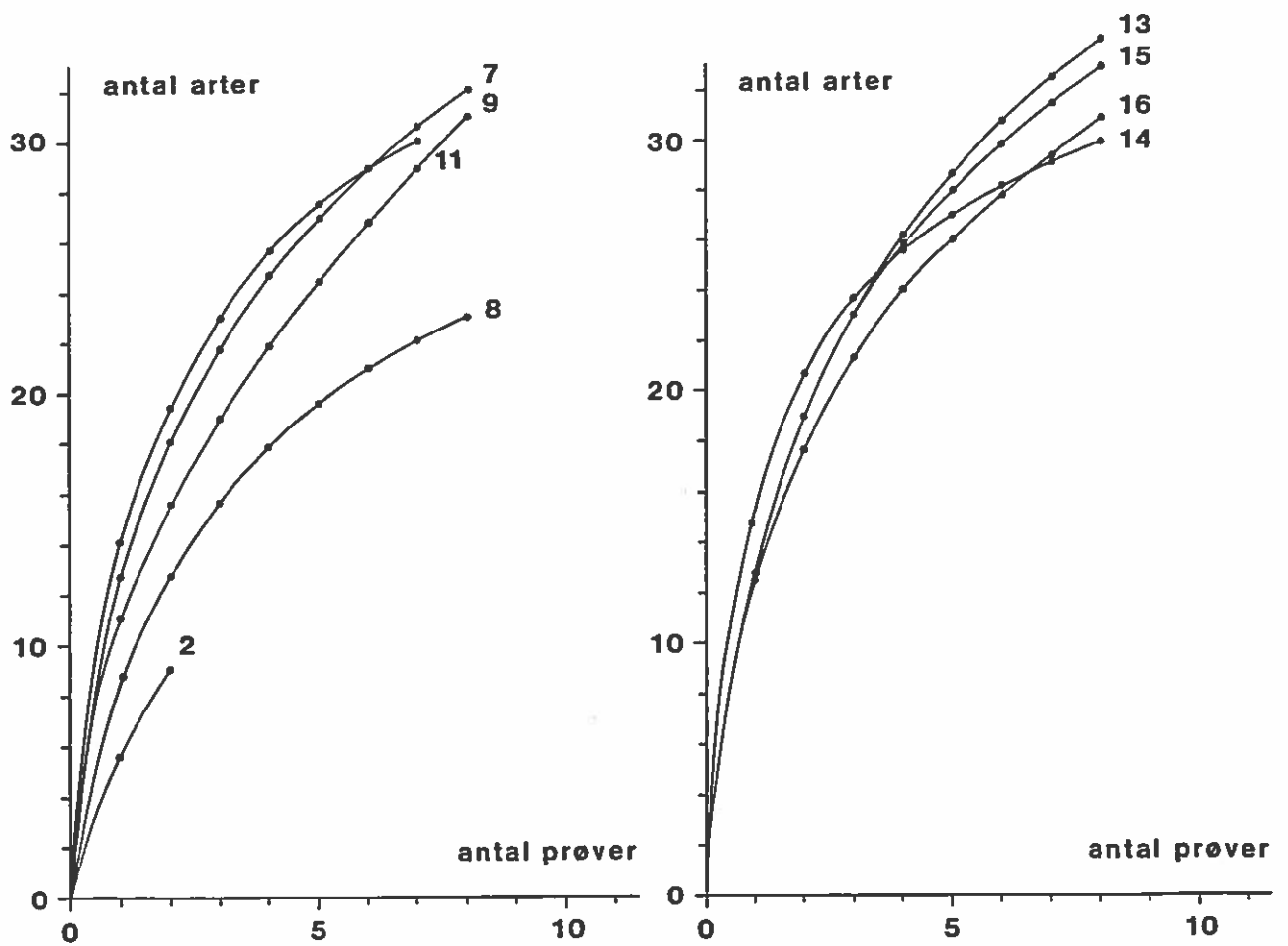
Den gennemsnitlige forøgelse for 1981 kan ses af figur 12.5 og for 1984 af figur 12.6.

Såfremt man har en stejlt stigende kurve vil det kunne forventes, at man ved forøget indsats ville registrere flere arter på den pågældende station, medens en afladet kurve antyder, at langt de fleste arter på stedet er registreret.

Ved sammenligning med resultater fra tidligere undersøgelser er det tydeligt, at kurverne stiger kraftigere end tidligere (sammenlign f.eks. figur 12.5 og 12. 6), hvilket antyder, at der er en større variation i dyrelivet på nuværende tidspunkt end tidligere.



Figur 12.5. Antal arter afbildet mod antal prøver, 1981.



Figur 12.6. Antal arter afbildet mod antal prøver, 1984.

13. Sammenfattende vurdering af forureningstilstanden

De hydrografiske undersøgelser har dannet basis for forståelsen af de processer, som spreder opløst metal, der frigøres fra tailings, når dette udledes til de dybere vandlag af Affarlikassaa. Det er vist, at den vigtigste årsag til spredningen er den vinteropblanding, som sædvanligvis indtræffer samtidig med islægningen af fjordene. Andre vigtige transportmekanismer er transport forårsaget af ferskvandstilstrømning til Affarlikassaa og interne bølger i Affarlikassaa.

I kapitel 4 er beskrevet de undersøgelser, som har ført frem til en tidsmæssig vurdering af metalforureningen af Affarlikassaa og Qaamarujuk. Den voldsomste forurening skete i de første 5 år af minens levetid. Fra 1979 indtrådte en væsentlig reduktion af de mængder af opløst metal, der kunne registreres i fjordene (figur 4.3). Siden har forureningen af fjordene udviklet sig uden nogen klar tendens ind til efteråret 1987, hvor blyforureningen af Affarlikassaa var steget. 1982 og 1983 var år med særlig lav forurening af havvandet som følge af den udeblevne opblanding af Affarlikassaa. Det er vanskeligt at vurdere, hvor store mængder metal der årligt spredes på denne måde. Man kan måle, hvor meget metal der på et givet tidspunkt findes i hver af fjordene, men der er ikke opstillet nogen model for, hvor hurtigt vandet udskiftes i Qaamarujuk. På figur 3.9 ses, imidlertid, at mængden af bly i Qaamarujuk kun stiger i forbindelse med opblanding af Affarlikassaa. Når opblanding udebliver, halveres mængden af bly på 1/2 år. Dette ses i de to perioder marts 1978 til september 1979 og marts 1981 til marts 1983. Ud fra en simpel betragtning om, at halvdelen af det opløste metal forsvinder på et halvt år, antages, at vandets opholdstid i Qaamarujuk er et år. Et skøn for den årlige tilførsel af opløst bly til havet bliver derfor, at det er lig med den mængde, der findes i marts i Qaamarujuk. For perioden 1979 til 1987 (efter forbedringen af miljøsituationen) fås i gennemsnit 8,2 ton zink, 99 kg cadmium og 3,0 ton bly opløst i Qaamarujuk. I uforurenede tilstand ville der i Qaamarujuk formodentlig have været 330 kg zink, 33 kg cadmium og 66 kg bly. Korrigeres der med disse tal, fås følgende skøn over metaltilførslen til havet, hovedsagelig forårsaget af tailingsudledningen:

| | | | |
|----------|-------|--------|-----|
| zink : | 7,9 | ton pr | år |
| cadmium: | 0,066 | ton pr | år |
| bly: | 2,9 | ton pr | år. |

Det skal bemærkes, at Greenex har fremsat skøn over opholdstiden i Qaamarujuk, som er mindre end 1 år, hvilket vil resultere i større beregnede mængder af metal frigivet til havet.

En anden væsentlig kilde til metalspredning er støv. Som indikator for spredningen af metaller gennem atmosfæren er anvendt lavarten snekruslav (*Cetraria nivalis*). Undersøgelserne, som er omtalt i kapitel 11, har vist, at spredningen af bly i støv har været nogenlunde konstant til og med 1983, hvor spredningen estimeres til 5-6 ton bly pr år inden for et område op til 23 km fra Maarmorilik, fortrinsvis i vestlig retning. I perioden 1984-86 var værdien 3 ton, medens det for 1987 var faldet til 1,7 ton bly pr. år. Disse estimater stemmer overens med undersøgelser af det direkte metalnedfald udført af Greenex. Faldet i spredningen af metaller gennem atmosfæren skyldes en række indgreb, som er foretaget for at begrænse

støvudslippet, især i forbindelse med skibslastning af koncentrat og knusning af malm i minen.

Den tredje væsentlige kilde til forureningen af fjordene omkring Maarmorilik er gråbjergsdumpe (affaldssten, dumpet ud fra minegangene). Disse afgiver fortrinsvis metal i form af partikler, men afgiver også opløst zink og noget opløst bly til fjordene, se f.eks. tabel 4.5, tabel 4.12 og 4.13. Greenex har estimeret, at der i årene 1984, 1985 og 1986 som gennemsnit årligt er afgivet følgende mængder fra gråbjergsdumpene til Qaamarujuk:

| | Pb | Zn |
|-------------|-----------|----------|
| Partikulært | 11,9 ton | 25,8 ton |
| Opløst | 0,125 ton | 2,2 ton |

Kilden til tilførsel af partikulært metal er fortrinsvis dumpene placeret i Wegener gletcherens afstrømningsopland. I Greenex' vurdering af tilførslen af opløst metal er der imidlertid ikke taget hensyn til den tilførsel, som sker ved tidevand og bølgers indvirkning på den gamle gråbjergsdump, hvorved metaltilførslen fra denne dump bliver dominerende for belastningen af tidevandsorganismerne i Qaamarujuk (figur 6.11-6.14 og 6.20-6.21).

Sedimentundersøgelserne har vist, at det udledte tailings i det væsentligste sedimenterer i Affarlikassaa's ydre halvdel. I Qaamarujuk sker der en gradvis øgning af sedimenternes metalbelastning fra minens start indtil 1983 (figur 5.3, 5.4 og 5.5). Derefter sker der en kraftig øgning, som tilskrives ibrugtagningen af Tributary dumpen.

En række forskellige marine arter er analyseret for cadmium, kobber, bly og zink for at vurdere, om metaltilførsel til miljøet fra minevirksomheden har bevirket en øget belastning af organismerne med disse metaller. Følgende er undersøgt i større omfang:

blæretang og langfrugtet klørtang
blåmusling
dybvandsreje
ammassat (lodde)
hellefisk
pletet havkat
uvak
torsk
alm. ulk
alm. edderfugl og kongeedderfugl
hvidvinget måge
tejst
ringsæl.

Undersøgelserne har vist, at der er stor forskel på de enkelte arters belastning med tungmetaller. For de enkelte fiske- og fuglearter samt for ringsæl er der desuden stor forskel på niveauet i de undersøgte

vævstyper: muskel, lever, nyre og ben.

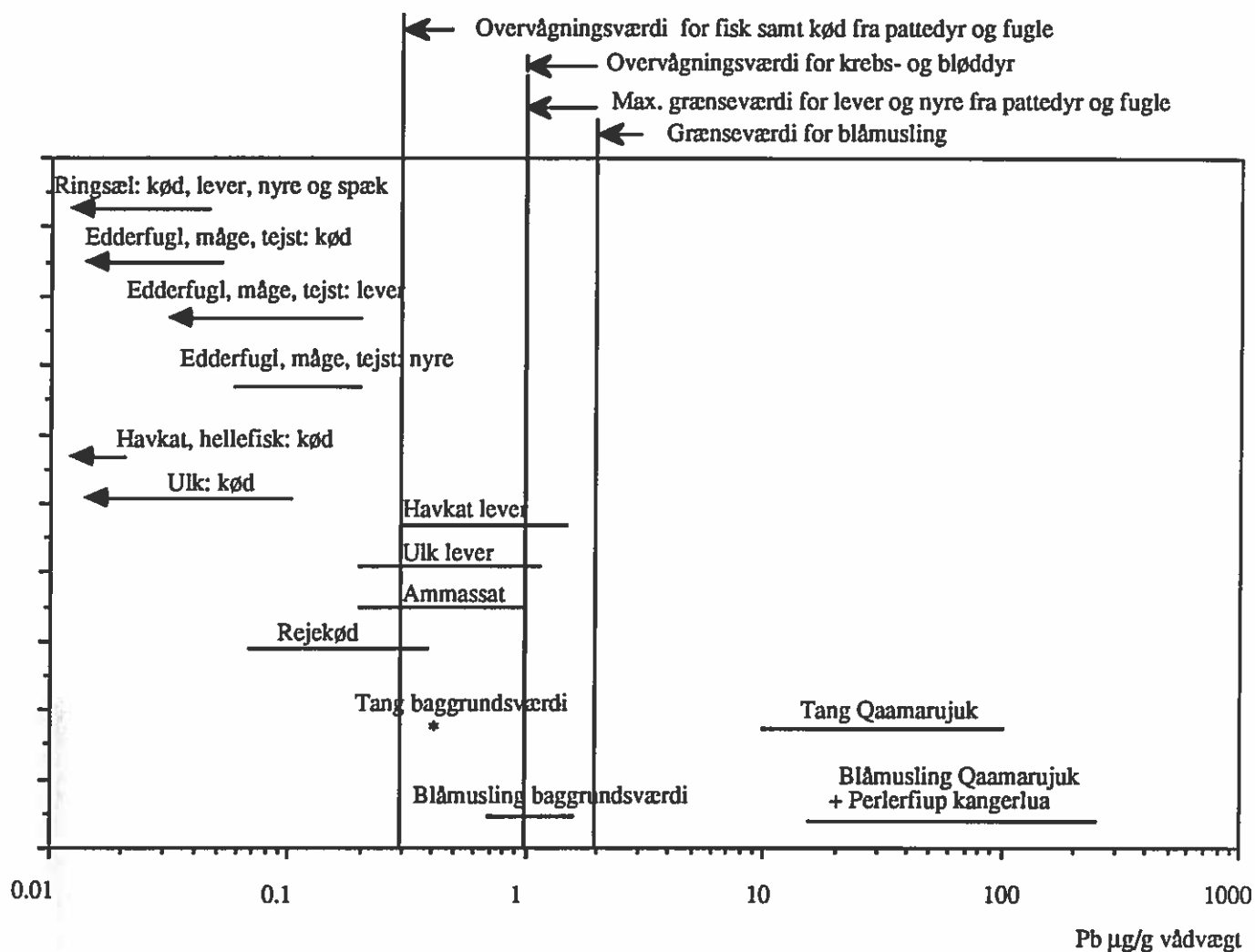
Undersøgelserne har desuden vist, at det først og fremmest er for bly, minevirksomheden har bevirket en forøget belastning af organismer. For kobber og cadmium kan der kun spores en begrænset lokal forhøjelse af niveauet ved Maarmorilik og kun i tang (kobber) og blåmusling (cadmium). For zink er der i de fleste tilfælde ikke forhøjede værdier i organismer ved Maarmorilik. Dog er der tydeligt forhøjede værdier af zink i tang og blåmusling i en afstand af op til ca. 40 km fra Maarmorilik. Den geografiske fordeling og den tidsmæssige udvikling af bly- og zinkkoncentrationerne i tang og blåmusling indikerer, at den gamle gråbjergsdump er den væsentligste kilde til tang og blåmuslingers belastning i Qaamarujuk.

Det fremgår af kapitel 6, at der er betydeligt forhøjede værdier af bly i tang og blåmusling i et større område ved Maarmorilik. Der er desuden forhøjet blyniveau i Qaamarujuk i følgende arter og væv:

dybvandsrejer
 lever og ben fra plettet havkat
 lever og ben fra alm. ulk
 ammassat.

Endelig er blyniveauet i nyre fra alm. ederfugl, kongeedderfugl og hvidvinget måge indsamlet i fjordene omkring Ukkusissat som helhed ca. 2 gange højere end i et referenceområde i Uummannaq Fjorden. Dette gælder også for blyværdierne i benprøver fra de tre fuglearter samt fra tejt. Blyværdierne er dog i alle tilfælde forholdsvis lave. Dermed kan det konkluderes, at fuglene ikke akkumulerer bly til høje værdier, selvom de måtte fouragere på blåmusling, der som beskrevet i kapitel 6 er forurennet i et større område vest for Maarmorilik.

For at vurdere de sundhedsmæssige aspekter af disse forhøjelser er værdierne fra Maarmorilik-området (samt for musling baggrundsværdier fra Uummannaq Fjorden) på figur 13.1 afbildet på vådvægtsbasis og sammenlignet med gældende grænseværdier for levnedsmidler i Danmark (Anon., 1985). Det bemærkes, at disse grænseværdier ikke er gældende for Grønland. Den angivne grænse på 1,0 µg/g Pb er for lever og nyre af pattedyr og fugle er maksimal grænseværdi, mens værdien på 1,0 µg/g Pb for krebsdyr og bløddyr samt værdien på 0,3 µg/g Pb er en såkaldt overvågningsværdi. Grænseværdierne tager sigte på at regulere salg og import af levnedsmidler, idet det er forbudt at sælge eller importere levnedsmidler, hvis disse har et metalindhold over den maksimale grænseværdi. For levnedsmidler, hvor der er angivet en overvågningsværdi skal det ved salg og export tilstræbes, at blyindholdet er under denne værdi, og hvis blyindholdet overstiger denne, skal der ske indberetning til levnedsmiddelstyrelsen.

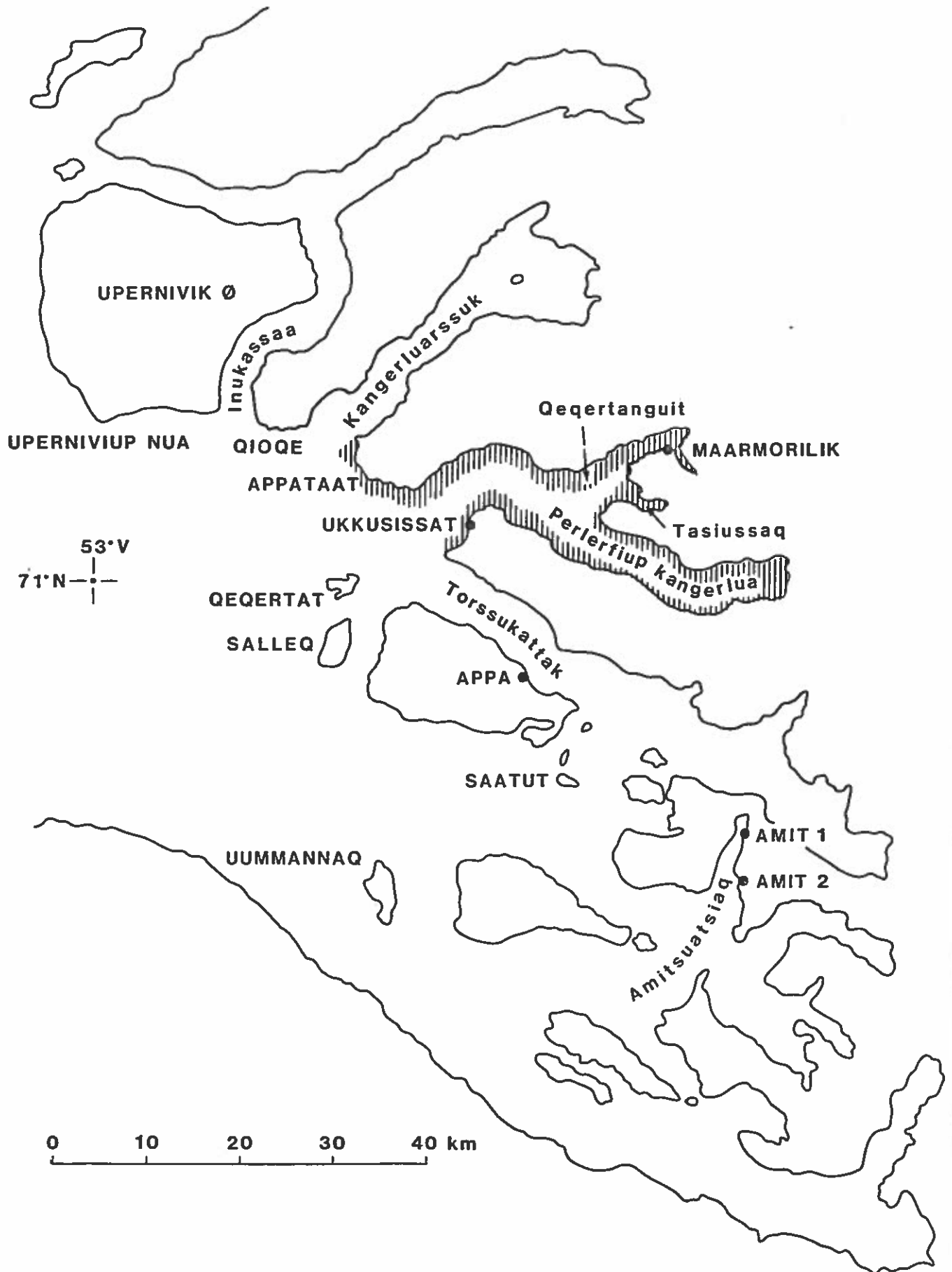


Figur 13.1. Blykoncentration i marine organismer ved Maarmorilik sammenlignet med grænseværdier for fødevarer. Koncentrationen er udtrykt i µg/g vådvægt undtagen for tang, som er udtrykt i µg/g tørvægt, da en tørstofprocent ikke kan bestemmes for tang.

I figur 13.1 er desuden indtegnet en grænseværdi på 2,0 µg/g som en maksimal grænse for bly i muslinger. Denne værdi er i 1981 opgivet af levnedsmiddelstyrelsen foranlediget af en forespørgsel om de sundhedsmæssige forhold ved blåmuslingernes blybelastning ved Maarmorilik.

Som det fremgår af figur 13.1 overskrides denne grænseværdi klart. Det område, hvor grænseværdien for muslinger er overskredet, er vurderet på basis af den regionale undersøgelse af blåmuslinger i 1982 (se kapitel 6) og er vist i figur 13.2. Det fremgår desuden af figur 13.1 at grænseværdien for muslinger også overskrides for tangs vedkommende.

Den maksimale grænseværdi på 1,0 µg/g Pb gældende for lever og nyre af pattedyr og fugle er ikke overskredet for nogen af disse prøvetyper (ringsæl, alm. edderfugl, kongederfugl, tejst og hvidvinget måge) indsamlet i Maarmorilik Ukkusissat området.



Figur 13.2. Området hvor grænseværdien på 2 µg/g vådvægt for blåmusling er overskredet.

Overvågningsværdien på 1,0 µg/g Pb gældende for krebsdyr og bløddyr er klart overskredet for blåmusling indenfor det område, som er vist i figur 13.2, men også på enkelte stationer vest for dette område.

Overvågningsværdien på 0,3 µg/g Pb gældende for fisk samt for kød af pattedyr og fugle er overskredet for lever fra plettet havkat, lever fra alm. ulk og i nogle tilfælde for ammassat indsamlet i Qaamarujuk.

Der er således fundet en betydelig spredning af bly fra minevirksomheden og i flere tilfælde en væsentlig akkumulering af bly i organismer i Qaamarujuk og for nogle arters vedkommende også i et større område vest for fjorden.

Blybelastningen af organismene har generelt været lavere de sidste 3-4 år sammenlignet med tidligere. Dette gælder således for snekruslav, tang, blåmusling og lever af plettet havkat. For andre blybelastede prøvetyper er der ingen tydelig tidsmæssig udvikling. Dette gælder således rejer og ammassat. En undtagelse herfra er lever- og benprøver fra alm. ulk, hvor blyværdien i 1986 og 1987 er dobbelt så høj som i 1984 og 1985.

Den tidsmæssige udvikling for blyindholdet i tang, blåmusling og lever af plettet havkat er ikke helt ensartet. I tang har der været en faldende tendens siden 1978, mens der for blåmuslinger først ses et tydeligt fald fra 1984. Niveauet af bly i havkatlever har været uændret fra 1983 til 1987 efter at være faldet fra et højere niveau i perioden fra 1976 til 1982. Denne tidsmæssige udvikling falder i nogen grad sammen med faldet i havvandets indhold af bly som beskrevet i kapitel 4, hvilket kunne tyde på, at den væsentligste kilde til forureningen af lever fra havkat er transport af opløst bly fra tailingsudledningen.

14. Referencer

- Anon. 1985. Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler. Lovtidende A 1985 - Hæfte 69.
- Dansk Hydraulisk Institut. 1979. Maarmorilik, hydrografiske undersøgelser 1978. Rapport til Greenex.
- Dansk Hydraulisk Institut. 1980. Current Recordings in Maarmorilik. October 10-22, 1979. Rapport til Greenex.
- Elliot, J.M. 1973. Some Methods for the Statistical Analysis of Samples of Benthic Invertebrates, Fresh Water Biological Association.
- Lewis, E.L. 1978. The movement of polluted sea water near Maarmorilik, Greenland, its causes and possible cures. Victoria, B.C. Canada.
- Lewis, E.L. 1979. Water movements in A and Q fjords near Maarmorilik and the processes for pollutant transport. Institute of Ocean Sciences, Box 6000, Sidney, B.C., Canada.
- Møller, J.S. 1984. Hydrodynamics of an Arctic Fjord. ISVA, DTH, Lyngby.
- Pedersen, K. et al. 1987. Bestemmelse af de akkumulerede bly- og zinkmængder i A- og Q-fjordens overfladesedimenter 1973-1986. Greenex rapport.
- Pilegaard, K. 1983. Biological monitoring of airborne metal pollution around a lead-zinc mine in Greenland. Pp. 1133-1136 in Proc.Int.Conf.: Heavy Metals in the Environment. Heidelberg sep. 1983.
- Recipientundersøgelse ved Maarmorilik 1978-79. Rapport fra Grønlands Geologiske Undersøgelse og Grønlands Fiskeriundersøgelser. Marts 1982.
- Recipientundersøgelse ved Maarmorilik 1979-80. Rapport fra Grønlands Geologiske Undersøgelse og Grønlands Fiskeriundersøgelser. Maj 1980.
- Siegel, S. 1956. Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences, McGraw-Hill.

