

Miljøundersøgelser ved Mestersvig 1991



Teknisk Rapport
Grønlands Miljøundersøgelser

Grønlands Miljøundersøgelser (GM) vurderer virkningerne på miljøet af efterforskning og udnyttelse af mineralske råstoffer og vandkraft i Grønland. I forbindelse med råstofprojekter undersøger GM de miljømæssige forhold og medvirker ved råstofforvaltningens behandling af projekterne. GM udfører undersøgelser af, hvordan påvirkningen af miljøet kan begrænses, og overvåger påvirkningen. GM udfører desuden egne mere forskningsmæssige undersøgelser, som er af betydning for vurderingen af de miljømæssige forhold ved de konkrete projekter.

Grønlands Miljøundersøgelser er en sektorforskningsinstitution med 16 medarbejdere uddannet som biologer, kemikere, laboranter og kontorpersonale. Institutionen har adgang til et undersøgelseskib stationeret i Nuuk.

Sammen med Grønlands Geologiske Undersøgelse og Grønlands Forundersøgelser bistår GM Råstofforvaltningen for Grønland ved forvaltningen af mineralske råstoffer, kulbrinter og vandkraft. Efterforskning og udnyttelse heraf er et fælles anliggende mellem den danske regering og det grønlandske hjemmestyre.



GRØNLANDS MILJØUNDERSØGELSER

TAGENSVEJ 135, 4.sal, DK-2200 KØBENHAVN N, DANMARK, Tlf: 35 82 14 15, Fax: 35 82 14 20

Miljøundersøgelser ved Mestersvig 1991

Teknisk Rapport

Udarbejdet af:
Carsten Thye Agger
Gert Asmund
Rune Dietz
Poul Johansen

Reference:

Agger, C.T., G. Asmund, R. Dietz og P. Johansen 1991:
Miljøundersøgelser ved Mestersvig 1991.
Grønlands Miljøundersøgelser, december 1991, 23 pp.

Grønlands Miljøundersøgelser, december 1991

INDHOLD

RESUMÉ	1
SUMMARY	2
1. INDLEDNING	3
2. METODE	5
2.1 Indsamling af prøver	5
2.1.1 Tang	5
2.1.2 Ulk	5
2.1.3 Ringsæl	5
2.2 Analysemetodik	8
2.2.1 Analyseforberedelse	8
2.2.2 Kemisk analyse	8
3. RESULTATER	9
3.1 Tang	9
3.2 Ulk	13
3.3 Ringsæl	16
3.3.1 Sammenligning af resultater fra 1985 og 1991	16
3.3.2 Genanalysering af 1985-prøverne	18
3.3.3 Konklusion på sælundersøgelserne	21
4. KONKLUSION	22
5. REFERENCER	23

RESUMÉ

I august og september 1991 udførtes miljøundersøgelser ved Mestersvig. Ved undersøgelser i området i 1979 og 1985 blev der påvist en betydelig blyforurening som følge af den tidligere blymine. De nye undersøgelser blev gennemført for at vurdere evt. sundhedsmæssige risici ved at spise sæler fra området og for at følge forureningen. Sæler, tang og ulk er analyseret for bly, tang desuden for zink.

Tanganalyserne viste, at den udbredte zinkforurening er mindsket, medens den omkring Nyhavn lokaliserede blyforurening er steget fra 1985 til 1991. Undersøgelsen af ulkene viser også en stigning i blyforureningen. En begyndende sammenstyrtning af den stærkt blyforurenede kaj er formentlig årsagen til de observerede stigninger i blyforureningen.

Resultaterne fra 1991 viser, at der ikke er forøget blyindhold i sæler fra Mestersvig-området, og at der ikke er sundhedsmæssig risiko forbundet med blyindholdet i sælerne.

SUMMARY

During August and September 1991 the Greenland Environmental Research Institute carried out environmental investigations at Mestersvig in East Greenland. The aim was to determine the health hazard, if any, from eating seals from the area, and to study temporal trends in the lead pollution owing to a lead mine which was in operation between 1956 and 1963. Similar investigations took place in the area in 1979 and in 1985.

Seaweed (*Fucus distichus*) was collected at the locations shown in fig. 1 and analyzed for lead and zinc, the results ($\mu\text{g/g}$ dry weight) listed in table 2 (danish *bly* is lead). The zinc pollution has decreased from 1985 to 1991, whereas the lead pollution which is centered around the old loading quay Nyhavn has increased.

Sea scorpions (*Myoxocephalus scorpius*) were analyzed for lead in muscle (danish *muskel*), liver (*lever*) and bone (*ben*), table 3. Those caught in Nyhavn Bugt, i.e. close to the loading quay, had significant higher lead concentrations than those caught in Mesters Vig, 15 km away. Approx. half the liver and bone samples from Nyhavn Bugt had higher lead concentrations than the maximum concentrations found in the 1985 samples.

The increased seaweed and sea scorpion lead levels are probably caused by partly collapse of the loading quay which has been shown to be highly contaminated with spill of lead concentrate.

Lead concentrations in ringed seal (*Phoca hispida*) on wet weight basis are shown in table 4 together with age, sex and standard length. It is concluded that lead levels are normal and that there is no health hazard connected to the lead content of the seals. Some of the seals caught in 1985 were flensed on the loading quay, and high lead concentrations in some of the 1985 samples are now thought to be due to sample contamination.

1. INDLEDNING

I 1979 gennemførtes de første miljøundersøgelser i forbindelse med den tidligere blymineaktivitet i Mestersvig i 1956-63, og det påvistes, at et større område ved Mestersvig var forurenet med bly og zink. Undersøgelserne fra 1979 viste sammen med opfølgende undersøgelser i 1985 (Hansen & Asmund 1986), at de højeste værdier af blybelastningen forekom tæt ved Nyhavn, hvor udskibning af blykoncentratet havde fundet sted under minedriften. Dette blev tolket således, at et omfattende spild af blykoncentrat i forbindelse med oplagring og lastning af malmskibene havde fundet sted, hvilket også understøttes af andre oplysninger om minevirksomheden. Blyforureningen syntes derimod i mindre grad at være forårsaget af det gamle tailingsdepot i området. Det gamle tailingsdepot syntes at være den vigtigste zink-forureningskilde.

Blyet findes i dag på kajen ved Nyhavn, i strandkanten og i fjordbunden nær Nyhavn. Ved undersøgelserne i 1985 fandtes, at tang og muslinger i nærheden af Nyhavn indeholdt op til 100 gange den naturlige blykoncentration, ligesom ulk i mindre omfang var belastet. En sammenligning af resultater fra 1979 og 1985 viste, at blyindholdet i tang var faldet, uden at dette dog kunne forklares fyldestgørende. Undersøgelse af kerner af fjordbundsmaterialet viste, at de højeste koncentrationer fandtes i de øverste lag, hvilket ikke tydede på, at tilførslen af blyholdigt materiale til fjorden var faldende.

Undersøgelser af ringsæl i 1985 gav resultater, der var svære at fortolke, idet de indsamlede prøver fra august-september muligvis var blevet kontamineret under prøvetagningen. Det kunne dog ikke udelukkes, at der i sæler fanget om sommeren forekom en blyforurening. Af disse 14, fortrinsvis unge, ringsæler havde halvdelen et blyindhold i kødet, der oversteg overvågningsværdien for danske levnedsmidler. Hverken lever- eller nyrevæv lå over grænseværdien.

I 1985 blev der endvidere mærket 5 ringsæler i Kong Oscars Fjord (Heide-Jørgensen og Härkönen 1985). To af disse ringsæler er senere genfanget ved Scoresbysund (en d. 17/2 1988, en d. 9/3 1991). Der kunne derved være en risiko for, at befolkningen i Scoresbysund kunne indtage sælkød med forhøjet blyindhold.

Sommeren 1989 konstaterede Grønlands Miljøundersøgelser, at dele af kajen i Nyhavn var brudt sammen, og at kajens blyholdige fyldmateriale derfor gled ud i fjorden. Dette kunne betyde en forøget forurening af området.

Sammenbruddet af kajen i Nyhavn, de høje værdier for bly i ringsælprøverne fra august-september 1985 og endelig genfangsten af sæler i Scoresbysund medførte, at det i juli/august 1991 af Grønlands Miljøundersøgelser blev besluttet at indsamle yderligere prøver

fra ringsæler, tang m.m. i Kong Oscars Fjord, samt om muligt at mærke flere ringsæler.

Denne rapport redegør for de miljøundersøgelser, som blev udført i 1991, og sammenligner resultaterne med de tidligere undersøgelser i området. I rapporten benyttes stavemåden 'Mesters Vig' (i to ord) om den fjord, der ligger ca. 15 km sydøst for Nyhavn, mens 'Mestersvig' (i ét ord) bruges om området direkte berørt af mineaktiviteten (minen, havnen, lufthavnen, osv.).

2. METODE

2.1 Indsamling af prøver

Prøveindsamling fandt sted i perioden 14. august til 10. september 1991 og er nærmere beskrevet i en intern GM-rapport (Angantyr og Joensen 1991).

2.1.1 Tang

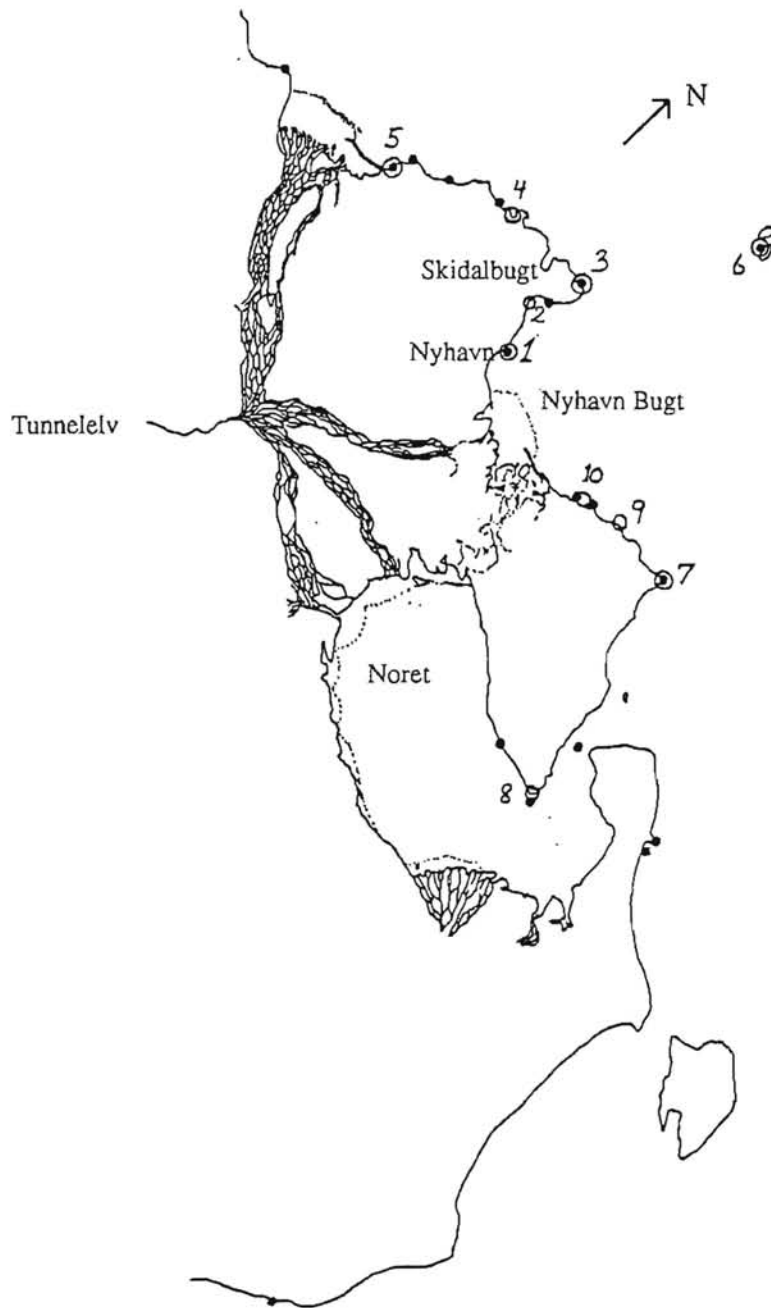
Langfrugtet klørtang (*Fucus distichus*) blev indsamlet på 10 stationer ved Mestersvig enten direkte med hænderne ved lavvande eller ved dykning. Stationernes beliggenhed fremgår af figur 1. Der blev indsamlet på de samme stationer som ved miljøundersøgelserne i 1985. Dog blev der ved undersøgelsen i 1991 kun indsamlet én tangprøve pr station, mens der normalt indsamles to prøver pr station. Efter indsamling blev tangprøverne skyllet i rent vand fra en elv beliggende langt fra Mestersvig, og skudspidserne blev klippet fra til analyse, lagt i plastposer og dybfrosset.

2.1.2 Ulk

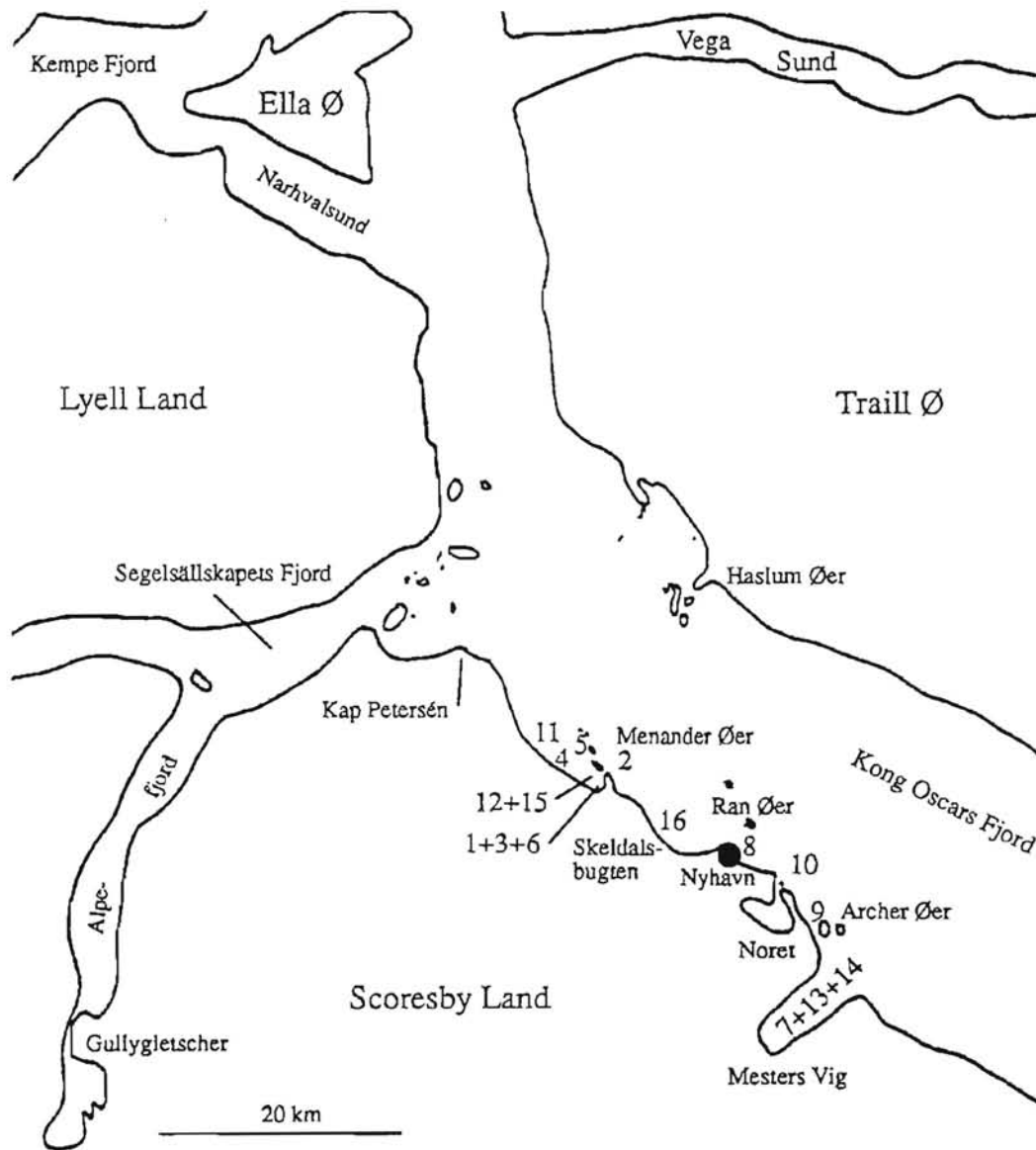
Tre arter af ulk (alm. ulk, hornulk og glatulk) blev fanget i net ved Nyhavn og i Mesters Vig, ca. 15 km fra Nyhavn, med henblik på at vurdere forureningens geografiske udbredelse. Ulkene blev lagt hele i plastposer og dybfrosset.

2.1.3 Ringsæl

Ringsæler blev skudt med riffel, ofte efter at være fanget i sælgarn. Fangstlokaliteterne fremgår af figur 2. For at undgå kontaminering af prøverne blev alle sælerne flænset langt fra Mestersvig og altså langt fra kajen i Nyhavn, som vides at være forurenet med spildt blykoncentrat. Der blev udtaget prøver af spæk, muskel, lever, nyre, mellemgulv og kønsorganer, og underkæberne blev taget til aldersbestemmelse. Prøverne blev lagt i plastposer og dybfrosset.



Figur 1. Indsamlingsstationer for tang. (Efter Hansen og Asmund 1986.)



Figur 2. Fangstlokaliteter for ringsæl. Nummer 1 på kortet gælder for sælprøverne med ID-nr. 14870, nr. 2 gælder for ID-nr. 14871, osv. (Fra Angantyr og Joensen 1991).

2.2 Analysemetodik

2.2.1 Analyseforberedelse

Tangprøverne blev frysetørret og knust i agatkuglemølle.

Af ulkene blev udvalgt en enkelt art, nemlig alm. ulk. De frosne hele ulke blev i laboratoriet delvist optøet, og derefter blev prøver af muskel, lever og ben udskåret med en skalpel af rustfrit stål.

Af de delvist optøede prøver af sælmuskel, sællever og sælnyre blev der først skåret en skive af overfladen, som ikke blev benyttet. Derefter blev udskåret ca. 0,5 gram prøve, som anvendtes til analysen. Denne delprøve blev altså udskåret et stykke inde i den prøve, som blev udtaget i felten. Prøverne blev udskåret med en skalpel af rustfrit stål.

2.2.2 Kemisk analyse

De udskårne delprøver af væv fra sælerne og ulkene, normalt ca. 0,5 gram, og en delprøve af de homogeniserede tangprøver blev anbragt i teflonbomber af mærket Berghof og nedbrudt med 4 ml Suprapur-salpetersyre fra Merck i 4 timer ved 120°C. Efter afkøling fortyndedes med ionbyttet vand til ca. 25 gram. Prøverne blev herefter alle analyseret for bly, tangprøverne også for zink.

Lave blykoncentrationer bestemtes ved grafitovns-atomabsorption. Der benyttedes en kalibreringskurve frembragt ved standard-additionsmetoden. Høje blykoncentrationer og zink bestemtes ved flamme-atomabsorption.

Tørstofprocenten bestemtes ved vejning før og efter en tørring ved 105°C i 24 timer.

Kvaliteten af blyanalyserne blev bestemt ved sideløbende analyse af tre standardmaterialer, jf. tabel 1.

Tabel 1. Resultater af analyser af standardmaterialer for bly (middelværdi ± standardafvigelse).

Materiale	Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof)	
	Certifikat	Grønlands Miljøundersøgelser
TORT-1 (hummer-fordøjelseskirtel)	10,4 ±2,0	10,8 ±0,6
Bovine Liver 1577a (okselever)	0,135 ±0,015	0,141 ±0,009
DORM-1 (fiskemuskel)	0,40 ±0,12	0,46 ±0,08

3. RESULTATER

3.1 Tang

Analyseresultaterne fremgår af tabel 2. I denne tabel og på figur 3 og 4 er de sammenlignet med resultaterne fra undersøgelserne i 1979 og 1985.

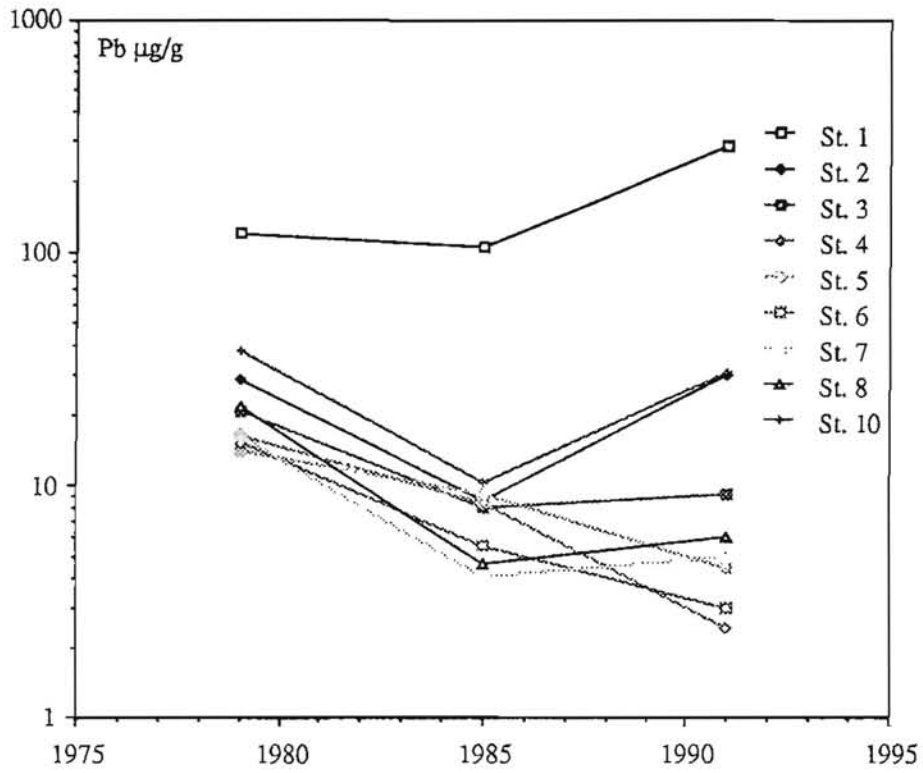
Som det fremgår af figur 3, er der ikke en entydig tidsmæssig udvikling for bly, idet værdierne er faldet ved nogle stationer og er steget ved andre. Der er dog et vist mønster i dette, idet blyværdierne gennemgående er steget i området ved selve Nyhavn, mens de er faldet eller er uændret ved stationer længere borte.

Zinkværdierne er tydeligt lavere i 1991 sammenlignet med 1979 og 1985 (figur 4) og er kun steget ved én station, nemlig ved kajen i Nyhavn.

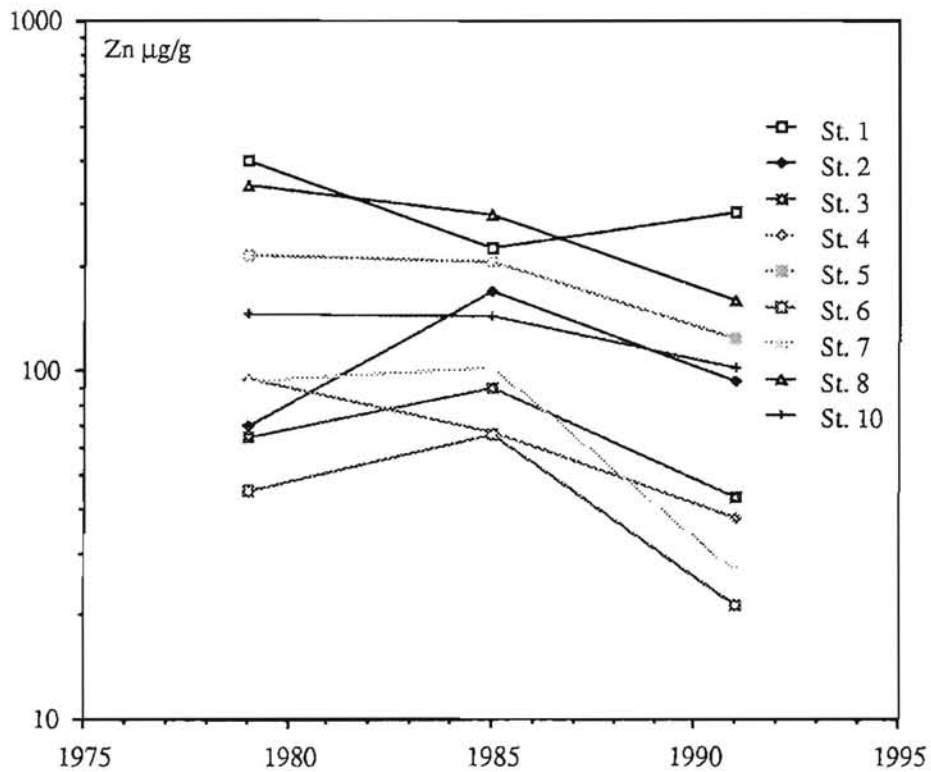
Tabel 2. Sammenligning mellem metalkoncentrationerne ($\mu\text{g/g}$ tørstof) i tang (*Fucus distichus*) ved Mestersvig 1979, 1985 og 1991. Indsamlingsstationernes beliggenhed fremgår af figur 1.

Station	Bly			Zink		
	1979	1985	1991	1979	1985	1991
1	120	105	286	400	223	285
2	28,7	8,53	29,8	69,3	168	93,1
3	20,9	8,04	9,29	64,8	89,1	43,4
4	16,5	8,43	2,44	94,9	66,4	37,8
5	14,1	9,25	4,42	215	205	124
6	15,2	5,47	2,94	45,0	66,0	21,3
7	16,6	4,01	4,92	93,8	102	26,6
8	22,0	4,63	6,03	339	278	160
9		6,11	9,92		124	29,2
10	38,0	10,3	30,4	145	143	103

Forskellen mellem tidsudviklingen for bly og zink skyldes formentlig dels, at forureningen fra tailingsdepotet på land ved Tunnelelv og i elvens to deltaer er faldet (tailingsdepotet vides fortrinsvis at afgive zink), og dels af forureningen fra koncentratpildet i tidevandszonen og på lavt vand ved Nyhavn er steget i perioden 1985 til 1991 (koncentratpildet består i høj grad af bly). Stigningen af blyforureningen i området ved selve Nyhavn skyldes formentlig en øget blyfrigørelse fra området som følge af den delvist sammenstyrtede kaj.



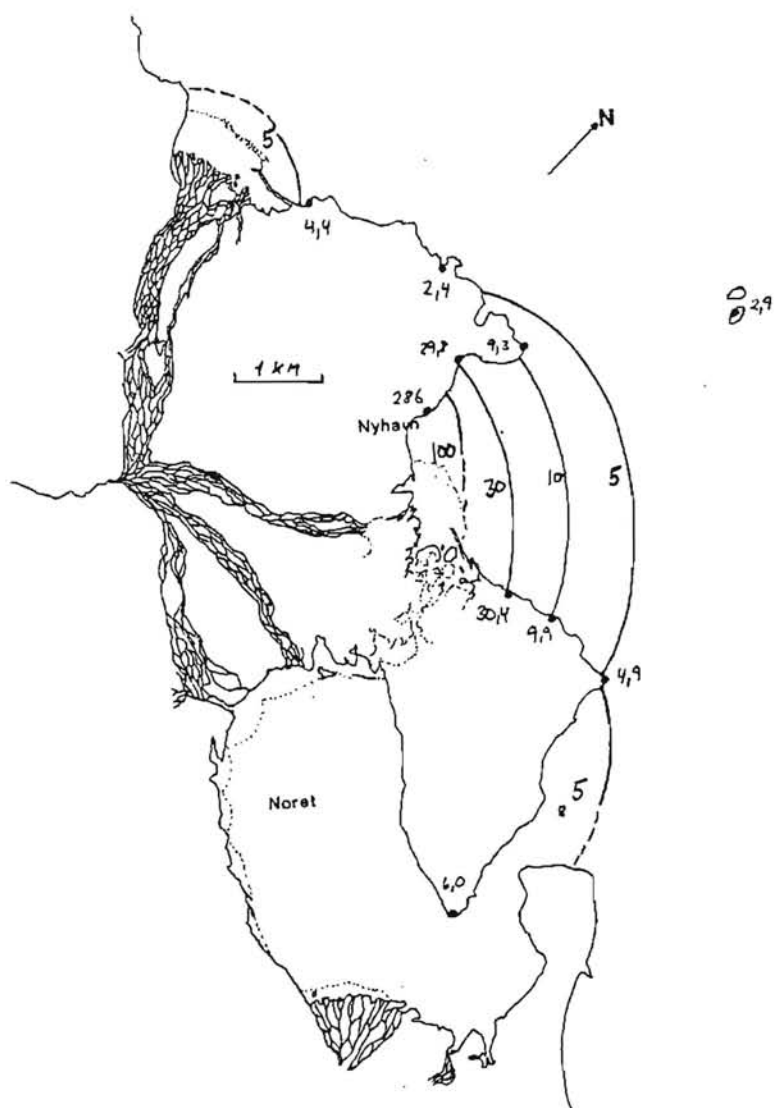
Figur 3. Udviklingen af blykoncentrationer i tang ved Mestersvig 1979-1991. Koncentrationsaksen angiver $\mu\text{g/g}$ tørstof (logaritmisk skala). Stationerne er vist på figur 1.



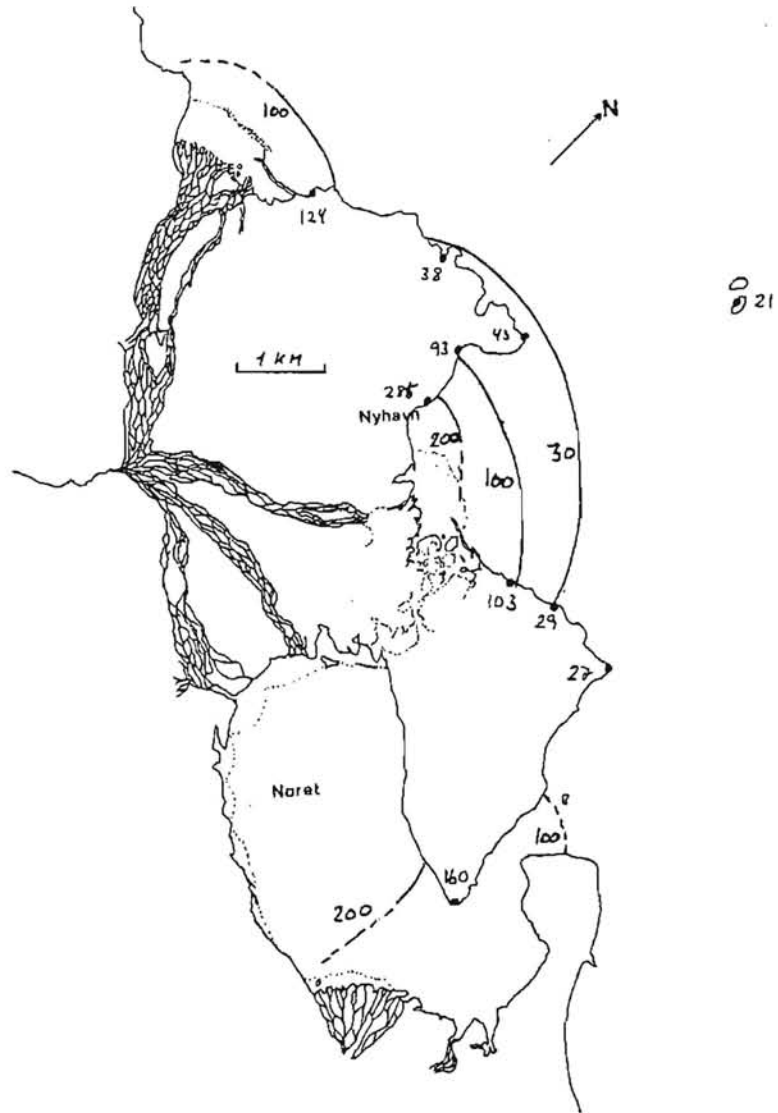
Figur 4. Udviklingen af zinkkoncentrationer i tang ved Mestersvig 1979-1991. Koncentrationsaksen angiver $\mu\text{g/g}$ tørstof (logaritmisk skala). Stationerne er vist på figur 1.

I figur 5 og 6 er vist den geografiske fordeling af bly og zink i tang i 1991. Fordelingen viser, at der er 3 områder med kilder til tangplanternes belastning med bly og zink, nemlig 1) selve Nyhavn, 2) Tunnellelvs udmunding i Noret og 3) Tunnellelvs udmunding mod nord i Kong Oscars Fjord. Dette blev også fundet ved undersøgelserne i 1979 og 1985.

Bly- og zinkværdierne i tang er forhøjede i et område af Kong Oscars Fjord, idet alle værdier i det undersøgte område, som dækker en kyststrækning over 10-15 km, er væsentligt højere end det naturlige baggrundsniveau, som ved undersøgelser i 1985 blev vurderet til at være $0,6 \mu\text{g/g}$ for bly og $11 \mu\text{g/g}$ for zink. Det område, som er forurenet med bly, vurderes til at være af nogenlunde samme størrelse i 1991 som i 1985, mens det zinkforurenede område vurderes til at være blevet mindre.



Figur 5. Isokoncentrationslinier for bly i tang ved Mestersvig 1991. Enhed: $\mu\text{g/g}$ tørstof.



Figur 6. Isokonzentrationslinier for zink i tang ved Mestersvig 1991. Enhed: $\mu\text{g/g}$ tørstof.

3.2 Ulk

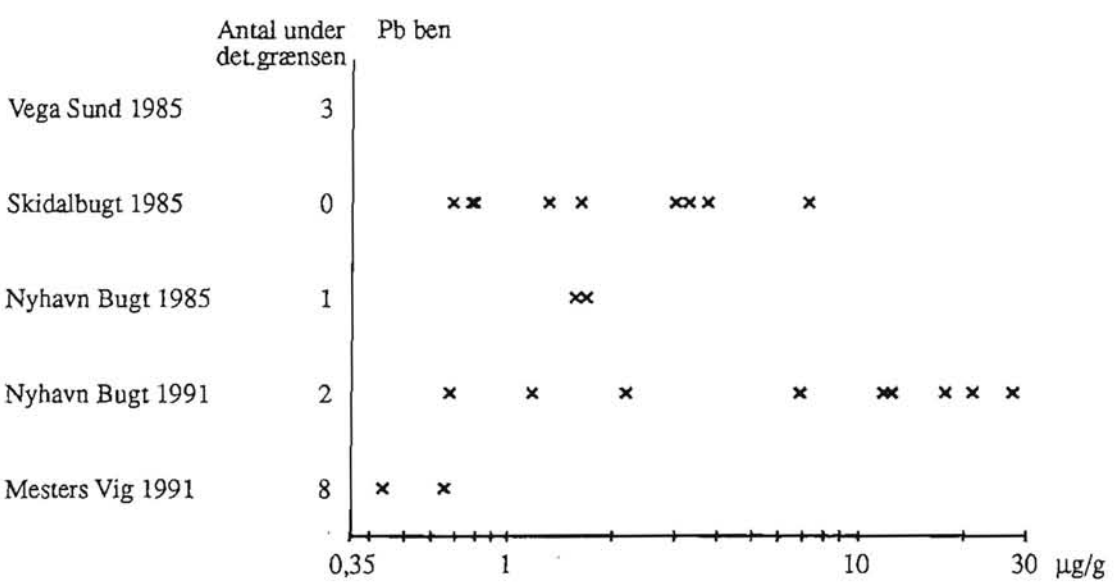
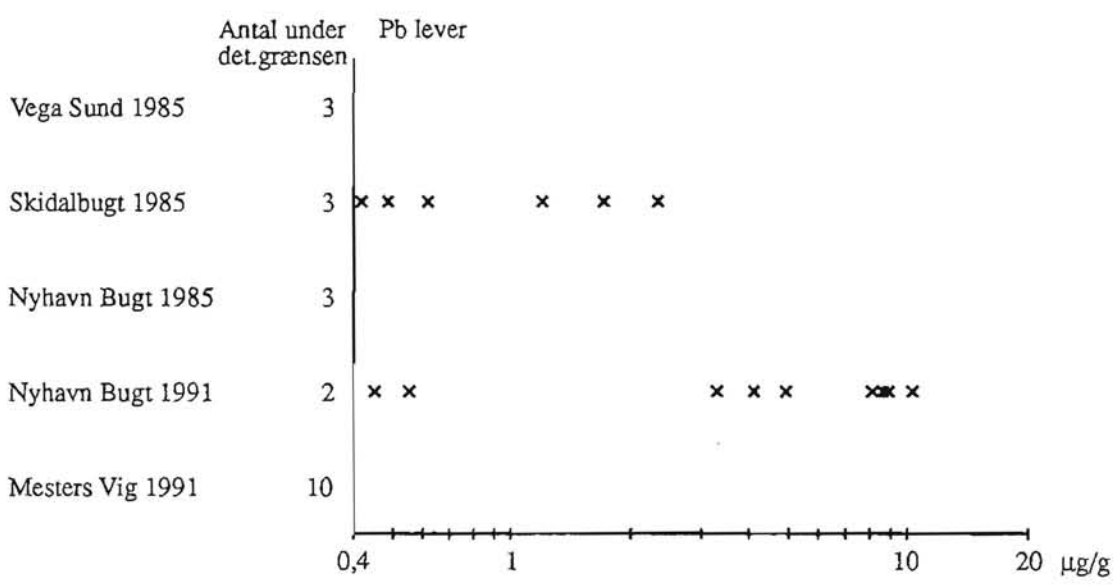
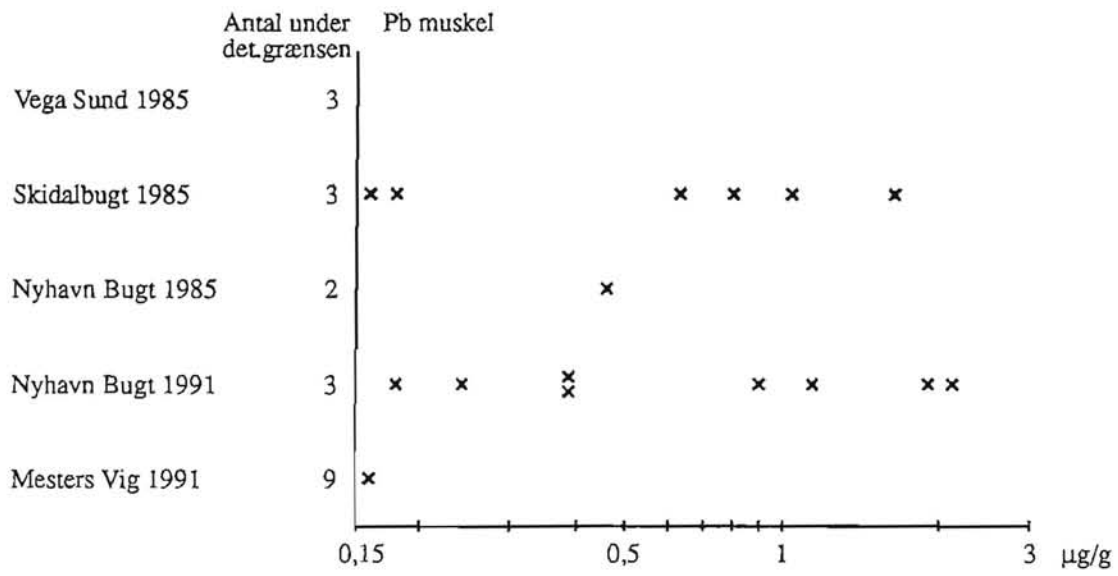
Elleve ulke fra Nyhavn Bugt og ti fra Mesters Vig er analyseret for bly i muskel, lever og ben. Resultaterne ses i tabel 3, der medtager længden af dyrene, selvom der ingen sammenhæng er fundet mellem længde og blykoncentration.

Tabel 3. Blykoncentrationer fundet i vævsprøver fra ulke fanget i Nyhavn Bugt og Mesters Vig i august 1991.

Fangststed	ID-nr.	Længde (mm)	Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ tørstof)		
			Muskel	Lever	Ben
Nyhavn Bugt	14838	164	1,14	8,93	27,7
"	14839		0,39	8,14	21,2
"	14840	183	0,24	3,3	2,17
"	14841		0,39	4,98	12,5
"	14842	160	2,13	8,65	11,7
"	14852	140	0,18	<0,4	<0,35
"	14853		<0,15	<0,4	<0,35
"	14858	177	<0,15	0,55	0,67
"	14859	170	0,9	4,13	6,82
"	14860	157	<0,15	0,45	1,17
"	14861	152	1,9	10,23	17,6
Mesters Vig	14910	210	0,16	<0,4	<0,35
"	14911	166	<0,15	<0,4	<0,35
"	14912	171	<0,15	<0,4	<0,35
"	14913	203	<0,15	<0,4	<0,35
"	14914	164	<0,15	<0,4	<0,35
"	14915	210	<0,15	<0,4	0,43
"	14916	157	<0,15	<0,4	0,65
"	14917	167	<0,15	<0,4	<0,35
"	14918	228	<0,15	<0,4	<0,35
"	14919	183	<0,15	<0,4	<0,35

I figur 7 er de nye tal vist sammen med resultaterne af analyserne fra 1985. Det ses, at ulkene nær Nyhavn (i Nyhavn Bugt og i Skidalbugt, jf. figur 1) både i 1985 og i 1991 havde mindst 5 gange så stort et blyindhold som dem fanget i Mesters Vig og Vega Sund.

Der er kun analyseresultater for tre ulke fanget i Nyhavn Bugt i 1985. Blykoncentrationerne i disse tre fisk var lave. Et bedre sammenligningsgrundlag for de nye data fås ved at se



Figur 7. Fordeling af blykoncentrationer i ulke fra forskellige fangstlokaliteter og fangstår. De vandrette akser angiver blykoncentrationen i µg/g tørstof (logaritmisk skala). Begyndelsesværdierne for de vandrette akser angiver detektionsgrænserne i de pågældende væv.

på tallene fra Nyhavn Bugt og den nærliggende Skidalbugt (jf. figur 1) under ét.

Spredningen på tallene fra Nyhavn Bugt 1991 er stor; antageligt repræsenterer de højeste værdier dyr, der har holdt til i området i længere tid, mens mindre belastede ulke kan være nyttilkomne. Det er ikke rimeligt at antage, at data fra Nyhavn Bugt er normalfordelt (eller log-normalfordelt), og det forekommer også usandsynligt, at data fra Nyhavn og Skidalbugt 1985 og fra Nyhavn Bugt 1991 er ens fordelt, så forudsætningerne for et formelt statistisk test er ikke til stede. (Ser man stort på det og sammenligner medianer v.h.j.a. et Mann-Whitney test, findes, at medianen for lever 1991 er signifikant større end for lever 1985, mens forskellene for muskel og ben ikke er signifikante, $P=0,05$.)

De 5-7 højeste koncentrationer i lever og ben fra dyr fra Nyhavn Bugt 1991 er alle over de højeste værdier fra 1985 og på niveau med de største geometriske middelværdier for ulke i indre Qaamarujuk ved Maarmorilik, nemlig for 1986-87 (GM 1991). Mht. muskel er der kun sket en svag stigning i forureningen, jf. figur 7.

De mest belastede ulke i området nær Nyhavn indeholdt altså mere bly i 1991 end i 1985. Forureningen er formentlig ret lokal, idet der for det første også findes svagt belastede ulke i Nyhavn Bugt, og for det andet ikke er fundet høje koncentrationer i ulke fanget i Mesters Vig ca. 15 km fra Nyhavn.

Blyindholdet i det mest forurenede ulkekød er lidt over overvågningsværdien for fiskekød i Danmark på 0,3 mg bly pr. kg friskvægt, der i dette tilfælde svarer til 1,6 $\mu\text{g/g}$ tørvægt (idet 1991-prøvernes gennemsnitlige tørstofindhold var 19%).

3.3 Ringsæl

Det indsamlede materiale af ringsæler fra Kong Oscars Fjord i 1985 og 1991 kan betragtes som værende homogent mht. alder. Hovedparten af sælerne er et-årige eller juvenile. Det har ikke været muligt at foretage nogen egentlig test af aldersakkumulation af bly, da kun ganske få dyr fra sensommerindsamlingen er gamle. Oplysninger fra litteraturen viser, at bly ikke opkoncentreres i kød, lever og nyre med alderen, sådan som det gør i knogler.

3.3.1 Sammenligning af prøverne fra 1985 og 1991

De fundne blykoncentrationer i 1991-prøverne er præsenteret i Tabel 4. Alle analyseværdier er angivet i $\mu\text{g/g}$ vådvægt.

De nye resultater er i tabel 5 sat op over for resultaterne fra 1985-indsamlingen. Ved beregning af den geometriske middelværdi er enkeltværdier under detektionsgrænsen behandlet som følger:

- hvis antallet af værdier under detektionsgrænsen er højst 20% af det totale antal værdier i gruppen, er værdierne under detektionsgrænsen sat til halvdelen af detektionsgrænseværdien før beregningen af den geometriske middelværdi;
- hvis der er flere værdier under detektionsgrænsen, er de derimod sat lig med detektionsgrænseværdien, og den geometriske middelværdi er markeret med '<' i tabel 5.

Analyseresultaterne fra 1991 er signifikant lavere end de tilsvarende resultater fra 1986. De geometriske middelværdier er mere end halveret i 1991, men som nævnt i indledningen, er det muligt, at de tidligere fundne høje blykoncentrationer skyldes kontaminering af prøverne.

De entydigt lave resultater af 1991-analyserne førte til, at prøverne fra 1985 blev undersøgt påny, jævnfør næste afsnit.

Tabel 4. Blykoncentrationer i væv af ringsæler indsamlet i 1991. Alderen er bestemt ved aflæsning af tandsnit. Kønnen er angivet som F=hun, M=han.

ID-nr.	Alder (år)	Køn	Standardlængde (cm)	Indsaml.dato	Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ vådvægt)		
					Muskel	Lever	Nyre
14870	1	F	94	20.8.91	<0,04	0,058	0,05
14871	1	F	94	21.8.91	<0,04	0,043	0,043
14872	1	M	89	28.8.91	<0,04	0,055	<0,04
14873	5	F	126	31.8.91	<0,04	0,097	0,058
14874	6	F	149	31.8.91	<0,04	0,046	0,042
14875	2	M	105	1.9.91	<0,04	0,111	0,06
14876	1	M	97	3.9.91	0,191	0,295	<0,04
14877	7	F	143	5.9.91	<0,04	0,094	0,052
14878	4	M	120	6.9.91	<0,04	0,056	0,044
14879	7	F	148	6.9.91	<0,04	0,041	<0,04
14880	3	F	106	7.9.91	0,052	<0,04	<0,04
14881	1	F	100	7.9.91	<0,04	<0,04	<0,04
14882	1	F	86	8.9.91	<0,04	<0,04	<0,04
14883	1	M	97	8.9.91	0,131	0,057	<0,04
14884	1	M	88	9.9.91	<0,04	0,079	<0,04
14885	1	M	99	10.9.91	<0,04	0,117	<0,04

Tabel 5. Blykoncentrationer i væv fra ringsæler indsamlet henholdsvis sensommeren 1985 og sensommeren 1991. Analyseme er udført henholdsvis i 1986 og i 1991.

Væv	År	Antal prøver	Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ vådvægt)		
			Geometrisk middelværdi	Minimum	Maximum
Muskel	1985	14	0,39	0,068	12,8
	1991	16	<0,048	<0,04	0,19
Lever	1985	14	0,17	<0,04	0,87
	1991	16	0,058	<0,04	0,30
Nyre	1985	14	0,098	<0,04	0,47
	1991	16	<0,044	<0,04	0,060

3.3.2 Genanalysering af 1985-prøverne

For at udelukke, at forskellen mellem de to indsamlingsår kunne skyldes analysetekniske spørgsmål, blev 10 oplukninger fra 1986 genanalyseret (tabel 6). Som det ses af tabellen, er der god overensstemmelse mellem resultaterne fra de to år, og det kan konkluderes, at de kemiske analyser blev udført korrekt i 1986.

Tabel 6. Resultaterne af genanalyse af ti muskeloplukninger fra 1986 sammenholdt med de oprindelige resultater.

Sæl ID-nr.	Bly ($\mu\text{g/g}$ vådvægt), analyseår	
	1986	1991
231	0,31	0,33
“	2,04	2,03
237	0,25	0,26
“	0,18	0,23
238	1,15	0,91
243	2,33	2,29
“	1,58	1,60
“	2,59	2,84
244	1,83	3,65
“	5,04	3,27

Det fremgår imidlertid også af tabel 6, at der er stor variation mellem de forskellige oplukninger af den samme muskelprøve.

For at få en idé om, hvorvidt udskæringsproceduren kunne have nogen betydning for de høje resultater for 1985-prøverne, blev alle muskelprøverne fra 1985 genoplukket og analyseret. Der blev udvist særlig omhu ved prøveudskæringen, og delprøven til oplukning blev taget dybt i kødprøven for at undgå evt. forureningspartikler fra overfladen.

Nyoplukning af sensommerprøverne fra 1985 gav signifikant lavere analyseværdier, se tabel 7. Ud fra disse resultater kan der ikke være tvivl om, at i hvert fald nogle af muskelprøverne fra sensommeren 1985 har forhøjede blykoncentrationer i eller på overfladen.

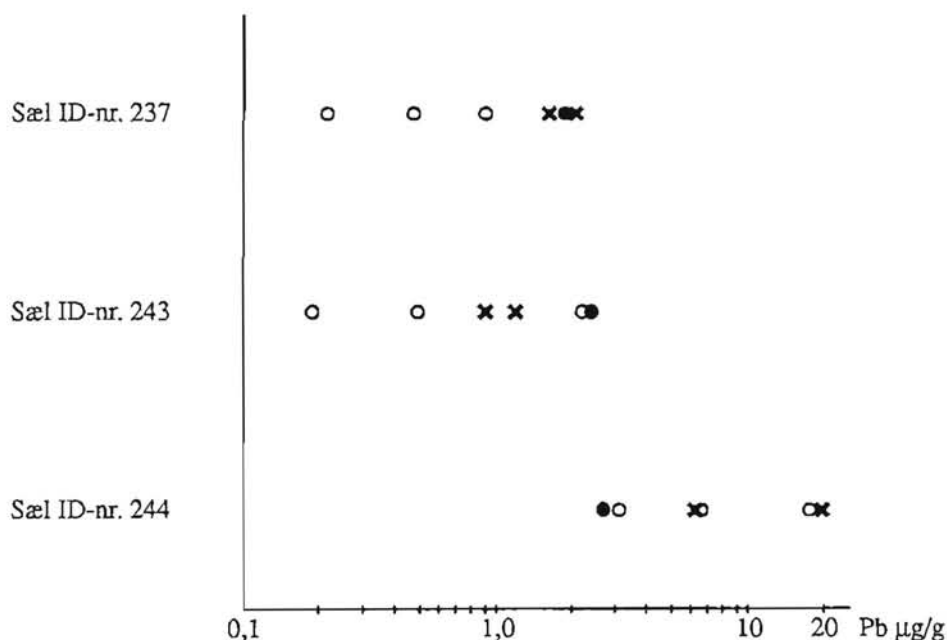
Tabel 7. Resultaterne fra genoplukninger af muskelprøverne fra 1985 over for de tilsvarende resultater fra 1986-oplukningerne.

Indsamlingsperiode	Sæl ID-nr.	Blykoncentration ($\mu\text{g/g}$ vådvægt), oplukningsår	
		1986	1991
Forår 1985	215	0,123	<0,04
"	216	<0,04	<0,04
"	217	<0,04	<0,04
"	218	<0,04	<0,04
"	219	0,091	<0,04
"	220	0,107	<0,04
"	221	0,064	<0,04
"	222	<0,04	<0,04
"	223	0,066	0,068
"	224	<0,04	<0,04
"	225	<0,04	<0,04
"	226	0,044	<0,04
"	227	<0,04	<0,04
"	228	<0,04	<0,04
"	229	<0,04	<0,04
"	230	<0,04	<0,04
Sensommer 1985	231	0,311	0,146
"	232	0,137	<0,04
"	233	0,069	<0,04
"	234	0,15	<0,04
"	235	0,152	0,171
"	236	0,068	0,573
"	237	2,04	0,092
"	238	12,8	0,113
"	239	0,201	<0,04
"	240	0,754	<0,04
"	241	0,112	<0,04
"	242	0,346	0,065
"	243	2,332	1,475
"	244	2,976	1,026

Blyfordelingen i 1985-prøverne blev undersøgt yderligere: Tre af muskelprøverne med størst blyindhold blev valgt ud (ID-nr. 237, 243 og 244). Disse tre prøver havde også ved 1986-rapporteringen været genstand for en nærmere analyse, idet der blev foretaget en ny udskæring fra prøvens midte, hvor man gjorde sig ekstra umage med ikke at medtage eventuelle blypartikler fra overfladen. Analyseresultaterne blev imidlertid ikke lavere af den grund.

I 1991 blev der dels igen specielt omhyggeligt taget delprøver ud i midten, og derudover blev der taget prøver af overfladen af de tre muskelprøver. Figur 8 medtager resultaterne fra både 1986- og 1991-udskæringerne. Som det ses, gav det kun lave analyseresultater, når der blev udvist særlig omhu med prøveudskæringen, men det er også klart, at selv en sådan grundighed ikke altid var nok.

Ovenstående resultater af den fornyede behandling af muskelprøverne fra 1985 fører til den konklusion, at en del af prøverne fra 1985 var kontaminerede, hvilket sandsynligvis er sket ved prøvetagningen i felten i 1985. Metodeteknisk er det også vist, at det er meget svært at tage højde for en sådan kontaminering ved den senere delprøveudskæring i analyselaboratoriet.



Figur 8. Resultater af analyser af blykoncentrationen i tre sælmuskelprøver fra 1985, hvoraf delprøver til oplukning er udtaget henholdsvis x fra overfladen, ● fra midten af muskelprøven, og ○ særligt omhyggeligt fra midten af muskelprøven. Data fra både 1986 og 1991.

3.3.3 Konklusion på sælundersøgelserne

Ud fra undersøgelserne i 1991 kan det konkluderes, at bly ikke udgør nogen sundhedsmæssig risiko ved konsum af ringsæl fra Mestersvig-området. Den højeste værdi fra 1991-analyserne er under en trediedel af Miljøministeriets grænseværdi på 1,0 $\mu\text{g/g}$ vådvægt for lever og nyre. Muskelprøvernes blykoncentrationer er også i alle tilfælde klart under overvågningsværdien for kød på 0,3 $\mu\text{g/g}$.

Fornyet behandling af prøverne fra 1985 har sandsynliggjort, at de høje værdier fra dengang skyldes kontaminering med blyholdigt støv fra kajområdet i Nyhavn.

De geometriske middelværdier for 1991-prøverne ligger for alle tre væv under tilsvarende værdier fra 1980 for ringsæler fra referenceområdet Upernavik (GM og GGU 1988).

4. KONKLUSION

Undersøgelserne i 1991 ved Mestersvig viser sammen med tidligere undersøgelser, at der med Tunnelelv udledes zink, som hovedsageligt stammer fra tailingsresterne fra den tidligere minedrift. Dette ses tydeligst ved analyser af tang. Zinkbelastningen herfra var i 1991 lavere end i 1985. Der udledes også bly med Tunnelelv, men dette er af mindre betydning end kajområdet ved Nyhavn, som er den dominerende kilde til blyforureningen af området. Den fra kajområdet stammende blyforurening var i 1991 højere end i 1985 og 1979. Dette skyldes formodentlig den delvise sammenstyrtning af kajen og den deraf følgende udvaskning af bly til Kong Oscars Fjord.

Stigningen af blyforureningen fra 1985 til 1991 ses også i ulke. Ulkenes blyforurening er i øvrigt ret lokal og kan ikke ses 15 km væk ved Mesters Vig.

Sæler indsamlet i 1991 var ikke forurenede med bly, hverken i kød, lever eller nyre. Ved en tilsvarende undersøgelse i 1985 fandtes uventet høje blyværdier i sælkød. En fornyet behandling og vurdering af prøverne fra 1985 har sandsynliggjort, at de høje værdier fra dengang skyldtes kontaminering af prøverne fra kajområdet i Nyhavn ved prøveindsamlingen. Ud fra undersøgelserne i 1991 kan det konkluderes, at sælernes blyindhold ikke udgør en sundhedsmæssig risiko for befolkningen i Scoresbysund eller andre.

5. REFERENCER

Angantyr, L.A. og S. Joensen (1991). Miljøundersøgelser i Kong Oscars Fjord 1991. GM, november 1991, 29 pp.

Heide-Jørgensen, M.-P. og T. Härkönen (1985). Sælundersøgelser i Kong Oscars Fjord 1985. Danbiu ApS. Rapport nr. 10/85, 53 pp.

GM (1991). Tungmetaller i plettet havkat, alm. ulk, hellefisk og uvak indsamlet ved Maarmorilik september 1990 - foreløbig rapport. Grønlands Miljøundersøgelser, februar 1991, 14 pp.

GM og GGU (1988). Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1972-1987. Grønlands Miljøundersøgelser og Grønlands Geologiske Undersøgelse, november 1988, 207 pp.

Hansen, M.M. og G. Asmund (1986). Miljøundersøgelser i Kong Oscars Fjord 1985. Grønlands Miljøundersøgelser og Grønlands Geologiske Undersøgelse, september 1986, 41 pp.



