



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 612, 2007

Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 612, 2007

Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser

Gert Asmund

Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 612
Titel:	Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser
Forfatter:	Gert Asmund
Afdeling:	Afdeling for Arktisk Miljø
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Marts 2007
Redaktion afsluttet:	Marts 2007
Faglig kommentering:	Christian Glahder, Poul Johansen, Jesper Madsen
Finansiel støtte:	Nærværende rapport er finansieret af Miljøstyrelsen via programmet for miljøstøtte til Arktis. Rapportens resultater og konklusioner er forfatterens egne og afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens holdninger.
Bedes citeret:	Asmund, G. 2007: Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 612. http://www.dmu.dk/Pub/FR612.pdf .
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Havmiljøet omkring fire grønlandske lossepladser ved henholdsvis Eqalugarsuit, Nanortalik, Attu og Aasiaat blev i 2003 undersøgt af DMU. Der blev undersøgt en række kontaminanter: metaller og forskellige organiske forurenende stoffer (POPer). Der blev analyseret prøver af muslinger, tang, almindelig ulk og sediment. Indholdet af kontaminanter i disse medier kan forventes at være et udtryk for den forurening, som tilføres havet fra lossepladserne. PCB og bly er de stoffer, der mest markant kan spores i havet fra de grønlandske lossepladser, men også for de fleste af de andre undersøgte kontaminanter kan der spores forhøjede koncentrationer i havmiljøet. Niveauerne af kontaminanterne er dog generelt ikke høje ved lossepladsene, og hovedparten af analyseresultaterne placerer de undersøgte prøver i forureningsklassen "ubetydeligt lidt forurenet" i forhold til et norsk klassificeringssystem for kontaminanter i det marine miljø. Selv prøver indsamlet tæt ved lossepladserne har ofte koncentrationer der befinder sig i denne klasse. Af de 4 undersøgte lossepladser er det ved Nanortalik, der i næsten alle tilfælde findes den største forurening.
Emneord:	Lossepladser, Grønland, Grundstoffer, Persistente organiske miljøgifte, POP, PCB, PAH, Eqalugarsuit, Nanortalik, Attu og Aasiaat, muslinger, tang, almindelig ulk, sediment.
Layout og Illustrationer:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
Forsidefoto:	Indsamling af prøver ved lossepladsen i Attu. Foto: Jens Kjeldsen.
ISBN:	978-87-7772-975-1
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	110
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR612.pdf .
En udskrift kan købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf.: 7012 0211 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Sammenfatning 5

Summary 6

Kalaallit eqqaavissuini mingutitsinermik misissuineq 8

1 Indledning 11

2 Metoder 14

- 2.1 Prøveindsamling og prøvebearbejdning 14
- 2.2 Valg af prøver til analyse 16
- 2.3 Analysemetoder 17
- 2.4 Kornstørrelsesmålinger 18

3 Resultater 19

- 3.1 Musling, tang og ulke 19
- 3.2 Sediment 23

4 Vurdering af kontaminantniveauer 34

- 4.1 Geografiske sammenligninger 34
- 4.2 Sammenligning med fødevarekriterier 47
- 4.3 Sammenligning med kriterier for miljøkvalitet 49

5 Konklusioner 51

6 Bidragsydere til rapporten 54

7 Referencer 55

8 Bilag 59

- Bilag 1. Feltrapport 59
- Bilag 2. Oversigt over indsamlede prøver 64
- Bilag 3. Kornstørrelsesmålinger 74
- Bilag 4. Analysemetoder: Kvalitetsmåling og kvalitetskontrol 76
- Bilag 5. Analyserapporter for organiske kontaminanter 90
- Bilag 6. Analyse for grundstoffer 98
- Bilag 7. Miljøklassificeringssystem efter SFT 100
- Bilag 8. Vurdering af PAH-sammensætningen 101
- Bilag 9. Norwegian and Icelandic guidelines for contaminants in food 106
- Bilag 10. Forklaring af fagudtryk og forkortelser 110

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Sammenfatning

Havmiljøet omkring fire grønlandske lossepladser ved henholdsvis Eqalugarsuit, Nanortalik, Attu og Aasiaat blev i 2003 undersøgt af DMU. Der blev undersøgt en række kontaminanter: metaller og forskellige organiske forurenende stoffer (POPer). Der blev analyseret prøver af muslinger, tang, almindelig ulk og sediment. Indholdet af kontaminanter i disse medier kan forventes at være et udtryk for den forurening, som tilføres havet fra lossepladserne.

PCB og bly er de stoffer, der mest markant kan spores i havet fra de grønlandske lossepladser, men også for de fleste af de andre undersøgte kontaminanter kan der spores forhøjede koncentrationer i havmiljøet. Niveauerne af kontaminanterne er dog generelt ikke høje ved lossepladserne, og hovedparten af analyseresultaterne placerer de undersøgte prøver i forureningsklassen "ubetydeligt lidt forurenede" i forhold til et norsk klassificeringssystem for kontaminanter i det marine miljø. Selv prøver indsamlet tæt ved lossepladserne har ofte koncentrationer der befinder sig i denne klasse.

Af de 4 undersøgte lossepladser er det ved Nanortalik, der i næsten alle tilfælde findes den største forurening.

Summary

The marine environment around 4 Greenland dump sites was in 2003 investigated by NERI. Samples of seaweed, sculpin (a fish), blue mussel, and sediment were collected and analysed. PCB and lead were the contaminants that were most clearly higher in samples close to the dump sites. But also most of the other contaminants had elevated concentrations. However, the environmental levels of the majority of contaminants, were not high, and most of the analytical results placed the samples in the pollution class “ insignificantly small pollution” according to a Norwegian classification system for marine pollution. Even samples collected very close to the dumps were in this class. Of the 4 sites Nanortalik was the site with the highest marine pollution.

Mercury

Only in a few cases elevated mercury concentrations were found, and no concentrations exceeded the food guidelines. Mercury concentrations placed the samples in the pollution class “insignificantly small pollution”

Cadmium

The concentrations of cadmium were not elevated even close to the dump sites.

Lead

All analysed marine samples at the dump sites were consequently elevated in lead concentration, app. a factor of 10 to 20 above the natural levels. But no concentrations exceeded the food guidelines. According to the classification system the lead levels were mostly “insignificantly small pollution” in some cases “moderately polluted” or “markedly polluted”.

Zinc

The concentration of zinc is clearly elevated in seaweed from all dump sites, but in the other analysed items the elevation is either absent or very moderate. In all cases except one at Nanortalik the pollution class is “insignificantly small pollution”

Copper

There are clear elevations of copper in the sediment close to the dumps. In isolated cases elevations are found in organisms, especially at Nanortalik. Most samples are “insignificantly small pollution” and a few are “moderately polluted”.

Chromium

The concentration of chromium is clearly elevated in sculpin liver, seaweed and in the acid-soluble fraction of the sediments close to the dump sites, but all samples are classified as “insignificantly small pollution”

Nickel and arsenic

These two elements are not found in elevated concentrations in biota samples or sediments close to the dump sites.

PCB

The background levels of PCB are exceeded in all analysed samples from the marine environment close to the dumps. Highest at Nanortalik followed by Aasiat. According to the Norwegian classification system, however, most of the concentrations places the samples in the class “insignificantly small pollution” One sample from Aasiaat is in the class “moderately polluted” and two from Nanortalik are in the class “markedly polluted”

Chlorinated pesticides

Small elevations of DDT, TNC and HCB compared to background levels can be measured, but there is no exceeding of food guidelines, with one possible exception: HCB in sculpin liver from Nanortalik expressed on lipid basis exceed the Danish guidelines for cheese, butter and egg. All concentrations fall in the class “insignificantly small pollution”.

PAH

Except from one sediment sample from Nanortalik the levels of PAH are not elevated in marine samples from the dumps. The PAH have both petrogenic and pyrogenic origin.

Dioxins

The concentrations of dioxin in marine samples from the Greenland dump sites are much lower than in similar samples from Denmark far from point sources. But in the immediate vicinity of the Nanortalik dump there is a clear elevated concentration of dioxin-like compounds, mostly coplanar PCB's. With this exception all samples are placed in the class “insignificantly small pollution”.

Butyltin and brominated flame retardants

These compounds are only found in very low concentrations.

Kalaallit eqqaavissuini mingutitsinermik misissuineq

Eqikkaaneq

Eqalugaarsunni, Nanortalimmi, Attumi Aasiannilu kalaallit eqqaavissuisa sisamat eqqaanni imaq misissorneqarpoq. PCB aqerlorlu eqqaavinnit taakkunannga mingutitsisutut malunnarnerpaapput, aammali eqqaavinni taakkunani allanik mingutitsissutaasunik amerlanerusunik misissuinermi tamakkua immami sunniuteqarnerat malunnarpoq. Mingutitsisulli annertussusiat ataatsimut isigalugu annertugisassaanngilaq, misissukkallu norskit immami avatangiisimi mingutitsissutinik nalilersueriaasiat malillugu "annikitsuararsuarmik malunnaateqanngitsumik mingutsinneqarsimavoq". Misissugassat eqqaaviup qanittuani tigusat allaat taamatut annertussuseqarput.

Eqqaavissuarnit sisamanit taakkuninnga misissorneqartunit Nanortalimmiittoq tamanut tunngatillugu mingutsitsinerpaanerarneqarsinnaavoq.

Sarfap mingutsitaasimanerullu imminnut attuumassuteqarnerata suliami uani misissorneqanngilaq. Taamaattorli mingutsitaasimanerup annertussusia ungavariartorluni sukkasuumik annikilliarformat malunnarpoq aalajangersimalluinnartumi mingutsineqarlunilu immamik avatangiisumik sunniisimaneqartoq.

Kviksølv-i

Misissuiffinni ataasiakkaani eqqaavissuarmi kviksølvimik mingutitsineq annertuneruvoq, pingaartumik Aasianni. Mingutitsinerilli uuttorneqartut ima annertutiginnigillat inuussutissaniissinnaasutut killissarluunnit qaangersimanagu. Avatangiisit pitsaassusissaannik piumasagaatit malilugit eqqaavissuarni kviksølvimik amerlanertigut "annikitsuararsuarmik malunnaateqanngitsumik mingutsinneqarsimavoq".

Cadmium-i

Cadmiumip eqqaavissuarni annertussusia annertuseriarsimanngilaq.

Aqerloq

Eqqaavissuit qanittuini misissukkat tamarmik aqerlumik akoqarnerat tamatigut annertuseriarsimavoq, misissuinermi tunngavigineqartunut naleqqiullugu 10-20-riaataallutik, kisiannili annertussutsit qallunaat islandimiullu nerisassaniittusanut killigititaat arlaannaanniluunniit qaangerneqarsimanani. Avatangiisit pitsaassusissaannut piumasagaatinut sanilliullugu eqqaavissuarni aqerloqarnera oqaatigisariaqarpoq "annikitsuararsuarmik malunnaateqanngitsumik mingutsinneqarsimasoq", ataasiakkaanilu "ingasanngitsumik" aammalu "malunnartumik" mingutitsineqarluni (pingaartumik Attumi Nanortalimmilu).

Zink-i

Zinkip qeqqussani eqqaavissuit eqqaanniittuni erseqqissumik annertuseriarsimavoq, misissukkanili allani ingasanngitsumik annertusiallassimaluni imaluunniit taamaaginnarluni. Avatangiisit pitsaassusissaannut piumasaqaatinut naleqqiullugu zink-i tamani "annikitsuararsuarmik malunnaateqanngitsumik mingutsitsisimavoq", taamaallaalli ataatsimi, tassa Nanortalimmi "ingasanngitsunik mingutitsisimalluni".

Kanngussak

Kinnerni ujaranngortuni assut annertuseriarneqarsimavoq. Ataatsimilu (pingaartumik Nanortallup eqqaani) uumasuni annertuseriarneqarsimavoq. Avatangiisit pitsaassusissaannut piumasaqaatinut naleqqiullugu eqqaavissuarni kanngussaqaarnera amerlanerni "annikitsuararsuulluni malunnaateqanngilaq". Ataasiakkaani oqaatigineqarsinnaalluni "ingasanngitsumik mingutitsineqarsimasoq".

Krom-i

Qeqqussani kanassullu tinguini aammalu kinnerni ujaranngortuni edikesyrimik aqqortinneqarsinnaasuni krom-eqarnera malunnartumik annertuseriarsimavoq. Kisiannili avatangiisit pitsaassusissaannut piumasaqaatinut naleqqiullugu eqqaavissuarni kromeqarnera tamani oqaatigineqarsinnaavoq "annikitsuararsuulluni malunnaateqanngitsumik" mingutitsineqartoq.

Nikkel-i arsen-ilu

Eqqaavissuarni oqaatigisarialimmik nikkel-i arsen-ilu qaffariarsimann-gillat.

PCB

PCB misissuinermi tunngavigineqartunut naleqqiullugu eqqaavissuarnit misissukkani tamani qaffasinneruvoq. Nanortallup Attullu eqqaavissuini PCB-qarnera islandimiut aalisakkaniissinnaasutut killiliussaannit annertuneruvoq. Avatangiisit pitsaassusissaannut piumasaqaatinut naleqqiullugu eqqaavissuarni PCB-qarnera amerlanerpaani oqaatigisariaqarpoq "annikitsuararsuulluni malunnaateqanngitsoq", ataasituaq oqaatigineqassaaq "ingasanngitsumik mingutitaasoq" (aasiaat) marlullu oqaatigineqassallutik "malunnartumik mingutitaasut" (Nanortalik).

Nungusaatit kloritallit

DDT, TNC aamma HCB qaffalaarsimasut uuttorneqarsinnaapput. Inuusutissaniissinnaasutulli kiliissaliutatut piumasaasut qaangerneqarsimantik. Taamaakkaluaq kanassut tinguini Nanortalimmeersuni qallunaat immussuarmi, punnermi manninnilu killissarititaasa annertussusii, orsortaannut tunngatillugu oqaatigineqassappata, qaangerneqarsimapput. Avatangiisit pitsaassusissaannut piumasaqaatinut naleqqiullugu eqqaavissuarni nungusaatit kloritallit annertussusiat "annikitsuararsuulluni malunnaateqanngitsoq" oqaatigineqartariaqarpoq.

PAH

Nanortalimmi kinnerit ujaranngornikunik misissugaq ataaseq eqqaas-sanngikkaanni PAH-qarnera eqqaavissuarni annerttutisimanngilaq. PAH taakkunaniittoq ujaqqaneersutut ikumatitsinermeersutullu nas-suiarneqarpoq.

Dioxin-i

Kalaallit eqqaavissuini Danmarkimi aalajangerluinnartumik tunioraaso-qanngitsunut naleqqiullugu malunnartumik appasinneruvoq, kisiannili Nanortalimmi eqqaavissuup sanerpiaani malunnaatilimmik annertuse-riarneqarpoq dioxin-imut assingusunik imalimmik, pingaartumik copla-nare PCB-usunik. Avatangiisit pitsaassusissaannut piumasaqaatinut na-leqqiullugu eqqaavissuarni dioxin-eqarnera tamani "annikitsuararsuul-luni malunnaateqanngitsoq" oqaatigisariaqarpoq, taamaallaat Nanorta-limmi misissuiffik ataaseq pinnani.

Butyltin aamma ikuallannaveersaatit brom-itallit

Tamakkua tamani annikitsuararsuupput.

1 Indledning

Baggrund for projektet

Dette projekt udgør en del af en større undersøgelse af de grønlandske lossepladser iværksat med støtte fra Miljøstyrelsens DANCEA-program som led i en række initiativer, der skal medvirke til at opfylde målsætningerne i en miljøhandlingsplan vedtaget i 1996 af Grønlands Landsstyre. Planen er faseopdelt:

Fase 1. Eksisterende data vedrørende deponering af affald i arktiske områder (afsluttet april 2001).

Fase 2. Undersøgelse af miljøkonsekvenser ved mulige håndteringsløsninger af flyveaske og slagger fra grønlandske affaldsforbrændingsanlæg (afsluttet april 2003).

Fase 3. Undersøgelse af eksisterende lossepladser (nærværende projekt).

Fase 4. Belysning af metoder til forbedret indretning, drift eller oprydning af eksisterende lossepladser (endnu ikke igangsat).

Nærværende projekt har som formål at bidrage til en vurdering af betydningen af lokale kilders forurening med tungmetaller, organiske miljøgifte o.l. i Grønland. Tidligere undersøgelser af disse stoffers forurening af det grønlandske miljø er udført som en del af AMAP overvågningen. Disse undersøgelser blev dog udført i områder der var langt fra kendte lokale forureningskilder, fordi målet med AMAP-overvågningen er at undersøge betydningen af langtransporteret forurening i Grønland. De seneste resultater af AMAP overvågningen er sammenfattet i Riget (2006).

Denne undersøgelse af lokale kilder omfatter marine miljøundersøgelser ud for lossepladser i to byer og to bygder i Grønland. De fire lossepladser er valgt af Direktoratet for Miljø og Natur, Carl Bro A/S og Miljøstyrelsen ud fra ønsket om at repræsentere en lille og en stor bygd, samt en lille og en stor by. Desuden indgik det i valget, at de undersøgte lossepladser så vidt muligt skulle være isolerede fra andre forureningskilder, så den målte forurening stammer fra lossepladsen alene. I flere tilfælde, specielt ved Nanortalik, er natrenovationens udledning dog placeret i umiddelbar nærhed af lossepladsen.

Nærværende rapport er finansieret af Miljøstyrelsen via programmet for Miljøstøtte til Arktis (DANCEA). Rapportens resultater og konklusioner er forfatterens egne og afspejler ikke nødvendigvis Miljøstyrelsens eller Direktoratet for Miljø og Natur's holdninger.

Figur 1. Kort over Grønland, med angivelse af de 4 lokaliteter. Efter Carl Bro A/S 2005.



De valgte lossepladser ligger ved Eqalugarsuit (en lille bygd), Attu (en stor bygd), Nanortalik (en lille by) og Aasiaat (en stor by). Deres beliggenhed og befolkningstal er vist på kortet (Fig. 1).

DMU har stået for undersøgelserne af den marine recipient, mens Carl Bro A/S har beskrevet de fire lossepladsers størrelse og sammensætning samt foretaget en miljøvurdering af det perkolat, der strømmer ud af lossepladserne. Dette er afrapporteret separat i "Miljøteknisk undersøgelse af 4 lossepladser i Grønland" (Carl Bro 2005)

I nærværende rapport beskrives de miljøundersøgelser, der er udført af DMU i det marine nærmiljø ud for dumpene. Prøveindsamlingen er udført i 2003 og analyserne i 2004. Der blev indsamlet prøver af sediment, tang, muslinger og ulke, som alle anvendes som indikatorer for forureningens omfang, og som DMU har en betydelig erfaring med at bruge fra tidligere undersøgelser i Grønland i forbindelse med vurderingen af forureningen fra lokale kilder (minedrift, industri, lossepladser) og som også anvendes i AMAP-overvågningen (Johansen et al. 1991; Riget et al. 1995, 1996; Johansen et al. 1998, Johansen et al. 1999, Riget et al. 2000, Lar-

sen et al. 2001, Glahder et al. 2003, Johansen & Asmund 2003, Johansen et al. 2003).

Ved de fire lossepladser blev der indsamlet leverprøver af almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpius*), blåmusling (*Mytilus edulis*), blæretang (*Fucus vesiculosus*), samt sediment. Prøverne blev analyseret for grundstoffer (kviksølv, arsen, cadmium, krom, kobber, nikkel, bly og zink), og organiske kontaminanter (polyklorerede biphenyler (PCB), hexachlorbenzen (HCB), lindaner (HCH), DDT, transnonachlor (TNC), polyaromatiske hydrocarboner (PAH), dioxiner, tributyltin (TBT) og bromerede flammehæmmere). Phtalater er ikke analyseret i miljøprøverne, men er bestemt i perkolatprøver og beskrevet i Carl Bro rapporten.

2 Metoder

Dette afsnit beskriver prøveindsamling, prøvebearbejdning og metoder ved analyse af prøverne.

2.1 Prøveindsamling og prøvebearbejdning

Feltarbejdet foregik i perioden fra 15. til 29. september 2003 og blev udført med chartret skib både i Sydgrønland (skibet Kisaq) og i Nordgrønland (skibet Sila). Nogle supplerende prøver af musling og tang indsamledes ved Aasiaat i september 2004 fra skibet Adolf Jensen. Prøverne blev enten indsamlet med hænderne i tidevandszonen eller på land, ved at fiske eller på dybere vand ved hjælp af en dykker. Dykkeren foretog observationer af havbunden ud for de fire lossepladser. Der var tydelige tegn på affald og forurening på havbunden ud for dumpene ved Nanortalik, Aasiaat og Attu, men ud for dumpen ved Eqalugarsuit så dykkeren ingen tegn på forurening. Dykkerens detaljerede observationer er gengivet i bilag 1.

Stationernes placering er valgt på stedet ud fra hvor det vil være muligt at finde tang og musling, hvor det vil være muligt at sejle til og ud fra ønsket om at dække nærområdet ved dumpene så godt som muligt. Der indgår ikke betragtninger over strømforhold i valget af stationer.

Der indsamledes betydeligt flere prøver end der er blevet analyseret. Det vil således være muligt at udvide denne undersøgelse uden at foretage yderligere feltarbejde. I bilag 2 ses en oversigt over samtlige indsamlede prøver. Prøverne blev dybfrosset og sendt frosne til laboratorier hos Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) i Roskilde, hvor de er opbevaret dybfrosne ved ca. -20° C før de blev analyseret.

Blåmusling

En af de mest anvendte biologiske indikatorer i miljøstudier er blåmusling. Blåmusling lever af små organismer som den filtrerer fra havvandet, og opsamler således via organismer, partikler og vand meget effektivt alle forureninger. Samtidig lever den på det samme sted, og den afspejler derfor eksponeringen med forurening på dette sted over en lang periode. I modsætning hertil vil en vandprøve kun vise forureningstilstanden på det tidspunkt, hvor prøven er taget. Der er stor erfaring med benyttelse af blåmusling som forureningsindikator i Grønland, og der findes grænseværdier for indhold af kontaminanter i blåmusling til konsum. Blåmuslinger har et beskedent fedtindhold på 1-2 %. De kan derfor også bruges til monitorering af de fedtopløselige organiske kontaminanter, selv om mere fedtholdige emner vil være bedre. Ved hver losseplads indsamledes blåmusling fra fem stationer ved kysten. Prøverne blev indsamlet således: Én midt i lossepladsens front (alle lossepladser gik helt ned til strandkanten), en prøve fra hver side af lossepladsen og to prøver lidt længere væk, en på hver side. Der indsamledes desuden prøver ved to referencestationer. For de to sydgrønlandske lossepladser valgtes en station på øen Uunartoq, 42 km fra Nanortalik, som tidligere er benyttet

til referencestation. Ved Aasiaat valgtes en referencestation et par kilometer fra lossepladsen. Ud over disse indsamlinger i 2003, indsamledes i 2004 musling og tang ved to ekstra stationer ved Aasiaat.

Det tilstræbtes at anvende muslinger med skallængder på 4-5 cm for at få et sammenligneligt prøvemateriale. Det vides således, at nogle kontaminanter, f.eks. bly, findes i større koncentration i store end i små muslinger (Riget et al. 1996). De indsamlede blåmuslinger blev først åbnet med skalpel og derefter stillet til afdrypning. Derefter blev bløddelene skåret ud, vejjet og opbevaret i polyethylenposer til grundstofanalyser, og i Rilsanposer til POP-analyser. Senere tørres prøven ved frysetørring i laboratoriet på DMU, og det tørre produkt knuses i agatmorter før analyse.

Tang

Tang er anvendt som indikatororganisme, fordi den optager grundstoffer fra den omgivende vandmasse. Da den samtidig er stedfast, har den samme fordele som overvågningsorganisme som blåmusling. Imidlertid er der næsten intet fedt i tang, som derfor er en dårlig indikator for organiske kontaminanter. Fra de samme stationer indsamledes dobbeltprøver af blæretang. Skudspidser af tangplanterne blev klippet af, skyllet tre gange i jonbyttet vand og opbevaret frosne i polyethylenposer. I laboratoriet frysetørres tangprøverne, hvorefter de knuses i agatmorter før analyse. Desuden indsamledes prøver af tangarten *Laminaria* fra de dykkerstationer hvor den fandtes.

Fisk

Ulkelever har vist sig at være en god indikator i forbindelse med en vurdering af, om der findes forureninger med tungmetaller på en given lokalitet i Grønland. Ulkens lever har desuden et højt fedtindhold, hvorfor den også er god til at påvise en forurening med organiske fedtopløselige kontaminanter på en given lokalitet. Ulken er stationær og meget almindelig i Grønland, og således en indikatororganisme af samme kvalitet som blåmusling. Der blev sat garn og fisket med pilk efter ulk. Visse steder fangedes fortrinsvis uvaq (*Gadus ogac*). Det besluttedes derfor at inkludere uvaq i undersøgelserne. Fiskene blev målt og vejjet, og kønnet noteret. Prøver af lever blev udtaget med keramikkniv både til grundstofanalyser (enkeltfisk) og til POP-analyser (samleprøver af lever fra flere fisk).

Søpindsvin

Søpindsvineæg er i grønlandske sammenhænge en ny indikatororganisme. Fordelen ved søpindsvin er at de er almindelige og kan indsamles på næsten alle dybder. I miljøundersøgelser kan de altså benyttes som indikator på dybder, hvor der ellers ikke kan findes andre egnede organismer. Fra alle dykkerstationer, hvor der fandtes søpindsvin, indsamlede dykkeren en større portion søpindsvin (formodentlig *Strongylocentrotus droebachiensis*). Af disse valgtes 10 individer hvorfra rognen blev udtaget og efterfølgende opbevaret i polyethylenposer. Af den resterende mængde søpindsvin udtoges rogn, til der var udtaget over 100 gram rogn, hvis der var søpindsvin nok. Disse æg opbevares i Rilsanposer og er beregnet til POP-analyser.

Sediment

Sedimentet er endestationen for de fleste kontaminanter, og benyttes udbredt i miljøstudier. Sediment er bedst som indikator hvor der findes et fladbundet område med aktiv sedimentation. I forbindelse med denne lossepladsundersøgelse var det sjældent tilfældet. I umiddelbar nærhed af lossepladserne var havbunden ikke af en sådan karakter at uforstyrrede sedimentationsområder fandtes. Ofte var bunden stærkt skrånende og dækket af sten, affald og kraftig tangskov. Dykkeren indsamlede dog ved alle dyk prøver af sediment, uanset at nogle af stationerne kun havde sediment bestående af groft grus. Samtlige stationer, undtagen én ved Nanortalik, havde en bundtype som kun kunne prøvetages med dykker, idet bunden enten var dækket af et meget tykt tanglag eller primært bestod af store sten og fast klippe. I sidstnævnte tilfælde lykkedes det dykkeren at finde små områder med sediment, som man ikke havde kunnet finde med en prøvehenter betjent fra skib. Sedimentet blev med håndskovl omhyggeligt og uden at miste den fine fraktion skovlet og skrabet op i en plastspand, lukket med låg og taget med op på skibets dæk. Sedimentprøverne pakkes og opbevares i Rilsanposer.

2.2 Valg af prøver til analyse

Følgende plan for analyser valgtes efter feltarbejdet.

Grundstoffer: Alle tang-, musling- og sedimentprøver analyseredes for de 8 vigtige grundstoffer Zn, Cd, Pb, Cu, Hg, As, Cr og Ni. Disse analyser vil give viden dels om forureningen med disse stoffer og dels om forureningens udbredelse. Sedimenterne analyseredes både for totalt indhold af grundstoffer, og for eddikesyreopløseligt grundstof. Det sidste er et udtryk for den biologisk tilgængelige del (Loring & Rantala 1992).

PCB, klorerede pesticider og bromerede flammehæmmere: Disse analyseredes i ulkeleverprøver med en poolet prøve fra hvert område, samt i blåmuslingeprøver med én prøve ved bygderne og tre ved byerne.

Dioxin og dioxinlignende forbindelser analyseredes i blåmusling med én prøve fra bygderne, to fra Aasiaat og tre fra Nanortalik. Prøveantallet er valgt i overensstemmelse med forventede dioxinpåvirkninger af miljøet.

TBT analyseredes i blåmuslingeprøven indsamlet så tæt på dumpen som muligt.

PAH analyseredes i sediment med én prøve på ca. 10 m's dybde ved Egoalugarsuit, Nanortalik og Attu, og med to prøver på 10 og 20 m's dybde ved Aasiaat. Én poolet prøve af ulkelever analyseredes fra hver losseplads. Den prøve der var indsamlet tættest på dumpen blev altid valgt til analyse.

De indsamlede prøver af uvaq, søpindsvineæg analyseredes ikke, men opbevares til eventuelt senere analyse.

2.3 Analysemetoder

Grundstofanalyserne er udført på DMU, Afdeling for Arktisk Miljø. Prøverne er oplukket i suprapur salpetersyre og analyseret ved hjælp af atomabsorptionsspektrofotometri. Analyserne af de organiske kontaminanter er udført af Afdeling for Marin Økologi og Afdeling for Mikrobiologi og Miljøkemi ved gaskromatografiske analyser af oprensede ekstraktioner af prøverne. Metoderne er nærmere beskrevet i bilag 4.

Analysekvaliteten kontrolleres internt ved hjælp af standardiserede referencematerialer og eksternt ved deltagelse i præstationsprøvninger.

Resultaterne af deltagelsen i præstationsprøvningerne er benyttet til en objektiv vurdering af analyseusikkerheden. I bilag 4 gengives resultaterne af de beregnede analyseusikkerheder baseret på data opgivet af QUASIMEME. QUASIMEME er den organisation som har organiseret hovedparten af de præstationsprøvninger som DMU har deltaget i. Det fremgår af bilaget, at usikkerheden kan udtrykkes som en sum af en såkaldt "konstant fejl" (detektionsgrænsen) og en "proportional fejl" (relativ standardafvigelse). Disse usikkerheder er angivet i Tabel 1.

Tabel 1. Usikkerhed ved de kemiske analyser vurderet ud fra præstationsprøvninger (Asmund et al. 2004).

Stof	Proportional fejl, % (relativ standardafvigelse)	Konstant fejl (detektionsgrænse)
Hg	6	0,0025 mg/kg
Cd	11,5	0,0025 mg/kg
Pb	12,5	0,011 mg/kg
Zn	6,5	0,5 mg/kg
PCB	6,5	0,05 ng/g
Klorerede pesticider	7,6	0,07 ng/g
Bromerede flammehæmmere	19	0,02 ng/g

Cr, Ni, Cu og As samt PAH er ikke omtalt i bilag 4. Det er vurderet at usikkerheden for disse er som angivet i Tabel 2.

Tabel 2. Usikkerhed ved de kemiske analyser vurderet ud fra præstationsprøvninger. (interne data, DMU)

Stof	Proportional fejl, % (relativ standardafvigelse)	Konstant fejl (detektionsgrænse)
Cr	12,5	0,07 mg/kg
Ni	12,5	0,07 mg/kg
Cu	12,5	0,1 mg/kg
As	12,5	0,007 mg/kg
Fluoren og perylen	35	0,1-1 ng/g
De øvrige PAH	16	0,1-1 ng/g
Dioxin / furan	19	0,2- 2 pg/g

2.4 Kornstørrelsesmålinger

Sedimentprøverne er undersøgt for kornstørrelse ved Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (Se bilag 3). Det skal bemærkes, at fem af de 13 undersøgte sedimentprøver var for små til at opfylde dansk standard. For disse prøver er kornstørrelsesanalysen derfor mere usikker end for de øvrige.

3 Resultater

Analyseresultaterne for de enkelte prøver og for de enkelte forureningskomponenter er gengivet i bilag 5 og 6.

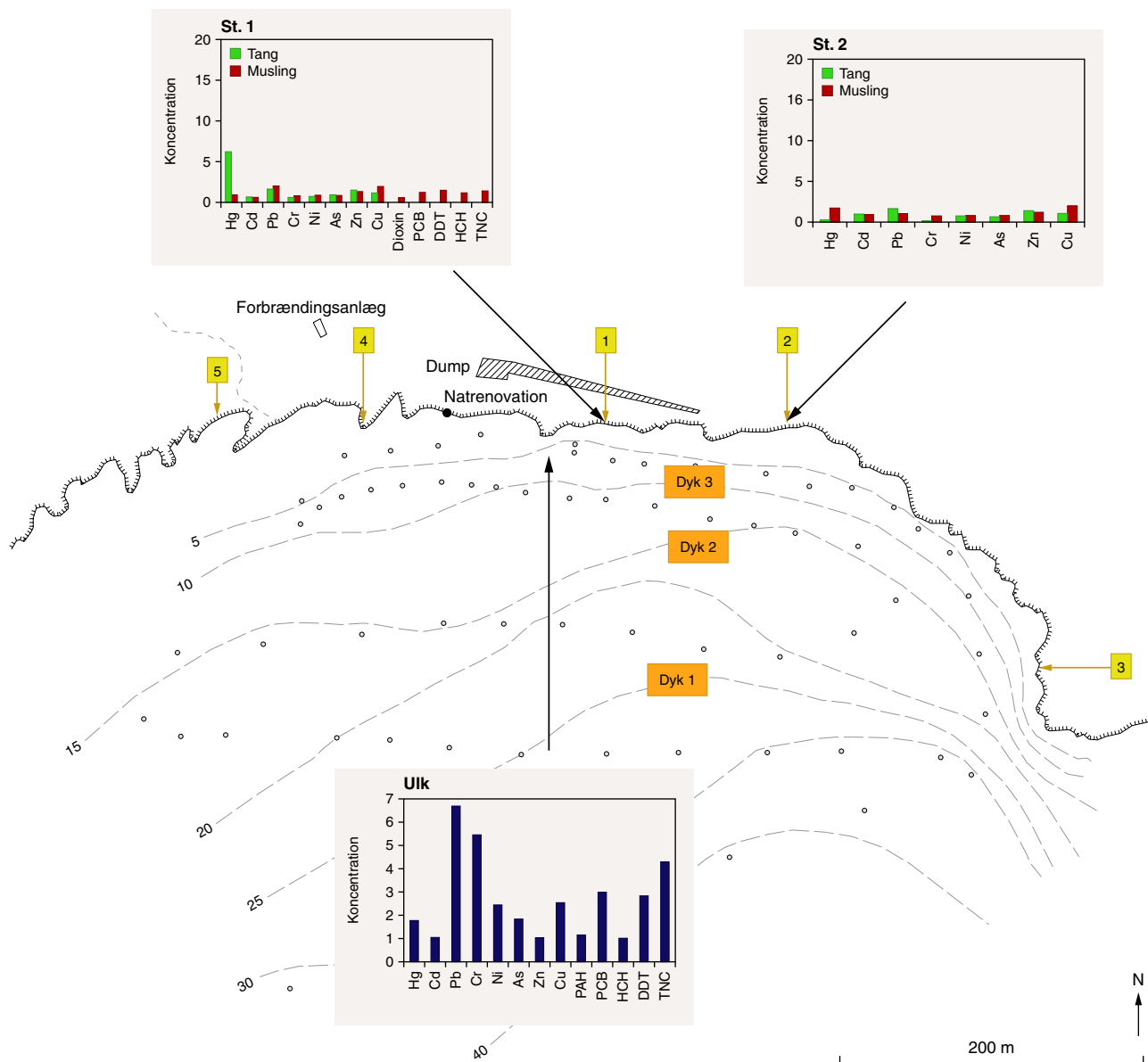
3.1 Musling, tang og ulke

Koncentrationen af kontaminanterne er meget forskellig i de forskellige medier, hvilket gør det vanskeligt at få et overblik over niveauerne af de enkelte kontaminanter. Et overblik kan imidlertid opnås ved at se på forholdet mellem koncentrationerne ved lossepladserne og ved de valgte referencestationer. Det giver umiddelbart et indtryk af hvilke stoffer, der optræder i højere koncentration ved lossepladserne end ved referencestationen. For musling og tang er som reference valgt gennemsnittet af referencestationen ved Uunartoq og en station i skærgården ud for Aasiaat. For ulkelever er gennemsnittet af en større portion ulke fanget ved Uunartoq og ulke fanget i Saqqaq valgt som reference. For sediment er det finkornede sediment samlet ved Uunartoq brugt som reference.

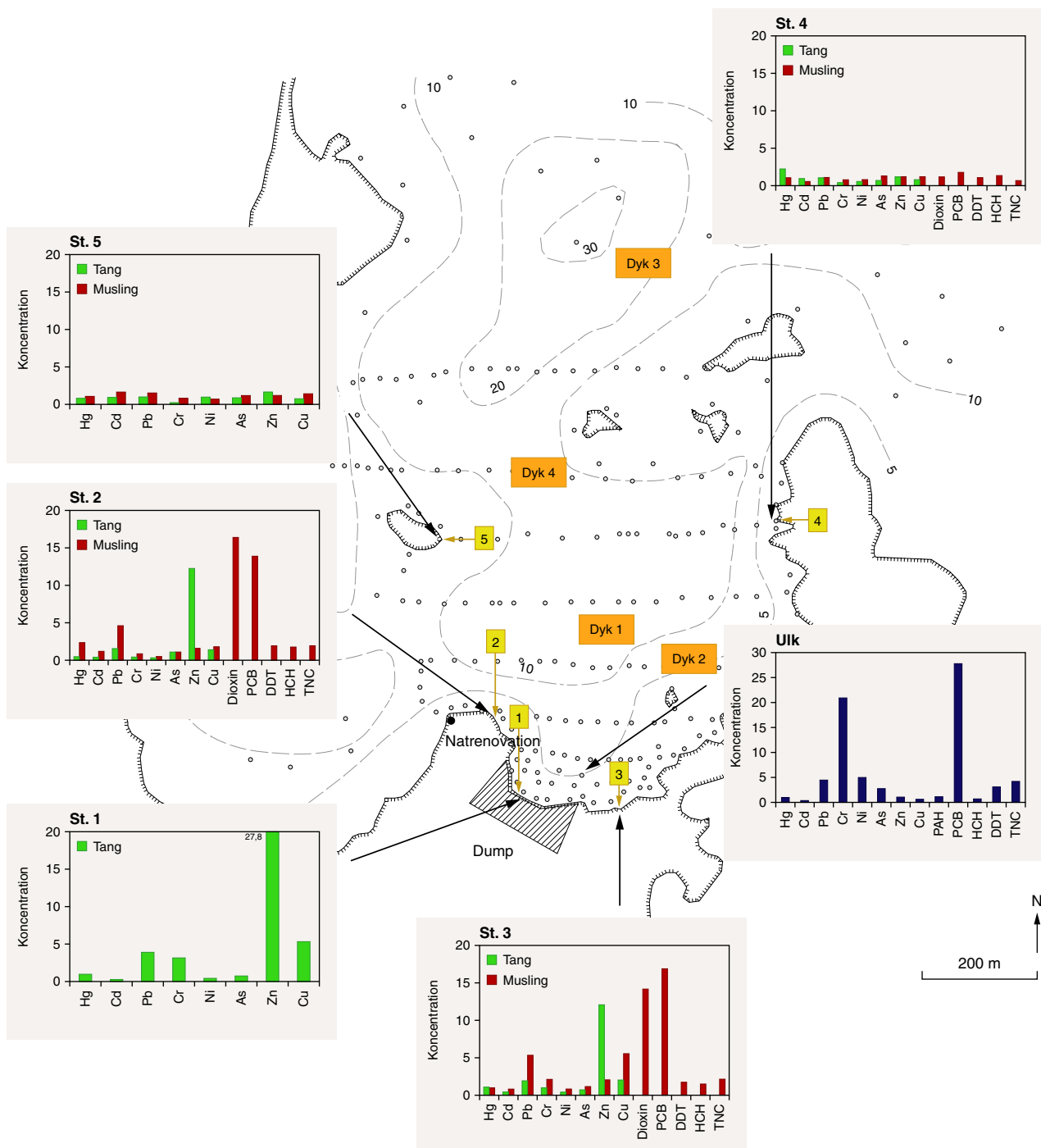
Figur 2-5 viser det relative indhold af forurenende stoffer i henholdsvis ulkelever, muslinger og tang. I disse figurer betyder søjler med højden 1 således, at koncentrationen af det pågældende stof er det samme som ved den uforurenede referencestation. Er søjlens højde mindre end 1 er koncentrationen lavere end ved referencestationen, hvilket ikke umiddelbart er forventeligt. Søjler med en højde over 1 betyder at koncentrationen af det pågældende stof er højere end ved referencestationen.

Det ses, at i mange tilfælde er kontaminantniveauerne ved lossepladserne mere end 10 gange højere end ved referencestationen. I nogle tilfælde er der ikke nogen konsekvente forhøjelser. F.eks. kan der ved en station findes høje værdier for krom, men ved stationen lige ved siden af er kromværdierne lave. Sådanne enkeltstående høje værdier i miljøet er ikke tillagt en større vægt ved fortolkningen af resultaterne. I andre tilfælde er de høje værdier konsistente og danner et bestemt mønster med de højeste koncentrationer tæt ved lossepladsen aftagende til baggrunds niveauet inden for mindre end en kilometer, mest tydeligt ved Nanortalik. Koncentrationen af zink og PCB er af en sådan karakter. Man kan se, at i næsten alle de analyserede emner er koncentrationen af zink og PCB høj tæt ved lossepladserne i Nanortalik og Aasiaat.

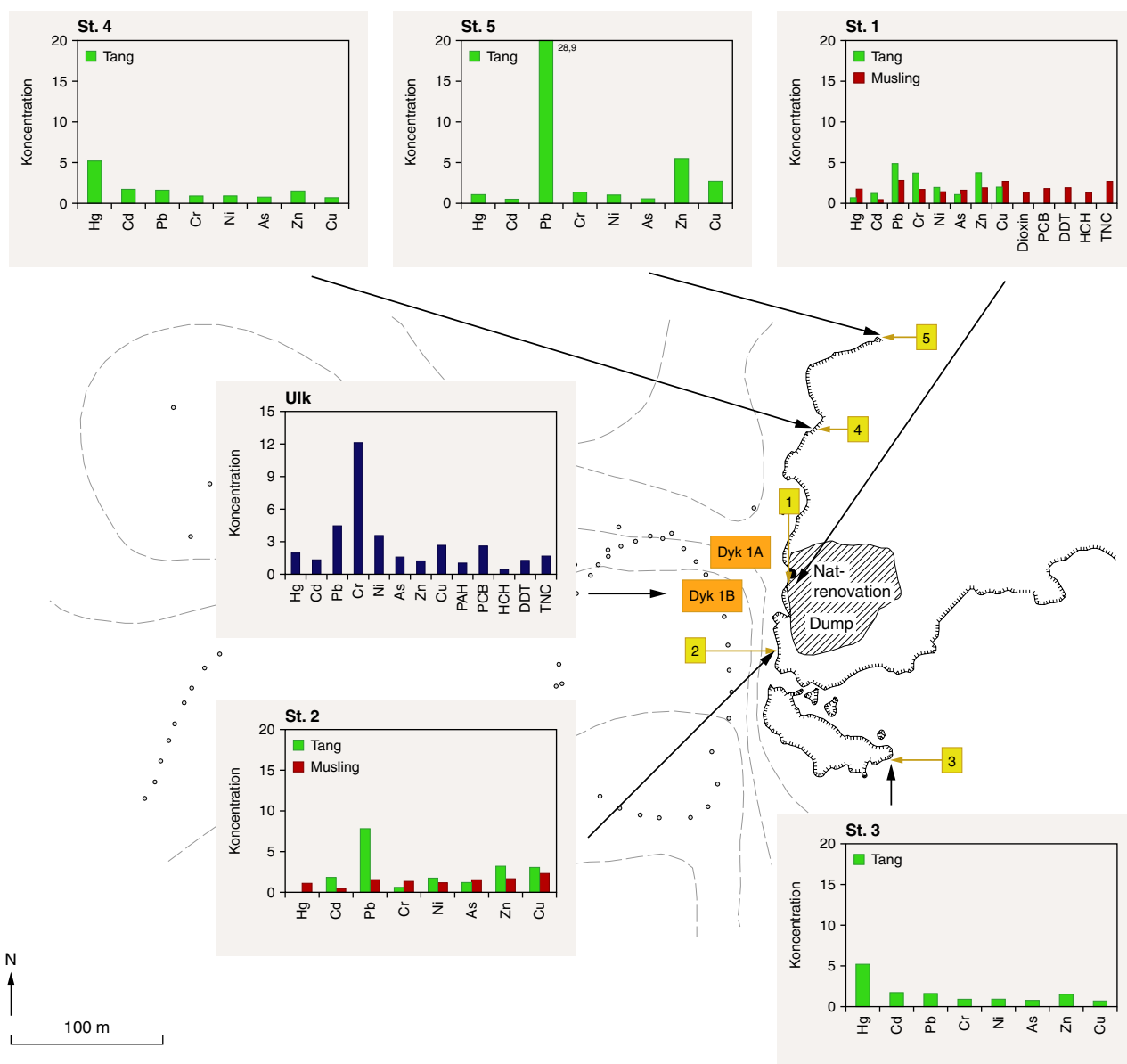
Resultaterne i musling, tang og ulk er detaljeret vurderet i rapportens afsnit 5.



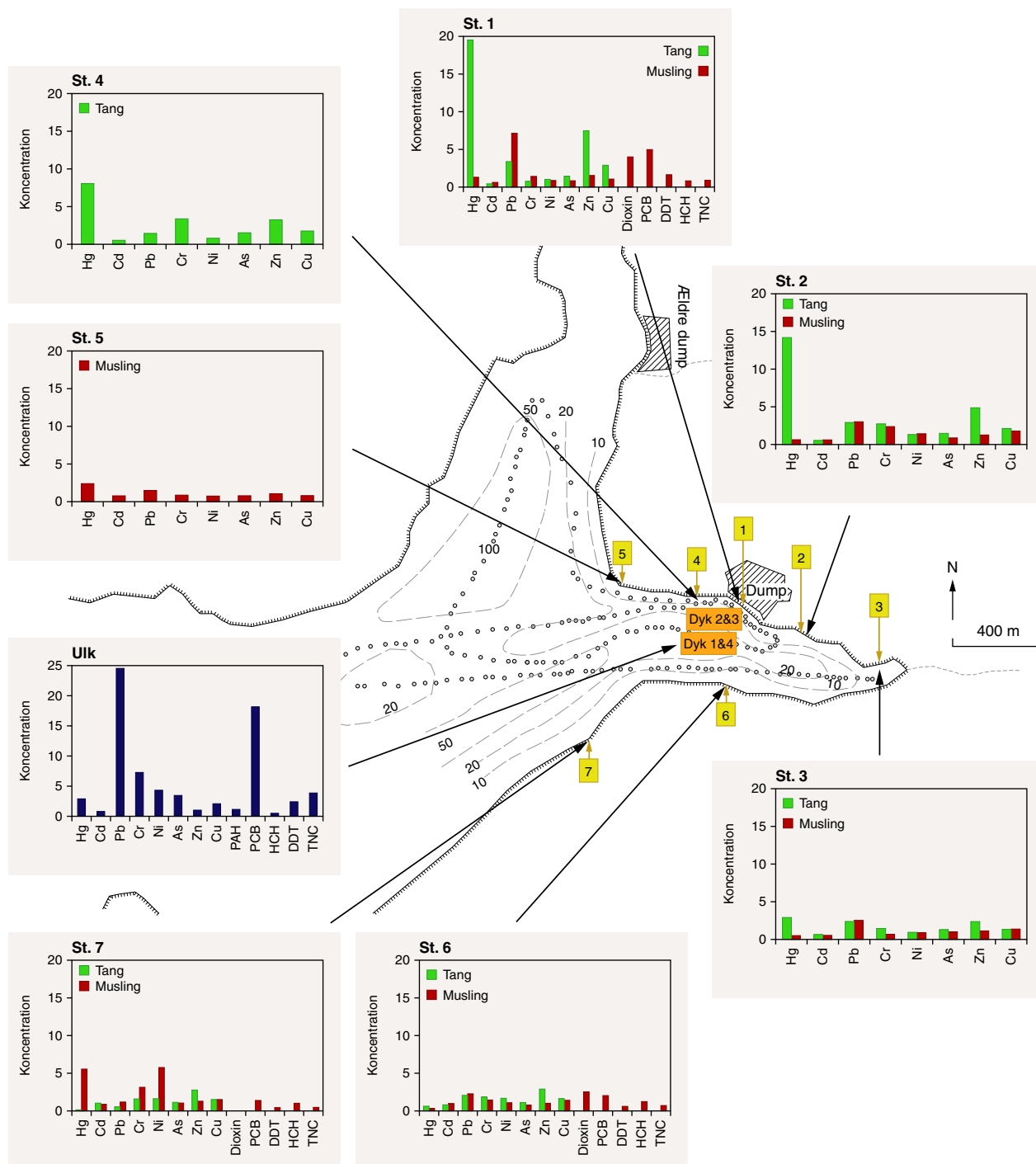
Figur 2. Kontaminanter i ulkelever, tang og musling ved Eqalugarsuit. Søjlerne angiver hvor meget højere koncentrationen af forureningen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde under 1, er koncentrationen lavere end ved referencestationen.



Figur 3. Kontaminanter i ulkelever, tang og musling ved Nanortalik. Søjlerne angiver hvor meget højere koncentrationen af forureningen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde under 1, er koncentrationen lavere end ved referencestationen.



Figur 4. Kontaminanter i ulkelever, tang og musling ved Attu. Søjlerne angiver hvor meget højere koncentrationen af forureningen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde under 1 er koncentrationen lavere end ved referencestationen.



Figur 5. Kontaminanter i ulkelever, tang og musling ved Aasiaat. Søjlerne angiver hvor meget højere koncentrationen af forureningen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde under 1 er koncentrationen lavere end ved referencestationen.

3.2 Sediment

Sedimentets indhold af forurening afhænger udover af forureningens størrelse også af sedimentets kornstørrelse og i mange tilfælde af sedimentets indhold af organisk stof, som kan bestemmes ved glødetab. Desuden har sedimentet et naturligt indhold af grundstoffer, der bestemmes af områdets baggrundsbergarter. Analyserne af grundstoffer i sediment skal derfor vurderes i forhold til disse egenskaber ved sedimentet.

Sedimenter på fjordbunden ved lossepladserne var vanskelige at indsamle. Som regel var havbunden ud for dumpene enten dækket af tæt tangbevoksning og affald, eller bunden bestod af klippe og store sten, se dykkerbeskrivelsen i bilag 2. Det var desuden karakteristisk, at det sediment, der kunne samles, ofte var meget grovkornet. Områderne ud for dumpene var ikke egentlige sedimentationsområder, men det var dog altid muligt at finde sediment i revner mellem sten, skrot og tang. Sedimentets uensartethed gør det nødvendigt at foretage normaliseringer af analyseresultaterne. Hvorledes en sådan normalisering kan gennemføres fremgår af det følgende.

Det skal i øvrigt bemærkes at tre sedimentprøver ved hver losseplads er et lavt antal. Sedimenterne ved lossepladserne er meget heterogene, så en repræsentativ sedimentundersøgelse kræver betydeligt flere prøver, hvilket ikke lå indenfor dette projekts rammer.

Totalindhold

I den følgende tabel ses analyseresultaterne for sediment, samt en del af kornstørrelsesmålingerne. Samtlige kornstørrelsesmålinger ses i bilag 3. Bemærk at glødetabet er lavt i alle prøver med undtagelse af Nanortalik sediment indsamlet på 10 meters dybde, hvor prøvemængden var for lille i forhold til Dansk Standard. Afstanden fra Uunartoq til Nanortalik er 42 km.

Tabel 3. Analyse af sediment, totalt metalindhold i mg/kg (tørvægt) og sedimentfraktion (%). Eqa = Eqalugarsuit, Nan = Nanortalik, * betyder at prøvemængden var for lille til bestemmelse af kornstørrelsesfordeling efter dansk standard.

Station		Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Zn	Cu	Li	% ler/ silt	% fint sand	Gløde- tab %
Dyk3-10m*	Eqa	0,004	0,181	5,66	4,96	1,38	1,012	18,00	3,38	7,73	5,07	10,42	2,68
Dyk2- 14m	Eqa	0,010	0,185	14,47	17,52	7,04	5,180	33,82	5,95	15,30	3,61	22,24	1,39
Dyk4-38m	Eqa	0,000	0,084	12,28	7,34	2,23	3,474	18,12	2,73	14,67	4,41	25,96	0,77
Dyk2 5m	Nan	0,011	0,308	21,27	41,89	12,13	13,484	36,00	7,60	22,71	5,71	4,30	1,44
Dyk2-10m*	Nan	0,049	1,208	21,78	40,60	19,09	39,231	71,88	25,17	16,57	68,76	25,69	30,60
Dyk3-27m	Nan	0,003	0,254	15,43	29,84	10,50	6,035	24,71	4,38	17,46	8,76	50,26	1,27
Dyk1A-6m*	Attu	0,004	0,187	11,69	49,18	18,61	8,146	43,05	56,74	15,80	2,01	1,69	0,92
Dyk1 B-13m*	Attu	0,011	0,266	7,51	44,61	16,26	13,810	49,39	7,62	9,97	13,08	13,30	1,96
Dyk2-18m	Attu	0,009	0,185	8,92	61,40	18,78	4,700	42,11	5,04	11,79	46,68	50,46	2,37
Dyk3-5m	Aasiaat	0,004	0,244	19,84	27,36	9,64	6,633	23,68	6,85	12,48	2,53	6,73	0,68
Dyk2-10m	Aasiaat	0,004	0,102	9,86	19,98	7,48	6,370	19,10	2,63	14,58	3,06	8,07	0,66
Dyk1-21m	Aasiaat	0,012	0,207	11,75	37,06	13,73	7,798	25,25	6,62	14,07	10,43	35,64	1,24
Reference*	Uunartoq	0,006	0,673	11,98	21,48	9,27	9,443	31,56	6,38	9,70	11,19	39,05	4,29

Eddikesyreopløseligt metal

Tabel 4 viser indholdet af grundstoffer som er opløselige i 25 % eddikesyre med en behandlingstid på 24 timer. Desuden er glødetab i % angivet i alle prøver. Hg var under detektionsgrænsen. Værdien for Cd og Pb (Dyk 3 (Eqa)) samt Pb-værdien ved Dyk 1B (Attu) forekommer højere end totalværdien i Tabel 3. Dette kan naturligvis ikke være rigtigt, men skyldes analyseusikkerhed i forbindelse med, at hovedparten af metallet findes som eddikesyreopløseligt. Detektionsgrænsen er ca. 10 gange lavere for eddikesyreopløseligt metal end for totalmetal.

Tabel 4. Eddikesyreopløseligt metal i sediment (mg/kg tørvægt) og glødetab.

		Cd	Pb	Cr	Ni	As	Zn	Cu	Glødetab %
Dyk3-10m	Eqa	0,19	6,02	0,57	1,10	2,97	5,03	1,36	2,68
Dyk2-14m	Eqa	0,18	4,55	0,86	4,08	3,82	6,99	1,73	1,39
Dyk4-38m	Eqa	0,01	2,38	0,43	0,71	0,49	1,85	1,54	0,77
Dyk2-5m	Nan	0,12	1,28	2,49	2,04	2,38	5,95	1,80	1,44
Dyk2-10m	Nan	0,95	2,21	3,17	6,92	14,91	29,26	0,51	30,60
Dyk3-27m	Nan	0,08	0,76	1,41	1,51	1,45	2,89	0,63	1,27
Reference	Uunartoq	0,57	0,93	1,72	2,78	1,63	7,46	0,18	4,29
Dyk1A-6m	Attu	0,10	8,55	2,71	2,50	2,27	8,72	28,23	0,92
Dyk1B-13m	Attu	0,19	8,98	2,58	1,55	4,02	8,92	1,66	1,96
Dyk2-18m	Attu	0,14	1,57	1,84	2,04	2,21	3,61	0,42	2,37
Dyk3-5m	Aasiaat	0,07	6,76	2,08	1,01	0,34	5,03	3,95	0,68
Dyk2-10m	Aasiaat	0,04	1,33	0,78	0,66	2,37	2,16	0,78	0,66
Dyk1-21m	Aasiaat	0,19	2,03	1,93	1,56	1,57	6,55	1,66	1,24

Eddikesyreekstraktionen opløser bl.a. det metal, der er adsorberet på sedimentets overflade og er et udtryk for en biologisk tilgængelige del. Da den største del af overfladen findes i finfraktionen, omregnes i Tabel 5 de eddikesyreopløselige koncentrationer så de udtrykkes på basis af finfraktionen:

Normaliseret eddikesyreopløseligt = eddikesyreopl. / (% ler/silt) * 100

Tabel 5. Eddikesyreopløseligt metal (mg/kg) og glødetab på ler/silt basis. * betyder at prøvemængden var for lille til bestemmelse af kornstørrelsesfordeling efter dansk standard

		Prøve- mængde g	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Zn	Cu	Glødetab %
Dyk3-10m	Eqa	25*	3,8	119	11	22	59	99	27	53
Dyk2-14m	Eqa	117	4,9	126	24	113	106	194	48	38
Dyk4-38m	Eqa	100	0,2	54	10	16	11	42	35	17
Dyk2- 5m	Nan	102	2,1	22	44	36	42	104	31	25
Dyk2-10m	Nan	8,6*	1,4	3	5	10	22	43	1	44
Dyk3-27m	Nan	100	0,9	9	16	17	17	33	7	15
Reference	Uunartoq	71*	5,1	8	15	25	15	67	2	38
Dyk1A-6m	Attu	82*	4,8	426	135	125	113	435	1407	46
Dyk1B-13m	Attu	102*	1,4	69	20	12	31	68	13	15
Dyk2-18m	Attu	86	0,3	3	4	4	5	8	1	5
Dyk3-5m	Aasiaat	108	2,6	267	82	40	14	199	156	27
Dyk2-10m	Aasiaat	104	1,4	43	25	22	77	71	25	21
Dyk1-21m	Aasiaat	111	1,9	20	18	15	15	63	16	12

*Iflg. Dansk Standard (DS 405.9) skal prøvens masse for materialet < 2mm være 100g. For < 8mm være 200 g < 16 mm være 700 g. 100 g er den mindste prøvemængde og er kun gældende for materialet < 2mm, og det forudsætter at det er en repræsentativ udtaget prøve.

Man ser en tendens til, at jo nærmere man er på lossepladserne (lav vanddybde) des mere eddikesyreopløseligt Pb, Cr, Ni, Zn og Cu er der i finfraktionen. Det er også disse grundstoffer, der har vist sig at være forhøjede i de biologiske prøver (Cr og Ni dog primært i ulkelever). Den

eddikesyreopløselige del af sedimentet er bl.a. opstået ved adsorption på overfladen af sedimentpartiklerne og er derfor rigeligst repræsenteret i finfraktionen.

Det kunne se ud, som om cadmium er forhøjet tæt ved dumpene sammenlignet med lidt længere væk fra dumpene. Det er dog slet ikke så markant som de først nævnte grundstoffer. Men da referencestationen ved Uunartoq er den højeste af dem alle, kan der ikke drages nogen sikker konklusion om at cadmiumforurening er påvist i sedimenterne tæt ved dumpene.

Arsen ses ikke at være forhøjet. Det samme gælder kviksølv, der var under detektionsgrænsen i den eddikesyreopløselige fraktion.

Bemærk at glødetabet også "udjævnes" ved normalisering til finfraktionen.

Ikke-eddikesyreopløseligt metal

Tabel 6 viser, hvor meget grundstof, som ikke er opløseligt i eddikesyre. De negative tal skyldes analyseunøjagtighed. Det er nærliggende at antage at denne andel af grundstofferne er af geologisk oprindelse, og således ikke et resultat af lossepladsens eksistens.

Tabel 6. Ikke eddikesyreopløseligt metal i sediment (mg/kg tørvægt).

Station		Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Zn	Cu
Dyk3-10m	Eqa	0,004	-0,013	-0,36	4,39	0,28	-1,96	12,98	2,02
Dyk2 14m	Eqa	0,01	0,010	9,92	16,66	2,96	1,36	26,83	4,22
Dyk4-38m	Eqa	0,001	0,074	9,90	6,91	1,52	2,99	16,27	1,18
Dyk2-5m	Nan	0,012	0,186	19,99	39,40	10,09	11,11	30,05	5,80
Dyk2-10m	Nan	0,050	0,262	19,57	37,43	12,17	24,32	42,62	24,66
Dyk3-27m	Nan	0,004	0,170	14,67	28,44	8,99	4,59	21,82	3,76
Reference	Uunartoq	0,008	0,099	11,05	19,77	6,49	7,81	24,09	6,20
Dyk1A-6m	Attu	0,004	0,090	3,15	46,47	16,11	5,87	34,33	28,51
Dyk1 B-13m	Attu	0,011	0,078	-1,5	42,03	14,70	9,79	40,46	5,96
Dyk2-18m	Attu	0,010	0,049	7,35	59,56	16,74	2,49	38,50	4,62
Dyk3-5m	Aasiaat	0,005	0,179	13,08	25,29	8,63	6,29	18,65	2,90
Dyk2-10m	Aasiaat	0,004	0,060	8,53	19,20	6,82	4,00	16,94	1,85
Dyk1-21m	Aasiaat	0,013	0,012	9,72	35,13	12,18	6,23	18,69	4,97

Koncentrationerne i denne tabel repræsenterer således hvad der ville være, når lossepladsbidraget er fjernet. Det er derfor af samme karakter som naturligt sediment og burde altså kunne lithium-normaliseres som vist for naturlige sedimenter. I AMAP-undersøgelserne har vi fundet, at der gælder samme normaliseringsformel alle steder i Grønland, men normaliseringskonstanterne er forskellige for de forskellige grundstoffer (Aarkrog et al. 1997).

Normaliseringsformlen er:

Normaliseret konc = målt konc + m * (22-Li mg/kg)

Aarkrog et al. (1997) angiver ingen normaliseringskonstanter for Cr og Ni, men angiver følgende værdier for m for de øvrige grundstoffer gældende for hele Grønland:

Normaliseringskonstanten m:

Hg	Cd	Pb	As	Zn	Cu
0,000602	0,002424	0,2314	0,2399	2,09	0,6203

Tabel 7 viser resultatet af Li normaliseringen. Bemærk at værdien for Nanortalik-10 meters vanddybde stadig er høj på trods af normaliseringen.

Tabel 7. Li-normaliserede koncentrationer af eddikesyreopløseligt grundstof (mg/kg).

Station		Hg	Cd	Pb	As	Zn	Cu
Dyk3-10m	Eqa	0,013	0,022	2,94	1,46	42,78	10,86
Dyk2-14m	Eqa	0,015	0,026	11,47	2,97	40,83	8,38
Dyk4-38m	Eqa	0,005	0,092	11,60	4,75	31,57	5,73
Dyk2-5m	Nan	0,011	0,184	19,82	10,94	28,55	5,36
Dyk2-10m	Nan	0,053	0,275	20,82	25,62	53,96	28,03
Dyk3-27m	Nan	0,007	0,181	15,72	5,67	31,30	6,57
Reference	Uunartoq	0,015	0,129	13,90	10,76	49,80	13,83
Dyk1A-6m	Attu	0,008	0,105	4,58	7,36	47,29	32,36
Dyk1B-13m	Attu	0,018	0,107	1,31	12,67	65,59	13,42
Dyk2-18m	Attu	0,016	0,073	9,71	4,94	59,84	10,95
Dyk3-5m	Aasiaat	0,011	0,202	15,28	8,57	38,53	8,80
Dyk2-10m	Aasiaat	0,008	0,078	10,24	5,78	32,45	6,45
Dyk1-21,3m	Aasiaat	0,017	0,032	11,55	8,13	35,25	9,88

I Tabel 8 sammenlignes gennemsnittet af de Li normaliserede ikke-eddikesyreopløselige koncentrationer med referencekoncentrationerne fra AMAP og fra Loring & Asmund (1996).

Tabel 8. Sammenligning af Li-normaliserede ikke-eddikesyreopløselige koncentrationer.

Sedimentkoncentrationer mg/kg	Note	Hg	Cd	Pb	As	Zn	Cu	Cr	Ni
AMAP, Nanortalik, Li = 22mg/kg	1	0,033	0,192	16,8	7,71	85	21,6		
Loring & Asmund Ketilidian mobile belt, Sydgrønland. Silt	2	0,02	0,24	21		71	16	57	19
Middel, lossepladserne i Sydgrønland	3	0,017	0,130	14	9	40	11		
AMAP, Kronprinsens Ejland Li = 22 mg/kg	4	0,014	0,136	13,7	2,02	65,5	18,2		
Nagssuqtoqidian mobile belt: Syd for Diskobugten. Silt	5	0,06	0,14	14		75	32	121	59
Middel, lossepladserne i Nordgrønland	6	0,013	0,100	9	8	46	14		

Noter til tabel 8

1) Publiceret af AMAP for Uunartoq fjord. Resultaterne er normaliseret til en Li-koncentration på 22 mg/kg.

2) Publiceret af Loring og Asmund (1996). Koncentrationerne er ikke normaliseret, men målt på silt. Tallene er gennemsnit for en række sedimentprøver fra Sydgrønland i det område, der af Escher og Watt (1976) betegnes som Ketilidian mobile belt.

3) Middelværdi af alle sedimenterne fra de to sydgrønlandske lossepladser.

4) Publiceret af AMAP for et område i nærheden af Kronprinsens Ejland. Resultaterne er normaliseret til en Li-koncentration på 22 mg/kg. Stedet er ret tæt på Aasiaat, men langt fra Attu.

5) Publiceret af Loring og Asmund (1996). Koncentrationerne er ikke normaliseret, men målt på silt. Tallene er gennemsnit for en række sedimentprøver fra det område, der af Escher og Watt (1976) betegnes som Nagssuqtoqidian mobile belt. Både Aasiaat og Attu ligger i dette område.

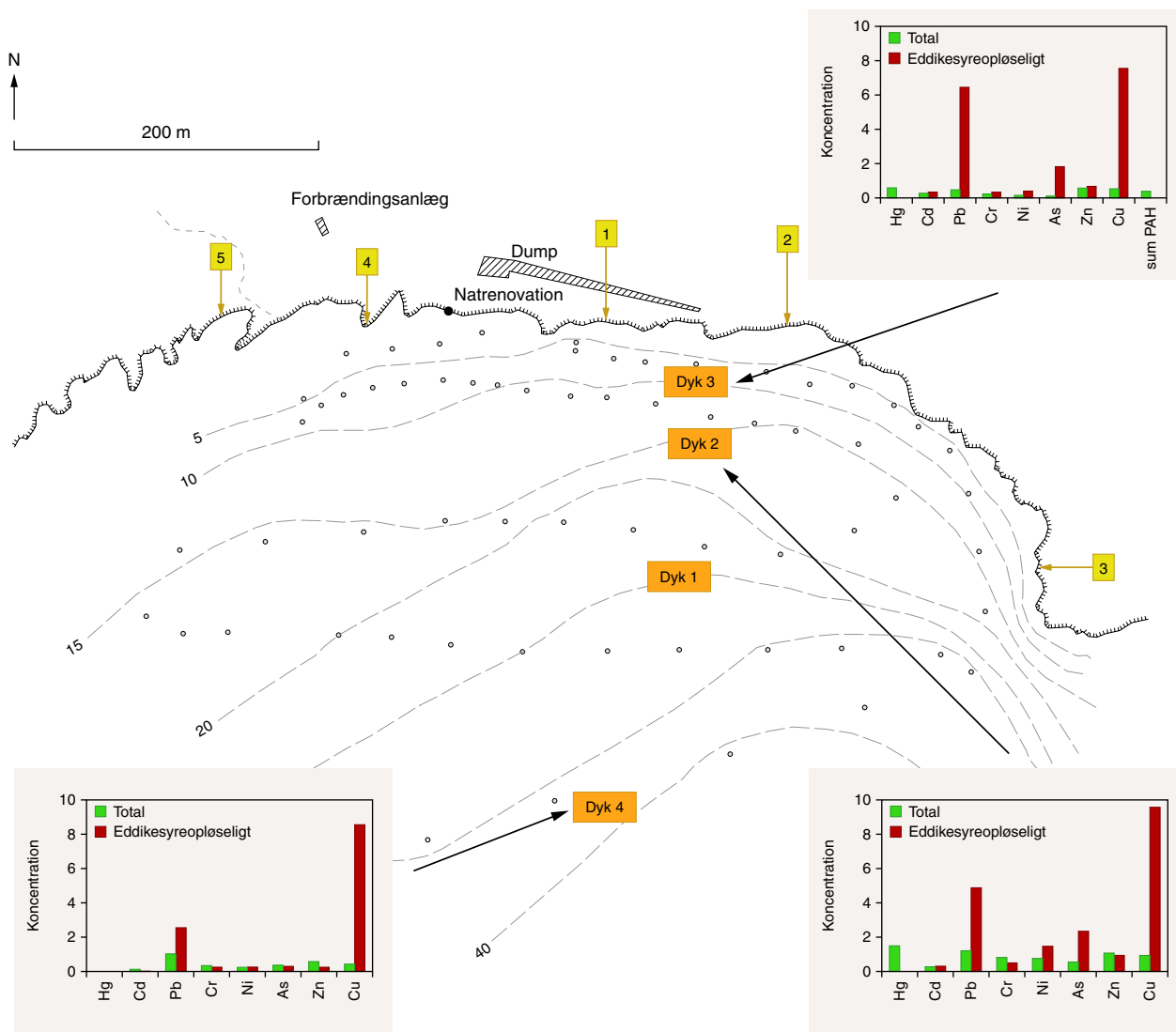
6) Middelværdi af alle sedimenterne fra de to nordgrønlandske lossepladser.

Overensstemmelsen mellem lossepladssedimenternes uopløselige metalindhold og de nærliggende områders er rimelig, dog som oftest med lossepladssedimentet som det laveste og bekræfter således behandlingen og fortolkningen af det eddikesyreopløselige som et bidrag fra lossepladserne og det ikke eddikesyreopløselige som den geologiske fraktion. I vurderingen senere i rapporten benyttes derfor den eddikesyreopløselige og kornstørrelsesnormaliserede grundstofkoncentration til sammenligning med de øvrige målte koncentrationer i tang, musling, ulkelever og perkolat.

Sammenligning af niveauer

De følgende figurer viser det relative indhold af forurenende stoffer i sedimenterne. I disse figurer betyder søjler med højden 1 således, at koncentrationen af det pågældende stof er det samme som ved den uforurenede referencestation. Er søjlens højde mindre end 1 er koncentrationen lavere end ved referencestationen, hvilket ikke umiddelbart er forventeligt. Søjler med højder over 1 betyder at koncentrationen af det pågældende stof er højere end ved referencestationen.

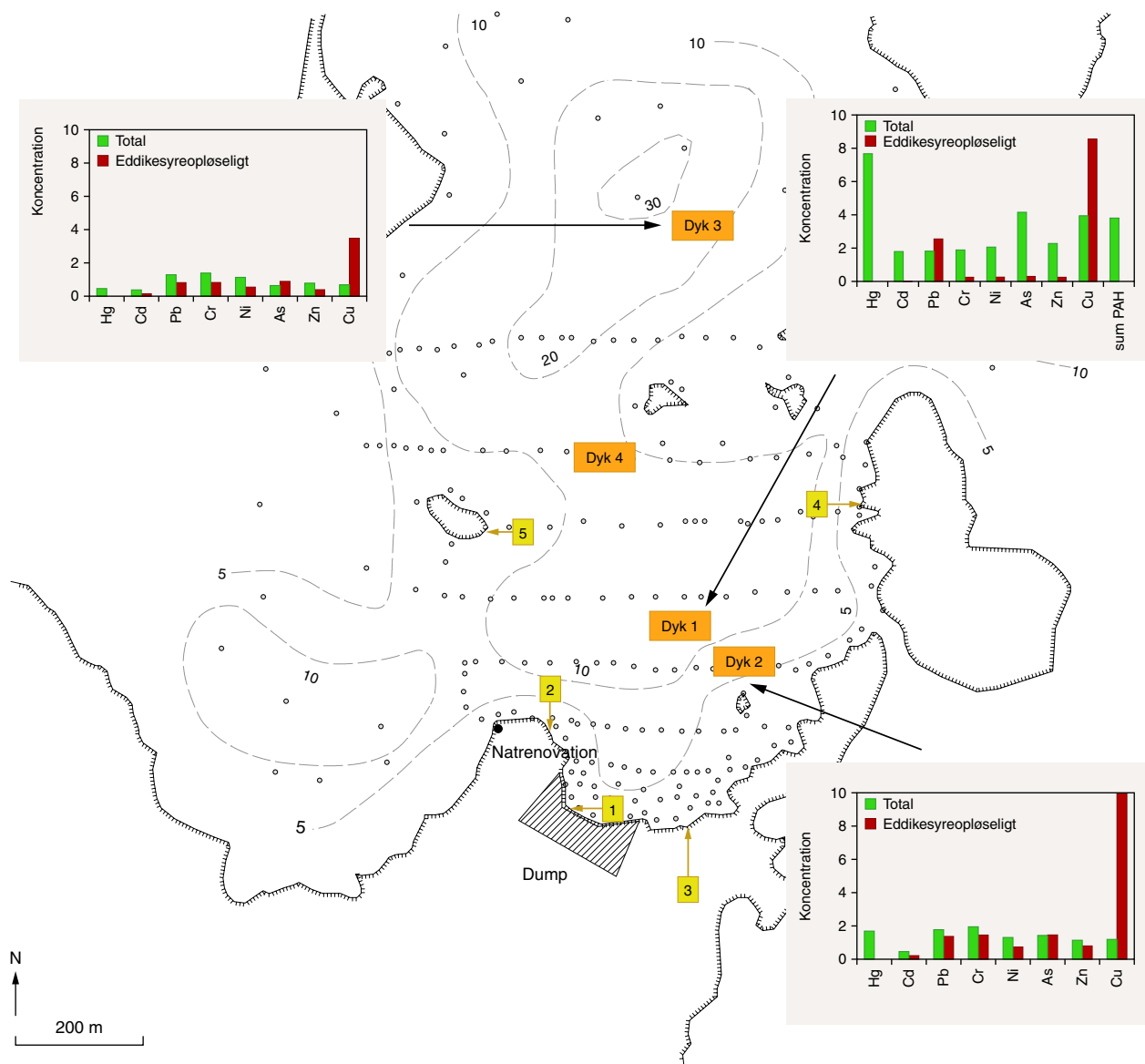
Figur 6 til 9 viser størrelsen og fordelingen af kontaminantkoncentrationer i sedimentprøver. Det er karakteristisk, at høje værdier for kontaminantkoncentrationer i forhold til referencestationer ses ved stationer tæt ved lossepladsens front.



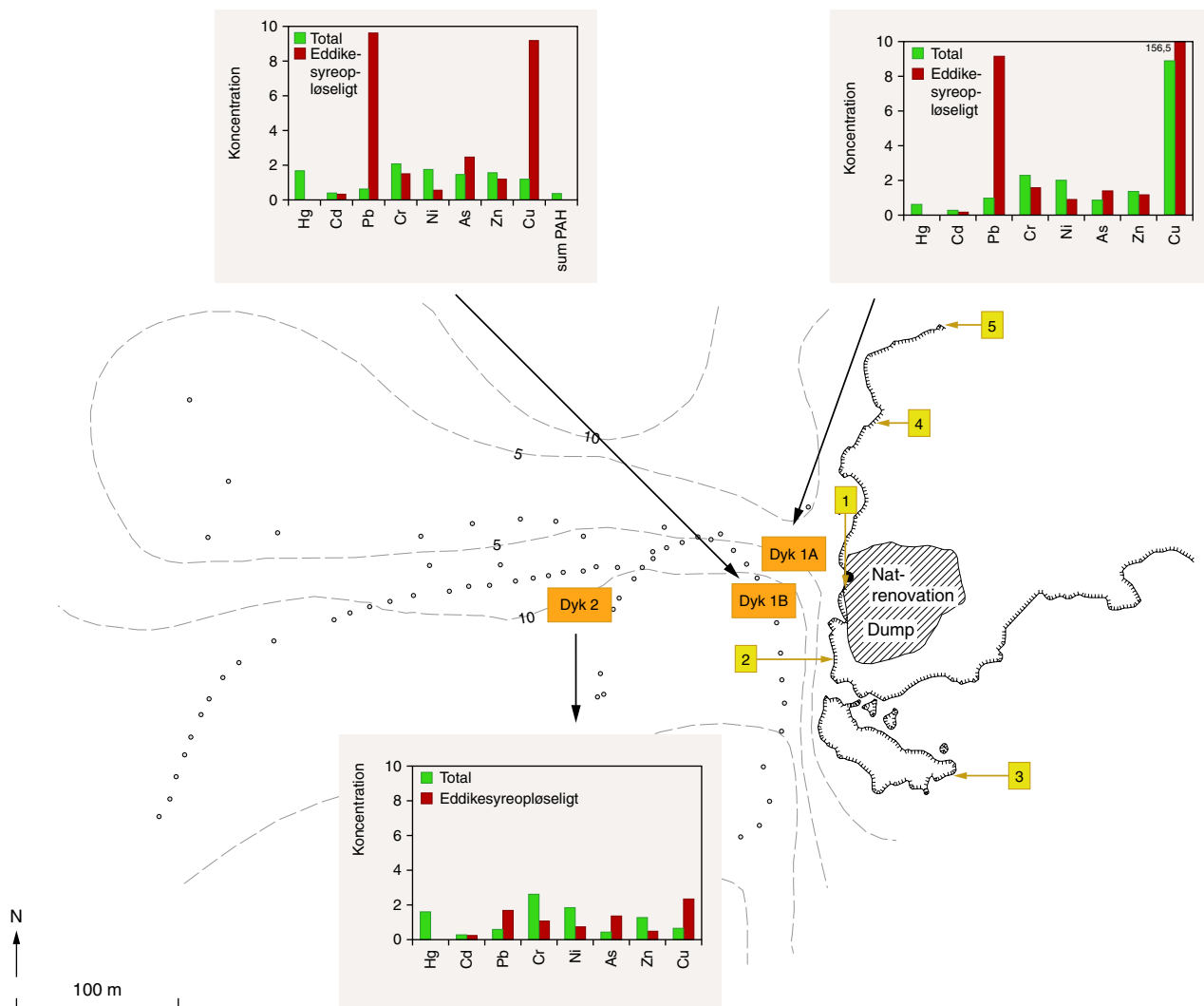
Figur 6. Diagrammerne viser PAH samt totalmetal og eddikesyreopløseligt metal ved Eqalugarsuit. Størrelsen af søjlerne angiver hvor meget større koncentrationen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde mindre end 1 er koncentrationen ved stationen lavere end ved referencestationen.

Blot 500 meter fra lossepladsfronten er koncentrationerne sjældent mere end 2 gange baggrundskoncentrationerne. Kun eddikesyreopløseligt kobber er systematisk forhøjet, hvilket også ses i de sedimentprøver der er taget længst fra lossepladserne. De stoffer, der tydeligst ses forhøjede, er bly og kobber.

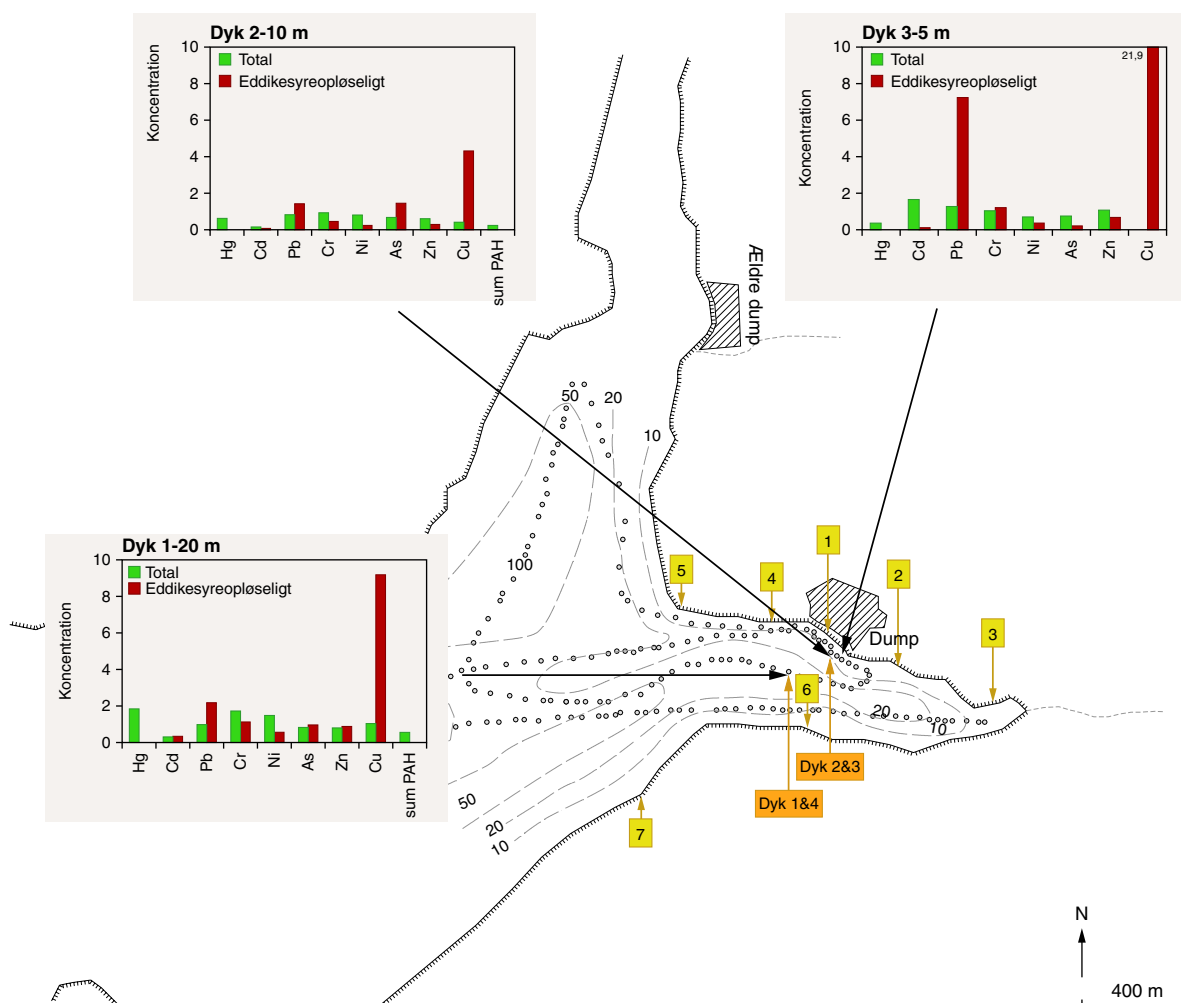
Andre stoffer, som f.eks. kviksølv krom, arsen og zink kan optræde med enkeltstående høje værdier. Disse ikke-systematiske høje koncentrationer bør ikke tillægges større betydning, før de er bekræftede ved flere indsamlinger og analyser.



Figur 7. Diagrammerne viser PAH samt totalmetal og eddikesyreopløseligt metal ved Nanortalik. Størrelsen af søjlerne angiver hvor meget større koncentrationen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde mindre end 1 er koncentrationen ved stationen lavere end ved referencestationen.



Figur 8. Diagrammerne viser PAH samt totalmetal og eddikesyreopløseligt metal ved Attu. Størrelsen af søjlerne angiver hvor meget større koncentrationen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde mindre end 1 er koncentrationen ved stationen lavere end ved referencestationen



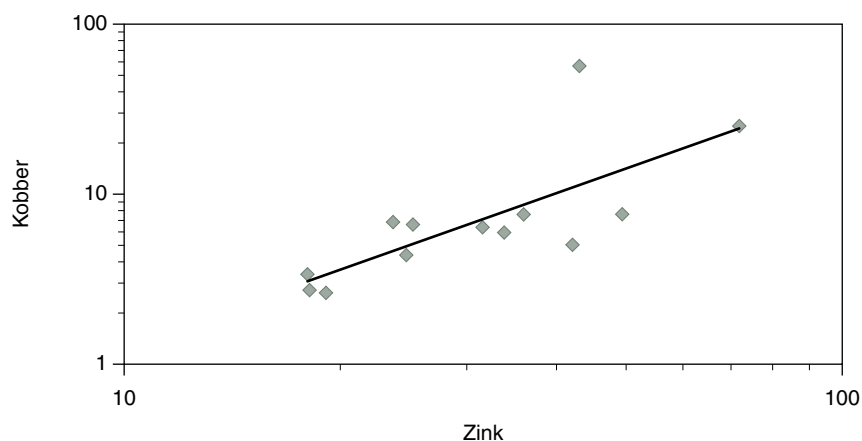
Figur 9. Diagrammerne viser PAH samt totalmetal og eddikesyreopløseligt metal ved Aasiaat. Størrelsen af søjlerne angiver hvor meget større koncentrationen er ved stationen end ved referencestationen. Er søjlens højde mindre end 1 er koncentrationen ved stationen lavere end ved referencestationen.

Zink og kobber i sediment

Zink og kobber er to grundstoffer der må forventes at forekomme i betydelige mængder i alle lossepladser. Hvis der i sedimenterne udenfor lossepladserne kan findes en lineær sammenhæng mellem koncentrationerne af disse to stoffer er det en kraftig indikation på at de primært stammer fra lossepladserne.

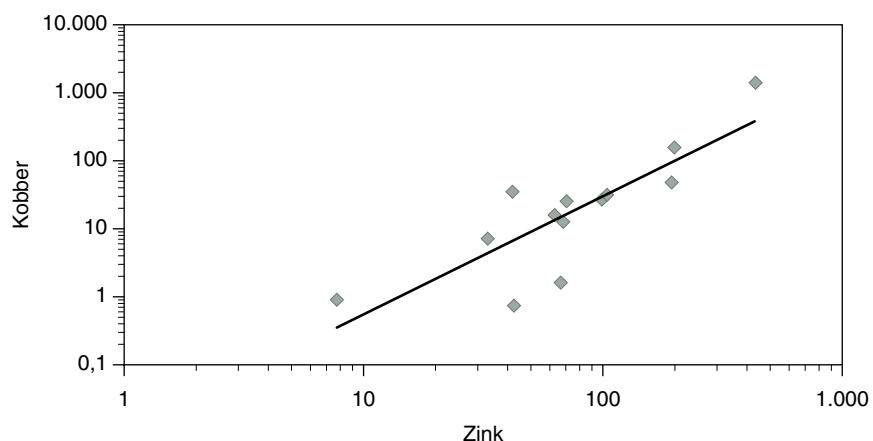
I Figur 10 er koncentrationen af kobber i sediment vist som funktion af zinkkoncentrationen. Der ses at være nogenlunde proportionalitet på nær een prøve som er fra Attu (korrelationskoefficienten mellem Zn og Cu er 0,5). I den prøve findes et kobberindhold, der langt overskrider hvad der "burde" være vurderet ud fra zinkindholdet. Den høje værdi kan være fremkommet ved at noget elektronikaffald har ligget og forvitret netop hvor sedimentet er indsamlet. Det samme gælder, men ikke helt så markant, en sedimentprøve med et kobberindhold på 25 mg/kg. Denne prøve er fra Nanortalik.

Figur 10. Sedimenters kobberindhold plottet mod zinkindholdet på en dobbelt logaritmisk skala, mg/kg.



Hvis man i stedet afbilder det eddikesyreopløselige kobber mod det eddikesyreopløselige zink, begge dele udtrykt på ler-silt basis (Figur 11), ses en klarere sammenhæng mellem de to metalkoncentrationer end før. Dette underbygger fortolkningen af det eddikesyreopløselige ler-silt-normaliserede metalindhold som et udtryk for sedimenternes påvirkning fra lossepladserne, idet kobber og zink som nævnt forventes at være karakteristiske forureningskomponenter i perkolat fra lossepladser.

Figur 11. Eddikesyreopløseligt kobber og zink på ler-silt basis, mg/kg ler-silt (korrelationskoefficient 0,901).



4 Vurdering af kontaminantniveauer

I dette afsnit vurderer vi indledningsvis de fundne kontaminantniveauer ved de fire lossepladser med værdier fra andre områder i Grønland samt med områder i Europa. Derefter sammenlignes niveauerne med grænseværdier for indhold af kontaminanter i levnedsmidler. Endelig vurderes de fundne koncentrationer i tang, musling og ulkelever med kriterier for miljøkvalitet udviklet af Statens Forurensningstilsyn i Norge (Molvær et al. 1997).

4.1 Geografiske sammenligninger

Ved vurdering af niveauerne af kontaminanter i musling, tang, ulkelever og sediment benyttes primært data fra monitoringsprojektet AMAP, som i en årrække har indsamlet og analyseret prøver fra ukontaminerede områder i Arktis. Vi har også benyttet data fra fjorden Saqqa, hvor der er indsamlet og analyseret prøver som led i bestemmelsen af det naturlige baggrundsniveau før start af guldminedrift. Disse data har den fordel at indsamlingsstedet ligger tæt på Nanortalik. Sedimentanalyserne sammenlignes desuden med analyser publiceret af Loring & Asmund (1996). I denne publikation rapporteres analyser af finkornede sedimenter indsamlet i Vestgrønland og den sydligste halvdel af Østgrønland. Publikationen viser, at sedimenternes kemi styres af den lokale geologi. I de følgende tabeller er koncentrationerne i tang og sediment udtrykt på tørvægtsbasis og koncentrationerne i musling og ulkelever på vådvægtsbasis. Hvor koncentrationerne af et givet stof er næsten ens ved alle stationer eller endog ved alle lossepladser er der gengivet en middelværdi for den pågældende koncentration.

Kviksølv

I tabel 9 ses koncentrationer og middelkoncentrationer af kviksølv i prøverne fra lossepladserne og andre steder i Grønland.

Eddikesyreopløseligt kviksølv i sedimentets finfraktion er ikke påviseligt.

Kviksølv er forhøjet i tang ved Aasiaat. Denne forhøjelse er systematisk, idet koncentrationen ved St. 1 er højest og næsthøjest ved de to stationer tæt ved lossepladsen, st. 2 og st. 4. I ulkelever ved Aasiaat, Attu og Eqalugarsuit, men ikke ved Nanortalik, er der også højere kviksølvniveau end ved referencestationerne.

Musling udviser ikke Hg-forhøjelser.

I sediment er der generelt heller ikke kviksølvforhøjelser, kun sedimentprøven fra 10 meters dybde ved Nanortalik har et højt kviksølvindhold. Denne sedimentprøve er i næsten alle henseender atypisk.

Tabel 9. Kviksølvkoncentrationer mg/kg i prøver fra lossepladser og fra andre områder. Qeqertarsuaq er ved Kronprinsens Ejlund i Diskobugten, stdv er standardafvigelse .

Hg, mg/kg	Ved lossepladser			Referenceområder		Litteratur henvisning
	Gennemsnit	stdev	max	Gennemsnit eller interval	Sted	
Tang						
Aas	0,090	0,093	0,232	0,041	Aasiaat	K
Eqa, Attu, Nan	0,017	0,028	0,074	0,011	Saqqaa Fjord	A
				0,012	Uunartoq	K
Blåmusling						
Alle lossepladser	0,022	0,018	0,034	0,014-0,018	AMAP Grønland	B
Ulkelever						
Aasiaat	0,080			0,021	Nordgrønland	B
Attu	0,054					
Eqa	0,049			0,010	Sydgrønland	B
Nan	0,027			0,026	Saqqaa Fjord	A
Sediment, unormaliseret						
Alle lossepladser	0,010	0,012	0,049	0,033	Nanortalik	B
				0,014	Qeqertarsuaq	B
				0,01	Saqqaa Fjord	A
Sediment normaliseret til Li = 22 mg/kg, eller silt						
Eqa, Nan	0,017	0,018	0,053	0,033	Nanortalik	B
				0,020	Sydgrønland	C
Attu, Aasiaat	0,013	0,005	0,018	0,018	Qeqertarsuaq	B
				0,06	Nordgrønland	C

Litteraturreferencer for tabel 9 til 24:

A: SRK consulting 2002

B: Aarkrog et al. 1997

C: Loring & Asmund 1996

D: Riget et al. 1997

E: Riget et al. 1996

F: AMAP (ufuldstændig reference om PCB)

G: NOVANA (J. Vikelsøe, DMU, pers.comm.)

H:* Christensen et al. 2002

I:** Christensen & Platz 2001

J:*** De Boer et al. 2000

K: Denne undersøgelse

L: Glahder et al. 2003

Cadmium

I den følgende tabel ses koncentrationer og middelkoncentrationer af cadmium i prøver fra lossepladserne og andre steder i Grønland.

Det ses, at cadmiumniveauerne i tang, musling og ulk ved lossepladserne ikke er forhøjet i forhold til andre områder i Grønland.

Sedimentkoncentrationer ser ikke ud til at være forhøjede, heller ikke den eddikesyreopløselige kornstørrelses normaliserede fraktion, hvilket bekræfter at der ikke spores en cadmiumpåvirkning af miljøet hidrørende fra dumpene.

Tabel 10. Cadmiumkoncentrationer mg/kg i prøver fra lossepladser og fra andre områder. Qeqertarsuaq er ved Kronprinsens Ejland i Diskobugten.

Cd, mg/kg	Ved lossepladser			Referenceområder			Litteratur henvisning
	Gennemsnit	stdev	max	Gennem- snit/interval	stdev	sted	
Tang							
Attu,	2,3	0,9	3,3	1,8 0,5-2,1	0,6	Saqqa Fjord Nuuk Fjord	A D
Eqa, Aas Nan	1,08	0,42	1,64	1,82	0,23	Uunartoq +Aasiaat	K
Blåmusling							
Alle lossepladser	0,46	0,20		0,5-0,8 0,83 0,61	 0,30 0,23	Grønland Saqqa Fjord Unartoq +Aasiaat	B A K
Ulkelever							
Aasiaat	0,83			1,35		Qeqertarsuaq	B
Attu	1,38						
Eqa	1,09			1,09		Saqqa Fjord	A
Nan	0,27			0,505		Nanortalik	B
Sediment, unormaliseret							
Alle lossepladser	0,27	0,28	1,21	0,194 0,1358		Nanortalik Qeqertarsuaq	B B
Sediment normaliseret til Li = 22 mg/kg, eller silt, ved lossepladser: ikke-eddikesyreopløseligt							
Eqa, Nan	0,130	0,100	0,275	0,24 0,192		Nanortalik Sydgrønland	B C
Attu, Aasiaat	0,100	0,057	0,202	0,165 0,14		Qeqertarsuaq Nordgrønland	B C
Sediment eddikesyreopløseligt på på ler/silt basis							
Alle lossepladser	2,1	1,6	4,9	5,1		Uunartoq	K

Bly

Bly i tang, musling og ulkelever er forhøjet ved alle lossepladser. Total bly i unormaliseret og normaliseret sediment er ikke forhøjet, men eddikesyreopløseligt bly, specielt normaliseret til finfraktionen, er tydeligt forhøjet, hvilket bekræfter at alle dumpe i større eller mindre grad påvirker det omgivende miljø med bly.

Koncentrationen af bly i alle analyserede emner tæt ved lossepladserne er konsekvent forhøjet med en faktor 10-20. Ved Maarmorilik, Ivittuut og Mestersvig var blyniveauet i organismer ved minerne forhøjet med op til en faktor 1000 i forhold til baggrundsværdierne (Johansen et al. 1991)

Zink

I tabel 12 sammenlignes koncentrationerne af zink med koncentrationer fundet i andre områder af Grønland. For tang er der meget stor forskel på koncentrationerne ved de forskellige stationer.

Zink er tydeligt forhøjet i tang ved alle lossepladser. I muslinger er der mindre forhøjelser. Ulkelever er ikke forhøjet, og sedimentet er kun svagt forhøjet i den eddikesyreopløselige del af finfraktionen. Zink, som ikke har stor toxicitet i det marine miljø, kan benyttes som en indikator for påvirkning fra lossepladserne.

Tabel 11. Blykoncentrationer mg/kg i prøver fra lossepladser og fra andre områder. Qeqertarsuaq er ved Kronprinsens Ejland i Diskobugten.

Pb, mg/kg	Ved lossepladser			Referenceområder			Litteratur henvisning
	Gennemsnit	stdev	max	Gennemsnit/interval	stdv	sted	
Tang							
Alle lossepladser	1,22	1.84	8,57	0,25		Nuuk Fjord	A
				0,35	0,08	Uunartoq +Aasiaat	K
Blåmusling							
Alle lossepladser	0,37	0,24	0,98	0,08		Qeqertarsuaq	B
				0,127		Nanortalik	B
				0,18	0,06	Saqqaa Fjord	A
				0,14	0,04	Unartoq +Aasiaat	K
Ulkelever							
Aasiaat	0,11			0,0045		Qeqertarsuaq	B
Attu, Eqa, Nan	0,025	0,006		0,0077		Nanortalik	B
				0,0036		Saqqaa Fjord	A
Sediment, unormaliseret							
Nanortalik	19,5	3,5	21,8	16,9		Nanortalik	B
Attu, Eqa, Aasiaat	11	5	19,8	29,6		Saqqaa Fjord	A
				11,8		Qeqertarsuaq	B
Sediment normaliseret til Li = 22 mg/kg,eller silt, ved lossepladser: ikke-eddikesyreopløseligt							
Eqa, Nan	14	7	20	16,9		Nanortalik	B
				21		Sydgrønland	C
Attu, Aasiaat	9	5	15	13,7		Qeqertarsuaq	B
				14		Nordgrønland	C
Sediment eddikesyreopløseligt på på ler/silt basis							
Alle lossepladser	96,8	128	424	8		Uunartoq	K

Tabel 12. Zinkkoncentrationer mg/kg i prøver fra lossepladser og fra andre områder.

Zn, mg/kg	Ved lossepladser			Referenceområder			Litteratur henvisning
	Gennemsnit	stdev	max	Gennem- snit/interval	stdv	sted	
Tang							
Eqalugarsuit	14	0,7	14	7,2-10		Nuuk Fjord	D
Nanortalik	121	88	258	7,6		Saqqaa Fjord	A
Attu	30	14	51	8,3	1,4	Uunartoq +Aasiaat	K
Aasiaat	36	18	69				
Blåmusling							
Alle lossepladser	18,8	4,4	27,2	11-20		Grønland	E
				13,1		Saqqaa Fjord	A
				14,1	3,0	Unartoq +Aasiaat	K
Ulkelever							
Alle lossepser	34,7	2,8	39,5	32		Saqqaa Fjord	A
				35		Qaanaq	L
Sediment, unormaliseret							
Alle Lossepladser	33,8		72	83		Saqqaa Fjord	A
Sediment normaliseret til Li = 22 mg/kg,eller silt. Ved lossepladser: ikke-eddikesyreopløseligt							
Eqa, Nan	40	9,6	54	71		Sydgrønland	C
Attu, Aasiaat	46	13,6	66	75		Nordgrønland	C
Sediment eddikesyreopløseligt på på ler/silt basis							
Alle lossepladser	113	117	435	67		Uunartoq	K

Kobber

I tabel 13 sammenlignes koncentrationerne af kobber med koncentrationer fundet i andre områder af Grønland.

Tabel 13. Kobberkoncentrationer mg/kg i prøver fra lossepladser og fra andre områder.

Cu, mg/kg	Ved lossepladser			Referenceområder			Litteratur henvisning
	Gennemsnit	stdev	max	Gennem- snit/interval	stdv	sted	
Tang							
Nan. st 1	8,05			1,00	0,24	Saqqa Fjord	A
				2,5		Nuuk Fjord	D
Alle andre	2,70	1,11	4,63	1,71	0,3	Uunartoq +Aasiaat	K
Blåmusling							
Nan. st 3	4,75			1,7		Grønland	E
Alle andre	1,47	0,49		1,15	0,17	Saqqa Fjord	A
				0,86	0,08	Unartoq +Aasiaat	K
Ulkelever							
Nanortalik	1,1			1,9	0,7	Saqqa Fjord	A
Attu, Eqa, Aasiaat	4,3	0,6	4,8				
Sediment, unormaliseret							
Alle lossepladser	Varierende 2,6 til 57			22,4		Saqqa Fjord	A
						Qeqertarsuaq	B
Sediment normaliseret til Li = 22 mg/kg, eller silt, ved lossepladser: ikke-eddikesyreopløseligt							
Eqa, Nan	11	9	28	32		Saqqa Fjord	A
				16		Sydgrønland	C
Attu, Aasiaat	14	10	32	18,2		Nordgrønland	C
Sediment eddikesyreopløseligt på på ler/silt basis							
Attu, dybde 6m	1407			2		Uunartoq	K
Alle andre stationer	33	41	156				

De eneste forhøjelser i forhold til baggrundsværdierne for tang og musling er i umiddelbar nærhed af lossepladsen ved Nanortalik. Middelværdien af prøverne fra de øvrige stationer ses at være inden for variationsområdet for baggrundsværdier. Men hvad angår Ulkelever så er Nanortalik det eneste sted hvor kobber ikke er forhøjet.

Kobberindholdet i marine sedimenter fra Grønland er meget varierende. Koncentrationen i siltfraktionen spænder fra 16 mg/kg i ketilidiske områder (Sydgrønland) til 99 mg/kg i tertiære vulkanske områder (Disko-Nuussuaq og Midt-øst-Grønland). Kobberkoncentrationen er desuden stærkt kornstørrelsesafhængig. Ifølge AMAP undersøgelsen (Aarkrog et al. 1997) er Cu i sedimentet udenfor tertiære vulkanske områder proportional med Li koncentrationen. Der gælder følgende formel: $Cu = 0,8 \times Li$. I tabellen ovenfor ses, at den del af kobberet, der ikke er eddikesyreopløseligt, ligger meget lavt i forhold til referenceområder.

Det er den eddikesyreopløselige del af kobberet, der ser ud til at stamme fra lossepladserne. Det ses tydeligt af Figur 6 til 9, at der er kraftige forhøjelser af eddikesyreopløseligt kobber i alle sedimenter ud for lossepladserne, selv ved Eqaugarsuit, som ellers i andre henseender er uforurenet.

Overordnet ses det, at kobber frigives fra alle dumpe, men det ender hurtigt i sedimentets letopløselige fraktion. I biologiske prøver er kobber koncentrationen kun lige netop påviselig, dog med relativt store variationer.

Krom

Det ses, at tang og ulkelever er tydeligt forhøjet i krom, især tæt på lossepladserne, mens indholdet i muslinger ikke er forhøjet ved nogen af lossepladserne.

Eddikesyreopløseligt krom i sedimentets finfraktion er svagt forhøjet ved Eqalugarsuit og Nanortalik, men er højere ved Attu og Aasiaat, se kapitel 3.2.

Tabel 14. Kromkoncentrationer mg/kg i prøver fra lossepladser og fra andre områder.

Cr, mg/kg	Ved lossepladser			Referenceområder			Litteratur henvisning
	Gennemsnit	stdev	max	Gennemsnit/interval	stdv	sted	
Tang							
Attu st 1, Nan st 1, Aasiat st 2 og 4	0,73	0,10	0,86	0,106		Saqqa Fjord	A
				0,32	0,14	Uunartoq +Aasiaat	K
Alle andre	0,19	0,11	0,41				
Blåmusling							
				0,26		Grønland	E
Alle lossepladser	0,115	0,06	0,26	0,11	0,04	Saqqa Fjord	A
				0,08	0,005	Unartoq +Aasiaat	K
Ulkelever							
Nanortalik	0,35			0,017	0,020	Saqqa Fjord	A
Attu, Eqa, Aasiaat	0,17	0,12	0,35				
Sediment, unormaliseret							
Alle lossepladser	32	20	61	147		Saqqa Fjord	A
						Qeqertarsuaq	B
Sediment normaliseret til Li = 22 mg/kg, eller silt, ved lossepladser: ikke-eddikesyreopløseligt							
				57		Sydgrønland	C
				121		Nordgrønland	C
Sediment eddikesyreopløseligt på på ler/silt basis							
Alle lossepladser	33	39	135	15		Uunartoq	K

Nikkel

Tang og musling er ikke forhøjede i nikkel ved nogen af lossepladserne. I ulkelever er niveauet ud for lossepladserne ca. 4 gange højere end ved referencestationerne (Uunartoq og Saqqaa).

For nikkel og krom er det ikke muligt at normalisere ved hjælp af Li, da AMAP ikke har bestemt normaliseringskonstanterne for Ni og Cr. Sammenligning af de grovkornede sedimenter ved lossepladserne med fin-kornede sedimenter fra det øvrige Grønland må derfor foretages på en mindre stringent måde for disse metaller.

Det er karakteristisk at nikkelkoncentrationen i unormaliseret sediment er betydeligt lavere end referencekoncentrationerne, som alle er målt i silt. Lossepladssedimenterne er grovkornede, hvilket forklarer de lave

nikkelkoncentrationer. Der er kun mindre forhøjelser af eddikesyreopløseligt Ni i finfraktionen, som hovedregel i sedimentet tættest på lossepladsen.

Tabel 15. Nikkelkoncentrationer mg/kg i prøver fra lossepladser og fra andre områder.

Ni, mg/kg	Ved lossepladser			Referenceområder			Litteratur henvisning
	Gennemsnit	stdev	max	Gennemsnit/interval	stdv	sted	
Tang							
Alle lossepladser	0,98	0,60	1,89	0,82	0,18	Uunartoq +Aasiaat	K
Blåmusling							
Alle lossepladser	0,26	0,26	0,29	0,20	0,02	Unartoq +Aasiaat	K
Ulkelever							
Alle lossepladser	0,203	0,054	0,27	0,052		Saqqa Fjord	A
Sediment, unormaliseret							
Eqa, Nan	8,7	6,1	19,1	31,3		Saqqa Fjord	A
Attu, Aasiaat	14,1	4,5	20,5				
Sediment normaliseret til Li = 22 mg/kg, eller silt, ved lossepladser: ikke-eddikesyreopløseligt							
				19		Sydgrønland	C
				59		Nordgrønland	C
Sediment eddikesyreopløseligt på på ler/silt basis							
Alle lossepladser	36	40	125	25		Uunartoq	K

Arsen

Arsen er et stof der er almindeligt udbredt i det marine miljø, hvor det i biologiske prøver ofte findes som ikke-toxiske forbindelser som f.eks. arsenobetain og arsenosukker (Larsen 1993). Det er derfor ikke forventeligt at finde markante forhøjelser i miljøet ud for lossepladserne med mindre der er massive forureningskilder af arsen i lossepladserne. Figur 2 til 9 viser da også at koncentrationen af arsen som regel ligger på niveau med referencen. I enkelte tilfælde op til en fordobling, men ligeså tit en halvering.

PCB

I tabel 16 sammenlignes koncentrationen af sum PCB i prøver fra lossepladserne med sum PCB fundet af AMAP.

Tabel 16. PCB-koncentrationer ng/g i prøver fra lossepladser og fra andre områder. Qeqertarsuaq er ved Kronprinsens Ejland i Diskobugten.

		Ved lossepladser	Referenceområder		Reference
Musling	Nanortalik	35,6	0,85	Nanortalik	AMAP
	Aasiaat og Attu	5,13	0,58	Qeqertarsuaq	AMAP
	Egalugarsuit	2,8			
Ulkelever	Nanortalik	445	16	Nanortalik	AMAP
	Aasiaat	242	7,1	Qeqertarsuaq	AMAP
	Egalugarsuit	40	15	Uunartoq	
	Attu	34	54	Ittorqortoormiit	AMAP
			23	Avanersuaq	AMAP

Alle analyserede prøver fra lossepladserne har forhøjede indhold af PCB i forhold til de af AMAP fundne baggrundsværdier. Ulkelever fra Ittoq-qortoormiit (Scorebysund) indsamlet i et område langt fra byen har et højere indhold af PCB end referenceområderne i Vestgrønland. Det er karakteristisk for alle undersøgte arter, at POP-niveauerne er højere i Østgrønland end i Vestgrønland. Ulkene fra lossepladserne ved Attu og Eqaugarsuit har således lavere koncentrationer end i Østgrønland, men altså højere end baggrundsværdierne fra Vestgrønland.

I blåmusling ved byerne Nanortalik og Aasiaat er koncentrationen af PCB henholdsvis 40 og 6 gange højere end baggrundskoncentrationen. Koncentrationen af sum PCB i ulkelever ved byerne er ca. 30 gange højere end baggrundskoncentrationen.

Tabel 17 angiver den relative andel af lette, middeltunge og tunge PCB congener (PCB typer) i musling og ulkelever samt i perkolat fra lossepladsen i Nanortalik. Nanortalik er det sted hvor de højeste absolutte koncentrationer er fundet, både i musling og ulk. Samtidigt er det det sted, hvor den relative andel af lette congener er højest og andelen af tunge congener er lavest, se tabel 17.

Tabel 17. Relativ fordeling af lette (PCB#<53), middeltunge (99<PCB#<149) og tunge PCB (149< PCB#).

	Musling				Ulkelever			Perkolat kilde Carl Bro
	Nanortalik	Aasiaat	Aasiaat	Attu	Nanortalik	Eqaugarsuit	AMAP*	Nanortalik
Lette	0,31	0,16	0,03	0,04	0,37	0,05	0,11	0,19
Middel	0,55	0,61	0,58	0,44	0,42	0,40	0,43	0,59
Tunge	0,14	0,23	0,39	0,52	0,21	0,55	0,45	0,22

* AMAP ulke er fanget langt fra lossepladser.

En mulig forklaring på det afvigende mønster ved Nanortalik er, at forurening, der stammer fra langtransporteret forurening som målt af AMAP, er rig på tunge PCB congener, mens den lokale forurening er relativt rig på lette PCB congener. Lette congener nedbrydes hurtigere i naturen end tunge. Hvis forklaringen ligger heri, skulle Nanortalik dumpen altså udlede relativt frisk PCB, mens de andre dumpe skulle udlede PCB, som har ligget længe i dumpen, og der have undergået en nedbrydning af de lette PCB'er. Det er dog usikkert om dette er forklaringen.

Chlorerede pesticider

Af Tabel 18 ses at koncentrationen af alle tre congener af hexachlorcyclohexan (HCH) er lavere end fundet ved AMAP undersøgelserne. Hexachlorbenzen (HCB) er svagt forhøjet i musling ved Attu og tydeligt forhøjet i ulkelever ved Nanortalik.

DDT og TNC (transnonachlor) er tilsyneladende forhøjet i alle muslinge- og ulkeprøver. Enkeltresultater er afbildet i Figur 2 til 5. I musling er forhøjelsen tydelig ved Nanortalik og måles især i de stationer, der ligger tæt op ad dumpen. Men også middelværdien af de øvrige stationer ligger 2 til 5 gange højere end AMAP-værdierne og muslingerne fra Uunartoq.

Tabel 18. Sammenligning af de højeste koncentrationer og middelværdier (i parentes) af klorerede pesticider fundet ved lossepladser med baggrundskoncentrationer fundet af AMAP.

	Musling ng/g vådvægt				Ulkelever ng/g vådvægt			
	Max. ved lossepladser	AMAP Nanortalik	AMAP Qeqertarsuaq	Aasiaat reference	Max. ved lossepladser	AMAP Nanortalik	AMAP Qeqertarsuaq	Uunartoq
Alfa-HCH	0,19 Nan.	0,57	0,25	0,10	1,48 Eqa.	8,2	4,9	1,34
Beta-HCH	<0,06	0,038	0,025	<0,06	<0,25	0,66	0,30	<0,25
Gamma-HCH	0,12 Nan.	0,21	0,11	0,07	0,46 Eqa.	1,8	1,1	0,57
HCB	0,17 Attu (<0,08)	0,094	0,027	<0,07	13,6 Nanortalik. (3,0) middel af øvrige.	5,1	2,5	2,08
Sum-DDT	2,6 Nan. st. 2 (1,33)	0,43	0,24	0,71	22 Nanortalik (15,8)	14	5,8	7,1
TNC	0,52 Attu			0,19	9,88 Eqa. lugarsuit			2,3

DDT-indholdet i ulkene fra Nanortalik er lidt højere (22 ng/g) end både AMAP's værdi for Nanortalik, 14 ng/g, og AMAP's værdi for Diskobugten, 5,5 ng/g. Middelværdien af ulkelever fra de tre andre dumpe er 15,8 ng/g. Det kan tolkes som en svag forhøjelse. Ulkene fra referencestationen Uunartoq havde 7,1 ng/g.

Overordnet set kan man tale om noget i retning af en fordobling af visse klorerede pesticider i forhold til referenceområder.

PAH

Ulkelever fra områderne ved lossepladserne har et indhold af Sum PAH på 257 ng/g med standardafvigelse på 16 ng/g. Det er tydeligt lavere end AMAP fandt ved Kronprinsens Ejland: 897 ng/g (alt på vådvægtsbasis). Der er imidlertid stillet spørgsmål ved kvaliteten af PAH analyserne i AMAP-programmet. DMU har en undersøgelse i gang hvor ulkelever fra Kronprinsens Ejland analyseres med en mere pålidelig metode.

Niveauerne af PAH i sediment fundet ved lossepladserne er på samme niveau eller mindre end fundet af AMAP, se nedenstående tabel. Dette hænger formentlig sammen med, at sedimenterne ud for lossepladserne er meget grovkornede, hvorimod AMAP-sedimenterne er finkornede og indsamlet på dybt vand.

Tabel 19. PAH-koncentrationer ng/g i sedimentprøver fra lossepladser og fra andre områder i Grønland.

Lossepladssedimenter	Sum PAH ng/g	AMAP	Sum PAH ng/g
Eqa. lugarsuit	138	Ittoqqortoormiit	644
Nanortalik*	1373	Nanortalik	281
Attu	132	Thule	156
Aasiaat	85 og 200	Disko	357

* Finkornet meget organisk stof

Det generelle koncentrationsniveau for Danmark for ikke særligt forurenede områder (baggrunds niveauer) ligger på 100-500 µg PAH/kg tørstof for sediment fra åbne farvande (Jacobsen et al. 2000). Lossepladsprøverne, bortset fra Nanortalik, ligger i den lave ende af dette interval. I de indre danske farvande er PAH-niveauet på 500-1000 µg PAH/kg TS, i kystnære områder til tider noget højere, op mod 2000 µg PAH/kg TS (Jacobsen et al. 2000). Indholdet i sedimentet fra Nanortalik svarer altså til et kystnært sediment fra Danmark. For ikke særligt belastede havne ligger koncentrationerne på 3000-7000 µg PAH/kg TS, mens der i havne med betydelige punktkilder kan findes koncentrationer på mellem 7000 og 12000 µg PAH/kg TS. Hvor særlige hydrologiske forhold gør sig gældende, f.eks. i havne placeret i bunden af fjorde, vil koncentrationen undtagelsesvis kunne være større (omkring 15000 µg PAH/kg TS), uden at dette nødvendigvis indikerer en usædvanlig kraftig direkte udledning.

Sammenlignet med Danmark er koncentrationen af PAH selv lige uden for lossepladserne altså meget lav.

I tabel 20 sammenlignes koncentrationer fra lossepladserne med baggrundsreferencekoncentrationer fra OSPAR (Oslo and Paris convention).

OSPAR- og AMAP-publicerede data for PAH er ikke sat i relation til kornstørrelse eller indhold af organisk stof, hvilket kan være årsagen til de store variationsintervaller for OSPAR-tallene.

Man ser, at alle lossepladsprøverne med undtagelse af Nanortalik, ligger på samme niveau som OSPAR angiver for det Arktiske Ocean. Nanortalik-prøven med sit store indhold af organisk materiale ligger af den grund højere.

Sammenligner man med OSPAR referencekoncentrationer for Nordsøen/Skagerrak ser man, at Nanortalik ligger i den høje ende, og de øvrige er lavere end, eller i den laveste ende af variationsområdet for sedimenter fra Nordsø/Skagerrak. Lossepladsprøverne svarer nogenlunde til hvad man finder i den sydlige Nordsø.

Niveauerne af PAH fundet i sedimenterne ud for lossepladserne er altså ikke høje når man foretager sammenligninger med referencekoncentrationer. Men det må tages i betragtning, at sedimentprøverne indsamlet ud for lossepladserne var meget grovkornede. For bedre at sammenligne med finkornede sedimenter fra andre områder, bør der foretages en form for normalisering, enten med kornstørrelse eller med organisk stof.

Derfor er sedimentanalyserne for PAH i tabel 21 normaliseret dels på glødetabsbasis, og dels på basis af ler-silt fraktionen.

Tabel 20. PAH-koncentrationer, ng/g, i sediment.

Sted	Fluoranthen	Pyren	Benz(a)pyren	Benzo(b) fluoranthene
OSPAR (Webster et al. 2003)				
Nordsøen og Skagerrak	14-160	11-128	8,8-112	46-434
Sydlig Nordsø	0,72-97	0,6-78	<0,2-51	1,1-142
Arktiske Ocean Islandske Hav	7,4-30	1,7-6,4	1,0-3,8	7,4-30
AMAP				Ben(b+k)fluoranthene
Ittoqqortoormiit	15,2	14,3	2,3	13,3
Thule	8,3	4,1	6,9	3,7
Disko	8,9	11,4	3,3	8,3
Nanortalik	17,8	7,4	4,9	15,0
Lossepladser				
Aasiaat-Dyk-2	8,5	9,9	2,9	3,7
Aasiaat-Dyk-1	13,5	15,4	5,5	8,2
Attu-DYK-1-B	7,0	8,7	1,7	1,4
Nanortalik-DYK-2	116,5	118,6	33,7	54,2
Egalugarsuit-DYK-3	10,0	12,7	2,5	2,3
Reference	17,6	20,5	6,8	10,1

Tabel 21. PAH normaliseret på basis af glødetab og ler/silt.

ID nr.	Station	Glødetab %	Sum PAH ng/g	PAH/ glødetab ng/g	% ler-silt	PAH/ler-silt ng/g
30506	EQA-DYK-3	2,68	138	5146	5,07	2720
30580	NAN-DYK-2	30,60	1373	4488	68,76	1997
30623	Uunartoq	4,29	231	5386	11,19	2065
30641	ATTU_DYK-1-B	1,96	132	6742	13,08	1011
30676	Aasiaat-Dyk-2	0,66	85	13013	3,06	2786
30677	Aasiaat-Dyk-1	1,24	200	16159	10,43	1920

Der er tre fortolkningsmuligheder:

1. Indholdet af PAH i unormaliseret sediment er højest ved Nanortalik
2. Indholdet af PAH i sediment normaliseret på glødetabsbasis er højest ved Aasiaat og lige stort ved de andre lossepladser og referencestationen.
3. Indholdet af PAH i sediment normaliseret på ler-silt basis er nogenlunde lige stort ved alle lossepladser og referencestationen, dog lavere ved lossepladsen ved Attu.

Overordnet synes det som om der ikke er væsentlige forhøjelser af PAH omkring lossepladserne. Mindre forhøjelser af PAH i miljøet omkring lossepladserne ville ikke kunne påvises på grund af utilstrækkeligt sammenligningsmateriale.

Kilder til PAH

PAH i miljøet har flere kilder. Pyrogent PAH opstår ved dårlig forbrænding af organiske materialer, herunder træ, olie og affald. Petrogent og raffineret PAH findes i brændstoffer og olie, og kan tilføres miljøet fra spild af disse stoffer. Endeligt kan petrogent PAH tilføres fra naturlige kilder som udsivning af olie fra undergrunden. Hvis man skal foretage indgreb mod en PAH-forurening er det naturligvis vigtigt at vide hvordan PAH er blevet tilført miljøet. Ved at se på PAH-sammensætningen i en given prøve kan man i princippet afgøre hvilke af de tre kilder der er årsag til stoffets tilstedeværelse. Men resultaterne er ikke altid entydige, som det kan ses af vurderingen i bilag 8. Samlet synes det dog som om kilden til PAH ved lossepladserne er en blanding af petrogen og en pyrogen kilde. Attu, og i et tilfælde Nanortalik, har givet signaler der peger mere i retning af en ren pyrogen kilde. I bilag 8 ses en detaljeret vurdering af sammensætningen af PAH i sediment.

Dioxin

Dioxin målt i bløddele af blåmuslinger. I tabel 22 er resultaterne fra de grønlandske lossepladser sammenlignet med værdier fra danske kyster på stationer der ikke ligger tæt på kendte forureningskilder.

Tabel 22. PAH normaliseret på basis af glødetab og ler/silt.

Grønland		pg/g WHO-TEQ dioxin-furan	Danmark Data fra Danmark er fra NOVANA (J. Vikelsøe pers.comm.)		pg/g WHO-TEQ dioxin-furan
Eqalugarsuit	st. 1	0,02	Odense Fjord, Gabet		0,41
Nanortalik	st. 2	0,08	Horsens Fjord		0,38
"	st. 4	0,03	Sønderjyllands Amt, HUG		0,16
"	st. 3	0,32	Juelsminde Kyst		0,16
Attu	st. 1	0,05	Kolding Fjord		0,16
Aasiaat	st. 1	0,06	Seden Strand		0,17
"	st. 4	0,09	Sønderjyllands Amt, KOH		0,23
			Sønderjyllands Amt, Starup		0,68
			Nyborg Fjord, Tarco N		0,28
			Vejle Fjord		0,12
Middel		0,093	Middel		0,275

Det ses, at koncentrationen i Grønland gennemgående er betydeligt lavere end i Danmark. Kun to muslingeprøver fra Nanortalik indeholder en koncentrationsækvivalent, der er højere end flere af de danske muslingeprøver. Denne prøve er på niveau med Horsens Fjord og Nyborg Fjord.

Tabel 22 medtager kun "dioxin-furan", men ofte medtages yderligere i denne stofgruppe "coplanare PCB'er". Medtages disse i det toksiske ækvivalent er indholdet i de to prøver taget tæt på dumpen i Nanortalik ca. 10 gange højere end alle øvrige dioxinprøver (se Figur 2 til 5.). Det skal bemærkes, at hovedparten af den toksiske virkning kommer fra de coplanare PCB'er, og dumpen ved Nanortalik havde også klart den højeste værdi hvad angår de andre PCB'er.

Tributyltin, TBT

Muslingeprøverne er analyseret for organisk tin, herunder tributyltin (TBT). Tabel 23 viser koncentrationen af tributyltin (TBT) i bløddede af blåmuslinger ved lossepladserne og andre steder i Grønland.

Tabel 23. Sammenligning af koncentrationer af TBT i blåmusling ved lossepladser og andre steder i Grønland (ng Sn/g vådvægt). Værdier fra andre grønlandske områder er fra Strand & Asmund (2003), undtagen værdien fra Uunartoq som er referencestation for denne undersøgelse.

Ved lossepladser		Andre grønlandske områder	
Sted	Koncentration	Koncentration	Sted
Eqalugarsuit st. 1	<0,2	254	Nuuk havn
Nanortalik st. 2	<0,2	66	Maniitsoq havn
Nanortalik st. 3	1,2	20	Qeqertarsuaq havn
Nanortalik st. 4	<0,2	21	Qaqortoq havn
Attu st. 1	<0,2	6,6	Uummannaq havn
Aasiaat st. 1	0,3	1,2	Hundeøen ved Nuuk
		<0,5	Kronprinsens Ejland
		<0,2	Uunartoq

Alle analyseresultater for butyltin er meget lave, sædvanligvis under detektionsgrænsen (tabel 23). Dog er indholdet i prøverne fra stationerne lige op ad Nanortalikdumpen over detektionsgrænsen. Koncentrationerne fundet ved lossepladserne er en størrelsesorden lavere end koncentrationerne fundet inde i havne i Grønland. Hundeøen ved Nuuk ligger i sejlrueten for atlanttrafik til og fra Nuuk. Eventuelle TBT-problemer i Grønland synes således at være knyttet til havnene og ikke lossepladserne. På lossepladsen i Nanortalik, næsten i vandkanten ligger der en fiskekutter; kutteren kan have TBT maling og dermed være årsagen til det målelige TBT ved Nanortalik losseplads.

Bromerede flammehæmmere

Koncentrationen af bromerede flammehæmmere (polybromerede diphenylætere, PBDE) var i alle de analyserede muslingeprøver meget lavt på nær prøven indsamlet i umiddelbar nærhed af dumpen i Nanortalik. Praktisk taget alle koncentrationer af PBDE-congener var under detektionsgrænsen. Derfor er det besluttet her at sammenligne congen nr. 47 for muslingeprøverne idet dette congen optræder i størst koncentration. Det udgør ofte mere end 90% af det samlede PBDE i de grønlandske prøver. I tabel 24 sammenlignes koncentrationen af PBDE nr. 47 i muslinger fra den mest belastede station ved Eqalugarsuit, Attu, og Aasiaat samt de tre mest belastede stationer ved Nanortalik med referenceområder i Grønland, Danmark og Holland. Man ser, at indholdet af PBDE nr. 47 i muslinger ved Nanortalik ligger over niveauet i referenceområderne fra Grønland mens indholdet i de øvrige muslinger ligger under eller på baggrundsniveau. Man ser endvidere at niveauet ved Nanortalik dump er nogenlunde som niveauet i Danmark og Holland. I de danske muslinger udgør PBDE nr. 47 64% af den samlede mængde PBDE.

Tabel 24. Koncentrationer af bromodiphenyether nr. 47 i muslinger fra lossepladserne og referenceområder ng/g (vådvægt).

Losseplads, muslinger		Referenceområder		
		Middel	Min. – max.	Sted
Eqalugarsuit	0,03	0,03		Uunartoq
Nanortalik	0,04 – 0,25 – 0,70	0,10		"Usuk" 5 km fra Igaliko*
Attu	0,04	0,117	0,045–0,49	Danmark**
Aasiaat	0,05		0,18 – 0,8	Holland***

* Christensen et al. 2002

** Christensen & Platz 2001

*** De Boer et al. 2000

4.2 Sammenligning med fødevarekriterier

Kontaminantindholdet i musling og ulkelever kan yderligere vurderes ved sammenligning med fødevarekriterier. Aktuelle grænseværdier gældende for Danmark (Anon. 2004) og Norge (Klungsoyer 2005) er de samme som gælder for EU. Vi har i det følgende sammenlignet de fundne koncentrationer med disse grænseværdier i de tilfælde, hvor de findes. Desuden er der sammenlignet med islandske grænseværdier (<http://www.stjornartidindi.is/servlet/stjrtid/B/2003/662.pdf>) ud fra det synspunkt, at Island, ligesom Grønland, får en stor del af sit fødevarergrundlag fra havet.

For en række stoffer findes der ikke grænseværdier.

Kviksølv

Grænseværdien for kviksølv i muslinger og fisk er 0,5 mg/kg, både i EU og i Island.

De højeste koncentrationer fundet ved lossepladserne er 0,034 mg/kg i musling ved st. 5 i Aasiaat og 0,08 i ulkelever fra Aasiaat. Disse koncentrationer er meget lavere end grænseværdierne for levnedsmidler.

Cadmium

Grænseværdien for cadmium i fødevarer er 1,0 mg/kg i musling (også i Island) og 0,5 mg/kg i fiskelever.

I musling er den højeste koncentration fundet ved lossepladserne 0,99 mg/kg i musling ved st. 5 i Nanortalik. Dette er netop under grænseværdien for fødevarer.

I ulkelever ved lossepladserne fandtes 1,38 mg/kg ved Attu, 0,83 mg/kg ved Aasiaat, 1,09 mg/kg ved Eqalugarsuit og 0,38 mg/kg ved Nanortalik. Dette er således højere end grænseværdien for fisk for de tre førstnævnte. Der ses altså en mindre overskridelse af levnedsmiddelstandarden for Cd i ulkelever ved alle lossepladser undtagen Nanortalik, højest ved Attu. Overskridelsen skyldes ikke lossepladserne, men er et vidt udbredt fænomen i Grønland (Riget et al. 2000, Riget et al. 1997B) og skyldes sandsynligvis primært naturlige kilder.

Bly

Grænseværdien for bly i fødevarer er 1,5 mg/kg i muslinger og 1,0 mg/kg i fiskelever.

De højeste koncentrationer fundet ved lossepladserne var 0,98 mg/kg ved st. 1 i Aasiaat og 0,11 mg/kg i ulkelever fra Aasiaat. Disse koncentrationer er lavere end grænseværdierne.

PCB

PCB optræder specifikt i de islandske regler for fødevarer. Der angives en maksimal koncentration på 200 ng/g i fiskeprodukter forudsat et fedtindhold på 10% (bilag 9). Ulkelever har næsten 10% fedt, så de islandske regler kan anvendes.

Ved Nanortalik fandtes 445 ng/g i ulkelever, ved Aasiaat 242 ng/g i ulkelever. Grænseværdien er altså overskredet ved de to byer, men ved Attu og Eqalugarsuit og ved referencestationen fandtes koncentrationer betydeligt under grænseværdien.

Også musling havde sin højeste koncentration ved Nanortalik, 35,6 ng/g, efterfulgt af Aasiaat, 10,9 ng/g, mens bygderne hvad angår PCB i musling ikke adskilte sig væsentligt fra referencestationen. Ved Nanortalik undersøgte 3 muslingeprøver. Tæt på dumpen, st. 2, fandtes 35,6 ng/g og 37,3 ved st. 3, men bare 600 m derfra, ved st. 4, fandtes 3,9 ng/g.

Chlorerede pesticider

Island har specielle grænseværdier for chlorerede pesticider i fisk og fiskeprodukter (kolonne 4 og 5 i tabel 25) (Reglugerd 2004, Stornartidindi 2004). De højeste koncentrationer fundet ved lossepladserne i Grønland er alle betydeligt lavere end de islandske grænseværdier.

Sammenlignes med Fødevaredirektoratets grænseværdier (de sidste tre kolonner i tabel 25) ses også at selv de maksimale værdier fundet ved de grønlandske lossepladser er lavere. Der er dog en enkelt overskridelse, hvis relevans måske kan diskuteres: HCB i ulkelever fra Nanortalik dump omregnet på fedtbasis overskrider Fødevaredirektoratets grænseværdi for fedt i kød og smør og ost, ligeledes på fedtbasis.

Tabel 25. Sammenligning af de højeste koncentrationer fundet ved lossepladser med Fødevaredirektoratets og islandske maximalværdier (kilde se sidst i referencelisten) (stedet med max. koncentration er angivet efter værdien).

	Max. koncentration i musling fra lossepladser ng/g vådvægt (i parentes ng/g fedt)		Islands grænseværdier for fisk og fiskeprodukter, ng/g vådvægt, beregnet (se bilag 9)		Æg. Max. ng/g på vådvægtsbasis	Fedt fra kød. Max. ng/g på fedtbasis	Smør, ost m.v. Max. ng/g på fedtbasis
	Musling	Ulkelever	Musling	Fiskeprodukter			
Alfa-HCH	0,19 Nan. (10,5)	1,48 Eqa. (15,6)	10	50	10	100	75
Beta-HCH	<0,06 (<4)	<0,25 (<2,6)	10	50	10	100	75
Gamma-HCH	0,12 Nan. (6,5)	0,46 Eqa. (4,8)	10	50	100	1.000	200
HCB	0,17 Attu (8)	13,6 Nan. (216)	10	50	20	200	100
Sum-DDT	2,6 Nan. (143)	22 Nan. (354)	70	500	100	1000	1000

Dioxin

Betegnelsen dioxin benyttes her som fællesbetegnelse for polykloreret dibenzodioxin, polychloreret dibenzofuran og coplanare PCB'er, udtrykt som toksiske ækvivalenter.

Dioxin er undersøgt i én muslingeprøve fra hver losseplads (flere fra Nanortalik). Prøven er poolet af muslinger indsamlet så tæt på lossepladsen som muligt.

Grænseværdien for dioxin i fødevarer er 4 pg/g vådvægt for PCDD og PCDF for fiskekød og fiskerivarer (pg er picogram 10^{-12} gram), også i Island (<http://www.stjornartidindi.is/servlet/stjrtid/B/2003/662.pdf>).

Denne grænseværdi er ikke overskredet i muslingerne fra lossepladserne. Den højeste koncentration, der er fundet, er 1,36 pg/g medregnet coplanare PCB'er, ved st. 2 i Nanortalik.

Ifølge en ny bekendtgørelse fra Fødevarestyrelsen af 29-09-2005 er tallet 4 pg/g stadig gældende (Anon. 2005). Grænseværdien tages atter op til revision senest 31. december 2006 med henblik på en markant nedsættelse af grænseværdien. I de nye grænseværdier vil coplanare PCB'er indgå. I muslingeprøverne fra lossepladserne i Grønland var det den coplanare PCB nr. 126 der bidrog mest, over 50%, i værdien for toksisk ækvivalent (WHO-TEQ).

4.3 Sammenligning med kriterier for miljøkvalitet

Tabel 26 viser, hvilke klasser forureningen ved lossepladserne befinder sig i, vurderet ud fra kriterier for miljøkvalitet udviklet af Statens Forurensningstilsyn i Norge og gældende for Norge. De norske kriterier er ved at blive indført i det meste af EU. Systemets grænseværdier er beskrevet i bilag 7. I systemet er udgangspunktet for den øvre grænse for den mindst forurenede klasse: "anslået højt baggrundsniveau". Dette er en skønnet værdi for hvad man kan registrere på steder langt fra større identificerbare punktkilder. De øvrige klassegrænser er skønnede på baggrund af stoffernes farlighed, og erfaringer med hvor store koncentrationer det er observeret at udledninger kan forårsage. For kviksølv og dioxin er helbredshensyn også medtaget i fastsættelsen af grænserne.

Det ses, at hovedparten af analyseresultaterne klassificeres som ubetydeligt lidt forurenede, hvilket er den reneste klasse. Selv prøver indsamlet tæt ved lossepladserne befinder sig ofte i denne klasse.

Klassen moderat forurenede ses dog ofte, især for grundstofferne As, Pb, Cd og Cu. Forureningsklassen moderat forurenede med cadmium og arsen optræder også ved begge referencestationer, og fortolkes derfor som et "arktisk fænomen" og ikke som et resultat af lossepladserne. At cadmium ofte er højt er kendt i mange tilfælde for arktiske organismer, og formentlig er der primært naturlige årsager til dette.

Tabel 26. Klassificering af forureningskomponenterne ved de undersøgte lossepladser.

		Eqalu- garsuit		Nanortalik					Attu					Aasiaat							Reference	
		St. 1	St. 2	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	U	A
As	Tang																					
	Musling																					
Pb	Tang																					
	Musling																					
Cd	Tang																					
	Musling																					
Cu	Tang																					
	Musling																					
Cr	Tang																					
	Musling																					
Hg	Tang																					
	Musling																					
Ni	Tang																					
	Musling																					
Zn	Tang																					
	Musling																					
DDT	Musling																					
	Fiskelever																					
HCB	Musling																					
	Fiskelever																					
HCH	Musling																					
	Fiskelever																					
PCB	Musling																					
	Fiskelever																					
TEQ	Musling																					

Ubetydeligt lidt forurenet
Moderat forurenet
Markant forurenet
Stærkt forurenet
Meget stærkt forurenet

Noter

TEQ er her toksiske ækvivalenter dioxin og furan uden coplanare PCB

Fiskelever er ulkelever, hvor de norske klasser er for torskelever

Markant forurenet optræder kun sjældent: Bly i tang ved st. 5 i Aasiaat, cadmium i musling ved st. 5 ved Nanortalik og Uunartoq, kviksølv i tang ved st. 1 og 2 ved Aasiaat og endeligt PCB i musling ved st. 2 og 3 ved Nanortalik.

Klasserne stærkt forurenet og meget stærkt forurenet optræder slet ikke.

Der er kun analyseret een fiskeleverprøve (fra ulk) ved hver losseplads. Markeringen er derfor ført igennem, så den dækker alle stationer.

5 Konklusioner

I det følgende resumeres de foregående kapitler, i de første afsnit hvert stof for sig. Derefter gives en samlet vurdering af de grønlandske lossepladser som forureningskilder.

Kviksølv

I enkelte tilfælde er kviksølvniveauet forhøjet ved lossepladserne, især ved Aasiaat. Ingen niveauer er dog specielt høje, og ingen værdier overstiger grænseværdier for levnedsmidler. I forhold til de norske miljøkvalitetskriterier er kviksølvniveauet ved lossepladserne i de fleste tilfælde "ubetydeligt lidt forurenet", i enkelte tilfælde "moderat forurenet" og "markant forurenet" (tang ved Aasiaat, se bilag 7 for forklaring af klassificeringssystemet).

Cadmium

Cadmiumniveauerne ved lossepladserne er ikke forhøjet.

Bly

Alle analyserede emner er konsekvent forhøjet i nærheden af dumpene med en faktor 10-20 i forhold til baggrundsværdier, men ingen værdier overstiger danske eller islandske grænseværdier for levnedsmidler. I forhold til de norske miljøkvalitetskriterier er blyniveauet ved lossepladserne i de fleste tilfælde "ubetydeligt lidt forurenet", i enkelte tilfælde "moderat forurenet" og "markant forurenet" (især ved Attu og Nanortalik).

Zink

Zink er tydeligt forhøjet i tang ved alle lossepladser, mens der i andre medier kun er moderat eller ingen forhøjelse. I forhold til miljøkvalitetskriterier er zinkniveauet ved lossepladserne i alle tilfælde "ubetydeligt lidt forurenet", bortset fra i et enkelt tilfælde ved Nanortalik, som er "moderat forurenet". Zink er det stof, der mest tydeligt afspejler lossepladsernes påvirkning af det omgivende miljø, og det kan anvendes som indikator for lossepladsens forurening. F.eks. er der en klar sammenhæng mellem eddikesyreopløseligt zink og eddikesyreopløseligt kobber i sedimenterne ud for lossepladserne, hvilket viser at kobberet stammer fra lossepladserne.

Kobber

Der er kraftige forhøjelser i sedimenter, og kobber fra lossepladserne bindes til den letopløselige fraktion i sedimentet. I enkelte tilfælde (især ved Nanortalik) findes forhøjede værdier i de undersøgte organismer. Ingen af disse værdier er specielt høje og i forhold til miljøkvalitetskriterier er kobberniveauet ved lossepladserne i de fleste tilfælde "ubetydeligt lidt forurenet", enkelte falder i kategorien "moderat forurenet".

Krom

Krom er tydeligt forhøjet i tang og ulkelever og i sedimentets eddikesyreopløselige fraktion. Men i forhold til miljøkvalitetskriterier er kromniveauet ved lossepladserne i de alle tilfælde i kategorien "ubetydeligt lidt forurenet".

Nikkel

Nikkel er ikke systematisk forhøjet i sedimenterne, og der er ingen forhøjelser i tang og musling. Ulkelever er som hovedregel forhøjet ca. 4 gange ud for dumpene. I forhold til miljøkvalitetskriterier falder nikkelniveauerne ved lossepladserne i de alle tilfælde i kategorien "ubetydeligt lidt forurenet", med en enkelt undtagelse ved én station ved Aasiaat.

Arsen

Der er ingen væsentlige forhøjelser af arsenniveauet ved lossepladserne.

PCB

Baggrundskoncentrationer er overskredet i alle analyserede prøver fra alle lossepladser. Koncentrationen af PCB i ulkelever ved lossepladserne i Nanortalik og Aasiaat er højere end den islandske grænseværdi for fisk. I forhold til miljøkvalitetskriterier falder PCB-niveauerne ved lossepladserne imidlertid i de fleste tilfælde i kategorien "ubetydeligt lidt forurenet", en enkelt falder i kategorien "moderat forurenet" (Aasiaat) og to i kategorien "markant forurenet" (Nanortalik).

Klorerede pesticider

Der kan måles en forhøjelse af DDT i musling og ulkelever i forhold til baggrundsværdier, typisk en fordobling. Også TNC og HCB findes i nogen tilfælde i forhøjede koncentrationer. Der er ingen overskridelser af fødevarekriterier. Dog overskrider HCB i ulkelever fra Nanortalik de danske grænseværdier for ost, smør og æg, hvis koncentrationerne udtrykkes på fedtbasis. I forhold til miljøkvalitetskriterier falder niveauerne af klorerede pesticider ved lossepladserne i langt de fleste tilfælde i kategorien "ubetydeligt lidt forurenet", mens enkelte falder i kategorien "moderat forurenet" (Attu og Nanortalik).

PAH

Bortset fra en sedimentprøve ved Nanortalik er PAH-niveauet ikke forhøjet ved lossepladserne. Det PAH, der findes, er tolket til at have både en petrogen og pyrogen oprindelse.

Dioxin

Koncentrationsniveauerne ved de grønlandske lossepladser er væsentligt lavere end i områder i Danmark, der ikke er påvirket af punktkilder. Men umiddelbart op ad lossepladsen i Nanortalik er der et tydeligt forhøjet indhold af dioxinlignende stoffer, primært coplanare PCB'er. I forhold til miljøkvalitetskriterier falder dioxinniveauerne ved lossepladserne i alle tilfælde i kategorien "ubetydeligt lidt forurenet", med en enkelt undtagelse ved én station ved Nanortalik.

Butyltin

Alle koncentrationer er meget lave. Der er kun fundet målelige koncentrationer af butyltin ved den højest belastede station ved Nanortalik.

Bromerede flammehæmmere

Bortset fra enkelte prøver ved Nanortalik er niveauet af bromerede flammehæmmere ved lossepladserne ikke forhøjet. Ved Nanortalik er bromerede flammehæmmere fundet i koncentrationer på op til 5 gange baggrundsværdien for Grønland i muslinger tæt på lossepladsen. Niveauerne her svarer til niveauerne i blåmuslinger fra Danmark og Holland.

Samlet vurdering

PCB og bly er de stoffer, der mest markant kan spores i havet fra de grønlandske lossepladser, men også for de fleste af de andre undersøgte kontaminanter kan der spores forhøjede koncentrationer i havmiljøet. Niveauerne af kontaminanterne er dog generelt ikke høje, og hovedparten af analyseresultaterne placerer de undersøgte prøver i forureningsklassen "ubetydeligt lidt forurennet" i forhold til et norsk klassificeringssystem for kontaminanter i det marine miljø. Selv prøver indsamlet tæt ved lossepladserne har ofte koncentrationer der befinder sig i denne klasse.

Af de fire undersøgte lossepladser er det Nanortalik, der i næsten alle tilfælde giver den største forurening.

Målinger af strømforhold og deres indflydelse på forureningsniveauerne er ikke analyseret i dette arbejde. Dog viser forureningsgradienterne på målestationerne, at forureningen hurtigt aftager, hvilket indikerer at der er tale om meget lokal forurening og belastning af havmiljøet fra lossepladserne.

6 Bidragsydere til rapporten

Tak til følgende DMU medarbejdere: Sigga Joensen og Lene Bruun takkes for deltagelse i prøveindsamling og metalanalyser. Ellen Christiansen, Claus Jakobsen, Elsebeth Johansen, Birgit Groth, Annegrete Ljungqvist, Karin Rosengaard Pedersen og Inge Merete Worsøe takkes for analysearbejde. Pia Lassen (PAH), Katrin Vorkamp og Christina Hjørnsen (PCB, bromerede flammehæmmere, pesticider), Jacob Strand (organotin), Jørgen Vikelsøe (dioxin-furan-coplanare PCB) takkes for analyser og hjælp med fortolkning. Poul Johansen, Jesper Madsen, Christian Glahder og Kirsten Rydahl takkes for hjælp med udformningen af rapporten. Jan Damgaard Nielsen takkes for sin hjælp med prøveindsamlingerne på fjordbunden, ofte på 30 meters vanddybde.

Fra Carl Bro A/S takkes Morten Hundahl Pedersen og Pia Lene Winther Bjergaarde for hjælp under feltarbejdet og for samarbejdet om fortolkning af resultater set i relation til Carl Bro's undersøgelser ved lossepladser.

Direktoratet for Miljø og Natur, Grønlands Hjemmestyre takkes for konstruktiv og kritisk diskussion af planer og projektgennemførelse samt rapporten.

Dette projekt er finansieret af Miljøstyrelsens DANCEA midler, og udført af DMU i samarbejde med Direktoratet for Miljø og Natur i Nuuk og Carl Bro A/S.

7 Referencer

Aarkrog, A., Aastrup, P., Asmund, G., Bjerregaard, P., Boertmann, D., Carlsen, L., Christensen, J., Cleemann, M., Dietz, R., Fromberg, A., Storr-Hansen, E., Heidam, N.Z., Johansen, P., Larsen, H., Paulsen, G.B., Petersen, H., Pilegaard, K., Poulsen, M.E., Pritzl, G., Riget, F., Skov, H., Spliid, H., Weihe, P. & Wåhlin, P. 1997. AMAP Greenland 1994-1996: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Danish Environmental Protection Agency. 792 pp.

Anon. 2004: Bekendtgørelse om visse forureninger i fødevarer. Fødevareredirektoratet, bekendtgørelse nr. 411, 02.06.2004.

Anon 2005: Bekendtgørelse om visse forureninger i fødevarer. Fødevareredirektoratet, bekendtgørelse nr. 891, 22.09.2005.

Asmund, G., Vorkamp, K., Backus, S. & Comba, M. 2004: An update of analytical methods, quality assurance and quality control used in the Greenland AMAP programme. 1999-2002. *Science of the Total Environment* 331: 233-245.

Audunsson, G.A. (2005) Gudjon Atli Audunsson, Project Manager at the Technological Institute of Iceland, Centre of Chemical Analysis, Keldnaholti, 112 Reykjavik, Iceland. Pers. Com.

Carl Bro A/S 2005: Miljøteknisk undersøgelse af 4 lossepladser i Grønland, In prep. August 2005. DANCEA projekt M127/001-0113

Christensen, J.H. & Platz, J. 2001: Screening of polybrominated diphenyl ethers in blue mussels, marine and freshwater sediments in Denmark. *J. Environ. Monit.* 3: 543-547.

Christensen, J.H., Glasius, M. & Pécseli, M. 2002: Polybrominated diphenyl ethers (PBDE's) in marine fish and blue mussels from southern Greenland. *Chemosphere* 47: 631-638.

de Boer, J., van der Horst, A. & Wester, P.G. 2000: Organohalogen Compd. 47: 85.

Escher, A. & Watt, W.S. 1976: The Geology of Greenland. Grønlands Geologiske Undersøgelse ISBN 87-980404-0-5

Glahder, C.M., Asmund, G., Mayer, P., Lassen, P., Strand, J. & Riget, F. 2003: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base. Faglig rapport fra DMU, nr. 449, 2003. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR449.pdf

Glahder, C.M., Asmund, G. & Stijl, F.v.d. 1996: Natural zink elevations in Arctic water bodies - In: Ciccu, R. (ed). SWEMP '96. Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production. DIGI-TA University of Cagliari. Pp. 811-817.

Jacobsen, J.A., Strand, J., Foverskov, S., Pritzl, G., Lassen, P., Thomsen, M., Toudal, K. & Larsen, H. 2000: Antibegroningsmidler og PAH i havbunden i Vadehavet samt i Esbjerg og Rømø havne. DMU, Esbjerg Havn, Rømø Havn og Amternes Vadehavssamarbejde, ISBN 87-7941-039-1.

Johansen, P., Hansen, M.M., Asmund, G. & Nielsen, P.B. 1991: Marine Organisms as Indicators of Heavy Metal Pollution - Experience from 16 Years of Monitoring at a Lead Zinc Mine in Greenland. *Chemistry and Ecology* 5: 35-55.

Johansen, P. & Asmund, G. 1999: Pollution from Mining in Greenland. Monitoring and Mitigation of Environmental Impacts. *In: Azcue, J.M. (ed.): Environmental Impacts of Mining Activities. Emphasis on Mitigation and Remedial Measures.* Springer. Pp. 245-262.

Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 1998: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 1998. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 258. 28 s.

Johansen, P. & Asmund, G. 2003: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 444. 34 s.

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

Klungsoyer, J. 2005: Institute of Marine Research, P.O. Box 1870 Nordnes, N-5817 Bergen. Personal communication.

Larsen, E.H. 1993: Arsenic speciation. Development of analytical methods and their application to biological samples and food. Ph.D. Thesis. National Food Agency of Denmark, DK-2860 Søborg, Denmark. 116 p. ISBN 87-601-3880-7.

Larsen, T.S., Kristensen, J.A., Asmund, G. & Bjerregaard, P. 2001: Lead and Zinc in sediments and biota from Maarmorilik, West Greenland: an assessment of the environmental impact of mining wastes on an Arctic fjord system. *Environmental Pollution* 114: 275-283.

Loring, D.H. & Asmund, G. 1996: Geochemical factors controlling accumulation of major and trace elements in Greenland coastal and fjord systems. *Environmental Geology* 28 (1) July 1996.

Loring, D.H. & Rantala, R.T.T. 1992: Manual for geochemical analyses of marine sediments and for suspended particulate matter. *Earth-Sciences Reviews* 32: 235-283.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen, J. 1997: Klassifisering af miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Veiledning. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. Rapport TA 1467/1997, 36 s. Kan findes på internettet via www.sft.no.

Pécseli, M., Pritzl, G., Thomsen, M., Asmund, G. & Christensen, J.T. 2002: Polycyclic Aromatic Compounds in the Greenland Marine Environment. Polycyclic Aromatic Compounds 22: 689-702.

Riget, F. 2006: Tidsmæssig udvikling af kontaminanter i grønlandske dyr - en status rapport. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 228. http://www2dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbrapporter/rapporter/-ar228.pdf.

Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G. 1995: Natural seasonal variation of cadmium, copper, lead and zinc in Brown seaweed (*Fucus vesiculosus*). Marine Pollution Bulletin 30 (6): 409-413.

Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G. 1996: Influence of Length on Element Concentrations in Blue Mussels (*Mytilus edulis*). - Marine Pollution Bulletin 32(10): 745-751.

Riget, F., Johansen, P. & Asmund, G. 1997: Baseline Levels and Natural Variability of Elements in Three Seaweed Species from West Greenland. Marine Pollution Bulletin 34 (3): 171-176.

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

Riget, F.F., Dietz, R. & Johansen, P. 1997B: Heavy metals in Greenland marine Fish. Meddr Grønland, Biosphere 48: 29.

Riget, F., Dietz, R., Johansen, P. & Asmund, G. 2000: Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine biota and sediments during AMAP phase 1. The Science of the Total Environment 245 (1-3): 3-14.

SRK Consulting 2002: Unpublished data on sediments in Saqqa Fjord. Part of the environmental Impact Assessment prepared for Nalunaq I/S. May 2002.

Strand, J. & G. Asmund 2003: Tributyltin accumulation and effects in marine molluscs from West Greenland. Environmental Pollution 123: 31-37.

Webster, L., Twigg, M., Megginson, C., Walsham, P., Packer, G. & Moffat, C. 2003: Aliphatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in sediments collected from the 110 mile hole and along a transect from 58°58.32'N 1°10.38'W to the inner Moray Firth, Scotland. J. Environ. Monit. 5: 395-403.

Reference til krom. EUROPEAN COMMISSION. HEALTH & CONSUMER PROTECTION DIRECTORATE-GENERAL. Directorate C - Scientific Opinions C2 - Management of scientific committees; scientific co-operation and networks. Scientific Committee on Food. SCF/CS/NUT/UPPLEV/67 Final. 23 April 2003. http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out197_en.pdf.

Reference til Islandske grænseværdier for fødevarer.

Reference 1:

<http://www.reglugerd.is/interpro/dkm/WebGuard.nsf/lookByNumer/1212004?OpenDocument>

Reference 2:

<http://www.reglugerd.is/interpro/dkm/WebGuard.nsf/58b439f05a7f412f00256a07003476bc/b21195a180e19eee00256f5600567ee5?OpenDocument>

Reference 3:

<http://www.stjornartidindi.is/servlet/stjrtid/B/2003/-661.pdf>

Reference 4:

<http://www.stjornartidindi.is/servlet/stjrtid/B/2003/-662.pdf>

8 Bilag

Bilag 1. Feltrapport

Dette bilag beskriver kort feltarbejdet og de indsamlede prøver for DMU's deltagelse i undersøgelserne ved 4 grønlandske lossepladser i september 2003.

Deltagere

fra DMU:

Dykker Jan Damgaard Nielsen

Laborant Sigga Joensen

Laborant Lene Bruun

Kemiker Gert Asmund.

Desuden deltog Morten Hundahl Pedersen og Pia Lene Winther Bjergergaarde fra firmaet Carl Bro A/S.

Sted

Følgende byer og bygders lossepladser blev undersøgt: Eqaugarsuit, Nanortalik, Attu og Aasiaat.

Tidsforløb

Mandag 15. september

Jan Damgaard Nielsen og Gert Asmund samt de to deltagere fra Carl Bro starter med skibet Kisaq fra Nuuk, og ankommer om morgenen 17. september til Qaqortoq, hvor Sigga Joensen og Lene Bruun tilslutter sig.

Onsdag 17. september og torsdag 18. september

Undersøgelser ved lossepladsen i Eqaugarsuitt, som er en bygd ca. 2 timers sejlads fra Qaqortoq.

Fredag 19. september og lørdag 20. september

Undersøgelser ved lossepladsen i Nanortalik. Prøverne som indsamledes ved Eqaugarsuit, Uunartoq og ved Nanortalik oparbejdes på agterdækket af Kisaq, under en udspændt presenning.

Søndag 21. september

Indsamling af referenceprøver nær øen Uunartoq, og sejlads til Qaqortoq, og videre mod Pamiut.

Mandag 22. september

Sejlads mellem Qaqortoq og Paamiut, går ind i Paamiut 4 timer for at købe brændstof og få ro til at spise (Kisaq ruller meget i dønningerne udenskærs).

Tirsdag 23. september

Sejlads mod Nuuk, ankomst kl. 12, pakning og forsendelse af prøverne fra Sydgrønland.

Onsdag 24. september

Med fly til Aasiaat og påmønstring skibet Sila. Sejlads mod Attu, som er en bygd 9 timers sejlads syd for Aasiaat.

Torsdag 25. september

Undersøgelser omkring lossepladsen i Attu på grund af sydlig kuling og varsel om storm sejles direkte tilbage til Aasiaat efter feltarbejdet.

Fredag 26. september og lørdag 27. september

Undersøgelser omkring lossepladsen i Aasiaat. Prøverne som indsamles i Attu og prøverne fra Aasiaat oparbejdes i laboratoriet på R/V Adolf Jensen, som tilfældigvis ligger i havnen i Aasiaat.

Søndag 28. september

De sidste prøver oparbejdes, og alle prøverne fra Nordgrønland pakkes og indfryses i Adolf Jensens fryser. De vil blive afsendt fra Nuuk til DMU.

Mandag 29. september

Hjemrejse.

Arbejdsplan

Der gælder samme plan for alle 4 lossepladser.

Tidevandsstationer:

Der vælges 5 tidevandsstationer i strandkanten ved og omkring lossepladsen. Den ene vælges midt i lossepladsen, og 2 stationer vælges umiddelbart til højre og til venstre for lossepladsen. Yderligere 2 stationer vælges i lidt større afstand fra lossepladsen, ca. 500 meter. Fra disse stationer indsamles tangarten blæretang (*Fucus vesiculosus*), som tidligere er blevet benyttet meget i forureningsmonitoring. Desuden indsamles et større antal blåmuslinger (*Mytilus edulis*) af en ønsket størrelse. Det viste sig at muslinger mellem 4 og 5 cm kunne findes ved alle lossepladser. Bløddelene fra 20 muslinger udskæres og pooler til grundstofanalyse. Til POP-analyse udskæres bløddele fra tilstrækkeligt mange muslinger til at opnå mindst 100 gram bløddele.

Af tang benyttes kun de friske årsskud, som klippes fra med en saks af rustfrit stål. Tang tænkes kun indsamlet til grundstofanalyse, og opbevares derfor i polyethylenposer.

Dykkerstationer

Der vælges 3 til 5 dykkerstationer ud for hver dump. De placeres ud for dumpens midte, så der ideelt opnås dybder på 5 m–10 m, 20 m og 30 m. Bundforholdene ved de enkelte dumpe betød at denne strategi ikke kunne følges fuldstændigt.

Fra hver dyk søges følgende indsamlet:

Sediment, laminaria, søpindsvin, kammusling, andre muslinger end kammusling og blåmusling og marine snegle. Dykkerens observationer viste, at der ikke fandtes kammusling, andre muslinger end kammusling og blåmusling og marine snegle ved de valgte dumpe.

Sediment graves op med en lille håndskovl og opbevares i plastbøtter. Kun de øverste 2 cm indsamles. Efter prøverne er kommet på dæk, overføres sedimentet til Rilsanposer, både til grundstof og til POP-analyser.

Af søpindsvin udtages æg til analyse. Laminaria fryses hele.

Fisk

Her omtales almindelig ulk (*Myoxocephalus scorpius*) og fjordtorsk, også kaldet uvaq, (*gadus ogac*).

Fisk fanges med garn og med fiskestang og pilk. I praksis viste det sig at pilkning var den mest effektive måde at fange ulke på. Ulken foretrakkes fordi det er en meget stationær fisk. Hvis ulk ikke kan fanges i tilstrækkelig mængde tages i stedet uvaq. Fiskenes længde måles, de vejes og skæres op, kønnet bestemmes og leveren tages ud hel og vejes. Til grundstofanalyser pakkes hver lever for sig, men til POP-analyser pooles tilstrækkeligt mange leverer til at en prøve på mindst 100 gram opnås.

Ved Eqaługarsuit fangedes lige ud for dumpen kun uvaq og ingen ulke. Årsagen var at der var så mange uvaq at der var bid af en uvaq i samme sekund pilken nåede ned nær bunden, og ingen ulke fik chancen for at nå blinket. Sydvest for dumpen ud for bygden Eqaługarsuit fangedes derimod mange små ulke. Fordi de var så små, og fordi arbejdsbetingelserne på dækket af Kisaq ikke var optimale, besluttedes det at nedfryse disse meget små ulke hele.

Dykkerobservationer fra havbunden ud for dumpene

Eqaługarsuit

EQA-DYK-1. Dybde 23,4 m ret ud for dumpen i Eqaługarsuit. Bunden var gruset og havde en tæt bevoksning af Laminaria. Der var ingen tegn på muslingeskaller eller sneglehuse. Prøver: Laminaria og sediment.

EQA-DYK-2. Dybde 14,4m ret ud for dumpen i Eqaługarsuit. Stenet bund med 100% dækning af laminaria. Et søpindsvin blev fundet, ingen sneglehuse og ingen muslingeskaller. Prøver: Sediment, laminaria og et søpindsvin.

EQA-DYK-3. Dybde 10 m ud for dumpen i Eقالugarsuit tæt ved EQA-2. Gruset bund med meget tæt bevoksning af laminaria. Prøver: Sediment og laminaria.

EQA-DYK-4. Dybde 38 m 0,5 til 1 km fra kysten ud for dumpen i Eقالugarsuit. Sandet bund med spredt bevoksning af laminaria (10% til 15%). Mange trådalger, mange rurer på sten eller klippe. Knuste skaller, men ingen levende muslinger men een lille snegl. En ulk blev set. Vandet var meget klart her.

Nanortalik

NAN-DYK-1. Dybde 19,8 m ret ud for dumpen i Nanortalik. Bunden bestod af blødt mudder i et ca. 30 cm tykt lag. Spredt bevoksning med laminaria, kun ca. 3 m sigtbarhed i vandet. En snegl, et søpindsvin og en søpølse blev set. Prøver: Sediment, laminaria og et søpindsvin.

NAN-DYK-2. Dybde 10 m tæt på dumpen i Nanortalik. Mudret bund, 90% dækket af trådalger, sigtbarhed kun ca. 3 m. Mange ulke og en del sandkrabber. Ingen skaller eller sneglehuse. Glasskår, jernrør plastikaffald og andet ubestemmeligt affald. Prøver: Sediment og trådalger.

NAN-DYK-2. Dybde 5 m, meget tæt på dumpen i Nanortalik. Sandet/gruset bund tæt belagt med salatliggende grønne alger. Ingen skaller. Glasskår, jernrør, plastikaffald og andet ubestemmeligt affald. Prøver: Sediment.

NAN-DYK-3. Dybde 27 m. Blødt sandet bund med knuste skaller, men ingen levende muslinger. 80% dækning med store til mellemstore sten bevokset med laminaria. Mange søpølser og mange søpindsvin. En ulk og en krabbe sås. Bunden virkede forurenede. Prøver: Sediment, laminaria og søpindsvin.

NAN-DYK-4. Dybde 13 m. Positionen er i en slags grøft mellem de to bassiner ud for lossepladsen hvori DYK-1 og DYK-3 ligger. 100% dækning af bunden med 60 cm tykt tæppe af trådalger. 10% belægning med svovlbrinte belægning. En krabbe sås, men det var alt hvad der observeredes af liv. Bunden under trådalgerne var nærmest en sort flydende masse af tykt pløret sediment. Prøve: sediment.

Uunartoq referencestation

Dybde 13 til 16 m. Usædvanligt klart vand. Blødt bund med småsten. Fra 13 m og op efter belagt med trådalger. Fra 13 m og ned efter mudderbund. Snegle og mange søpindsvin. Et par ulke. Ingen krabber og ingen muslinger. Prøver: Sediment, snegle og søpindsvin.

Attu

ATTU-DYK-1A. Dybde 6 m, 20 m fra dumpen i Attu. Hård bund, ren klippe. Usædvanligt høje laminaria, op til 5 meter i længden. Ingen snegle eller muslinger, men rurer, ulke og sandkrabber. Meget affald som jernplader, plastik, stof m.m. Prøver: Sediment (grus) og laminaria.

ATTU-DYK-1B. Dybde 13 m ca. 50 m fra dumpen. Ligner 1A, men sandet sediment. Prøver: Sediment.

ATTU-DYK-2. Dybde 18 m. ca. 150 m fra land (dumpen). Klippebund med 10% dækning af store laminaria. Flad sandbund, på dybder større end 18 m uden laminaria. Sigtbarhed ca. 8 m. Mya (en musling) sås og huller i sandbunden som indikerer sandmuslinger. Rurer, sandkrabber og ulke. Blød, klæg bund, brunsort. Spredt affald, som spande og malerbøtter. Prøver: Sediment og laminaria.

Aasiaat

Aasiaat-Dyk-1. Dybde 21 m ret ud for dumpen i Aasiaat. Blød bund med skaller og småsten op til ca. 0,5 kg. 10% kampesten. Lidt jernaffald, tromler, maskindele. Mange søstjerner, søsole, søanamoner, sønelliker og søpindsvin. Muslingeskaller bl.a. af glat hjertemusling, men der blev ikke fundet nogen levende glat hjertemusling trods et ihærdigt forsøg. Prøver: Sediment og søpindsvin.

Aasiaat-Dyk-2. Dybde 10 m, meget tæt på dumpen i Aasiaat. Samme observationer som for dybden 20 m, men ingen sønelliker. Jernrør og olietønder. Prøver: Sediment og søpindsvin.

Aasiaat-Dyk-3. Dybde 5 m Alle observationer er det samme som for dybden 10 m, men endnu mere affald. Prøver: Sediment og søpindsvin.

Aasiaat-Dyk-4. Dybde 30 m. midt i bugten ud for dumpen i Aasiaat. Samme observationer som for dybden 20 m. Meget jernaffald. En fladfisk.

Prøver: Sediment og søpindsvin.

Bilag 2. Oversigt over indsamlede prøver

Blåmuslinge prøver

Ved hver losseplads indsamledes blåmusling fra 5 stationer. Én ud for midten af lossepladsen (alle lossepladser gik helt ned til strandkanten), én prøve fra hver side af lossepladsen, tæt på denne, og to prøver lidt længere væk med én prøve på hver side af lossepladsen. Der indsamledes desuden prøver ved to referencestationer. For de to sydgrønlandske lossepladser valgtes en station på øen Uunartoq, som tidligere er benyttet som referencestation.

Ved Aasiaat valgtes en referencestation et par kilometer fra lossepladsen. Det tilstræbtes at indsamle blåmuslinger med skallængder på mellem 4 og 5 cm. De indsamlede blåmuslinger blev først åbnet med skalpel og derefter stillet til afdrypning. Derefter blev bløddelene udskåret. De blev opsamlet og opbevaret i polyethylenposer til grundstofanalyser, og i Rilsanposer til POP-analyser.

Oversigt over indsamlede blåmuslingeprøver. Rilsanbag er en pose til prøver til POP-analyse. Polyethylene er til metalanalyser.

ID-nr.	Indsam- lingsdato	Lokalt navn	Station	Antal indivi- der	Skallængde m.m.			Våd- vægt, gram	Kommentarer
					Gns.	Min.	Max.		
30518	20030917	Eqalugarsuit	EQA-1	20	44,8	40	50	60,7	I polyethylenpose
30519	20030917	Eqalugarsuit	EQA-1	39	43,6	40	50	117,7	I Rilsanpose
30520	20030917	Eqalugarsuit	EQA-2	20	45,1	40	50	68,2	I polyethylenpose
30521	20030917	Eqalugarsuit	EQA-2	40	45,4	40	50	137,7	I Rilsanpose
30522	20030917	Eqalugarsuit	EQA-3	20	45	40	50	64,8	I polyethylenpose
30523	20030917	Eqalugarsuit	EQA-3	34	44,1	40	50	117	I Rilsanpose
30524	20030917	Eqalugarsuit	EQA-4	20	45	40	50	68,8	I polyethylenpose
30525	20030917	Eqalugarsuit	EQA-4	41	44,6	40	50	118,3	I Rilsanpose
30526	20030917	Eqalugarsuit	EQA-5	20	45	40	50	66,2	I polyethylenpose
30527	20030917	Eqalugarsuit	EQA-5	36	46,6	40	57	133,5	I Rilsanpose
30592	20030919	Nanortalik-dump	Nan2	20	45	40	50	90,6	I polyethylenpose
30593	20030919	Nanortalik-dump	Nan2	38	48,7	40	60	215,5	I Rilsanpose
30594	20030919	Nanortalik-dump	Nan3	20	45	40	50	75,6	I polyethylenpose
30595	20030919	Nanortalik-dump	Nan3	25	50,5	40	60	149,8	I Rilsanpose
30596	20030919	Nanortalik-dump	Nan4	20	45	40	50	62,3	I polyethylenpose
30597	20030919	Nanortalik-dump	Nan4	44	48,8	40	60	170,1	I Rilsanpose
30598	20030919	Nanortalik-dump	Nan5	20	45	40	50	85,9	I polyethylenpose
30599	20030919	Nanortalik-dump	Nan5	36	46,1	40	50	150,5	I Rilsanpose
30619	20030921	Uunartoq	Reference	20	46	40	50	61,5	I polyethylenpose
30620	20030921	Uunartoq	Reference	36	47,3	40	58	201,8	I Rilsanpose
30654	20030925	Attu-dump	ATTU-1	20	45	40	50	70,1	I polyethylenpose
30655	20030925	Attu-dump	ATTU-1	25	51,8	40	60	129,3	I Rilsanpose
30656	20030925	Attu-dump	ATTU-2	20	45	40	50	71,9	I polyethylenpose
30657	20030925	Attu-dump	ATTU-2	32	51,5	40	60	170,4	I Rilsanpose
30658	20030925	Attu-dump	ATTU-3	20	46,2	40	50	74,2	I polyethylenpose
30659	20030925	Attu-dump	ATTU-3	31	54	40	60	179,9	I Rilsanpose
30660	20030925	Attu-dump	ATTU-4	20	45	40	50	66,5	I polyethylenpose
30661	20030925	Attu-dump	ATTU-4	34	48,7	40	60	148,1	I Rilsanpose
30662	20030925	Attu-dump	ATTU-5	20	45,1	40	50	73,7	I polyethylenpose
30663	20030925	Attu-dump	ATTU-5	30	52,3	40	60	158,4	I Rilsanpose
30680	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT1	20	44,9	40	50	68,6	I polyethylenpose
30681	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT1	23	51,5	40	60	114	I Rilsanpose
30682	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT2	20	45,1	40	50	67,7	I polyethylenpose
30683	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT2	49	51,2	40	59	239,9	I Rilsanpose
30684	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT3	20	45,1	40	50	79,5	I polyethylenpose
30685	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT3	36	48,6	40	60	181,9	I Rilsanpose
30686	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT4	20	45,1	40	50	70,8	I polyethylenpose
30687	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT4	31	50,4	40	60	161,7	I Rilsanpose
30688	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT5	20	45	40	50	82,7	I polyethylenpose
30689	20030926	Aasiaat-dump	AASIAAT5	36	48,6	40	60	170,1	I Rilsanpose
30698	20030927	Reference	Reference	20	45	40	50	77,4	I polyethylenpose
30699	20030927	Reference	Reference	32	51,5	40	60	187	I Rilsanpose
31095	20040913	Aasiaat-dump	AASIAAT6	20	54,8	50	60		I polyethylenpose
31096	20040913	Aasiaat dump	AASIAAT6	8	64,1	60	71		I Rilsanpose
31097	20040913	Aasiaat dump	AASIAAT7	20	55,8	50	60		I polyethylenpose
31098	20040913	Aasiaat dump	AASIAAT7	10	67,3	60	73		I Rilsanpose

Tangprøver

Fra 5 stationer ved hver losseplads indsamledes dobbeltprøver af tangarten *fucus vesiculosus*. Stationernes placering er identisk med placeringen af blåmuslinge stationerne. De to prøver der indsamledes ved hver station ligger ca. 50 m fra hinanden. Ved at indsamle dobbeltprøver er det muligt at angive variationerne i metalkoncentrationerne. Desuden indsamledes prøver af tangarten *laminaria* sp fra de dykkerstationer, hvor den fandtes. Fra det indsamlede tang klippedes de nye skudspidser. Prøverne opbevares i polyethylenposer.

Oversigt over indsamlede tangprøver.

ID-nr.	Prøvetype	Indsamlingsdato	Lokalt navn	Station	Kommentarer
30507	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-1	
30508	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-1	
30509	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-2	
30510	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-2	
30511	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-3	
30512	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-3	
30513	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-4	
30514	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-4	
30515	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-5	
30516	Fucus vesiculosus	20030917	Egalugarsuit	EQA-5	
30582	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan1	
30583	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan1	
30584	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan2	
30585	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan2	
30586	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan3	
30587	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan3	
30588	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan4	
30589	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan4	
30590	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan5	
30591	Fucus vesiculosus	20030919	Dump	Nan5	
30621	Fucus vesiculosus	20030921	Uunartoq	Reference	
30622	Fucus vesiculosus	20030921	Uunartoq	Reference	
30644	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-1	
30645	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-1	
30646	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-2	
30647	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-2	
30648	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-3	
30649	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-3	
30650	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-4	
30651	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-4	
30652	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-5	
30653	Fucus vesiculosus	20030925	Attu	ATTU-5	
30665	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT1	
30666	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT1	
30667	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT2	
30668	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT2	
30669	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT3	
30670	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT3	
30671	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT4	
30672	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT4	
30673	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT5	
30674	Fucus vesiculosus	20030926	Dump	AASIAAT5	
30696	Fucus vesiculosus	20030927	Dump	Reference	
30697	Fucus vesiculosus	20030927	Dump	Reference	
30501	Laminaria	20030917	Egalugarsuit	EQA-DYK-1	Dybde 23,4 m
30504	Laminaria	20030917	Egalugarsuit	EQA-DYK-2	Dybde 14,4 m
30505	Laminaria	20030917	Egalugarsuit	EQA-DYK-3	Dybde 10 m
30528	Laminaria	20030918	Egalugarsuit	EQA-DYK-4	Dybde 38 m UTM 67°20322-45°0416
30575	Laminaria	20030919	Dump	NAN-DYK-1	Dybde 19,8 m
30602	Laminaria	20030920	Dump	NAN-DYK-3	Dybde 27 m
30640	Laminaria	20030925	Attu	ATTU DYK-1-A	Dybde 6 m – 20 m fra kysten
30643	Laminaria	20030925	Attu	ATTU DYK-2	Dybde 18,2 m -150 m fra kysten
31091	Fucus vesiculosus	20040913	Aasiaat	AASIAAT6	
31092	Fucus vesiculosus	20040913	Aasiaat	AASIAAT6	
31093	Fucus vesiculosus	20040913	Aasiaat	AASIAAT7	
31094	Fucus vesiculosus	20040913	Aasiaat	AASIAAT7	

Fiskeprøver

Der blev sat garn og fisket med pilk efter almindelig ulk. Visse steder fangedes fortrinsvis uvaq eller fjordtorsk *Gadus ogak*. Det besluttedes derfor at inkludere uvaq i undersøgelserne. Fiskene blev målt og vejjet, og kønnet noteret. Prøver af lever blev udtaget både til grundstofanalyser (enkelt fisk) og til POP-analyser (samleprøver af flere fisks lever).

Oversigt over de indsamlede fiskeprøver.

ID-nr.	Fisk	Indsam- lingsdato	Lokalt navn	Station	Køn	Længde, cm	Vægt, gram	Lever- vægt, gram	Kommentarer
30530	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	44	1.073	40,5	Leverprøve i polyethylenpose
30531	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	48,5	1.165	25,3	Leverprøve i polyethylenpose
30532	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	44,5	1.117	45,5	Leverprøve i polyethylenpose
30533	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	41,5	843	24,4	Leverprøve i polyethylenpose
30534	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-2	Han	47	1.136	25,4	Leverprøve i polyethylenpose
30535	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-2	Hun	41,5	877	32	Leverprøve i polyethylenpose
30536	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-2	Hun	49,5	1.311	34,5	Leverprøve i polyethylenpose
30537	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Han	37	1.112	19,2	Leverprøve i polyethylenpose
30538	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	35,5	733	12	Leverprøve i polyethylenpose
30539	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Han	39,5	706	37,5	Leverprøve i polyethylenpose
30540	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	35	505	25,5	Leverprøve i polyethylenpose
30541	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	52	1.636	38,7	Leverprøve i polyethylenpose
30542	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	37	540	10,5	Leverprøve i polyethylenpose
30543	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Han	31,5	437	7,2	Leverprøve i polyethylenpose
30544	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	32	391	13	Leverprøve i polyethylenpose
30545	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Han	33,5	419	13	Leverprøve i polyethylenpose
30546	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	38,5	736	18,8	Leverprøve i polyethylenpose
30547	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Han	36,5	644	27	Leverprøve i polyethylenpose
30548	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	35	523	10,3	Leverprøve i polyethylenpose
30549	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	36	579	13,6	Leverprøve i polyethylenpose
30550	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	29,5	346	9,7	Leverprøve i polyethylenpose
30551	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	45,5	1.265	41,2	Leverprøve i polyethylenpose
30552	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-5	Hun	45,5	1.254	35,3	Leverprøve i polyethylenpose
30553	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-2	Hun	49	1.444	58,3	Leverprøve i polyethylenpose
30554	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-2	Hun	42	975	37,9	Leverprøve i polyethylenpose
30555	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-2	Hun	51	1.520	44	Leverprøve i polyethylenpose
30556	Uvaq	20030918	Egalugarsuit	EQA-1	Hun	46	1.276	46,7	Leverprøve i polyethylenpose
30557	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30558	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30559	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30560	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30561	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30562	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30563	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30564	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30565	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk

30566	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30567	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30568	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30569	Ulk	20030918	Egalugarsuit	EQA-4					Hel fisk
30604	Ulk	20030920	Dumpen	Nan1	Hun	26,5	246	7	Leverprøve i polyethylenpose
30605	Ulk	20030920	Dumpen	Nan1	Hun	25	212	6,5	Leverprøve i polyethylenpose
30606	Ulk	20030920	Dumpen	Nan1	Hun	30	371	15,7	Leverprøve i polyethylenpose
30607	Ulk	20030919	Dumpen	Nan1	Hun	28	289	11,9	Leverprøve i polyethylenpose
30608	Ulk	20030919	Dumpen	Nan1					Lever fra 18 fisk i Rilsanpose
30609	Uvaq	20030920	Dumpen	Nan1	Han	26	205	4,7	Leverprøve i polyethylenpose
30610	Uvaq	20030920	Dumpen	Nan1	Han	39,5	608	0	Leverprøve i polyethylenpose
30611	Uvaq	20030920	Dumpen	Nan2	Hun	44	1.164	44,6	Leverprøve i polyethylenpose
30612	Uvaq	20030920	Dumpen	Nan3	Hun	48	1.514	85	Leverprøve i polyethylenpose
30613	Uvaq	20030920	Dumpen	Nan3	Hun	46	1.066	51,4	Leverprøve i polyethylenpose
30614	Uvaq	20030920	Dumpen	Nan4	Hun	49	1.331	58	Leverprøve i polyethylenpose
30615	Uvaq	20030920	Dumpen	Nan5	Hun	35	569	16,5	Leverprøve i polyethylenpose
30626	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-					Lever fra 17 fisk i Rilsanpose
30627	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	18	184		Leverprøve i polyethylenpose
30628	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	17,5	167,5		Leverprøve i polyethylenpose
30629	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	17,5	179,5		Leverprøve i polyethylenpose
30630	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	18	167,5		Leverprøve i polyethylenpose
30631	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	22	231		Leverprøve i polyethylenpose
30632	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	18	176		Leverprøve i polyethylenpose
30633	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	21,5	221		Leverprøve i polyethylenpose
30634	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	21	239,4		Leverprøve i polyethylenpose
30635	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	18,5	192,5		Leverprøve i polyethylenpose
30636	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Han	18,5	202		Leverprøve i polyethylenpose
30637	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-	Hun	17	166,5		Leverprøve i polyethylenpose
30638	Ulk	20030921	Uunartoq	Refe-		15	153,5		Leverprøve i polyethylenpose
30664	Ulk	20030925	Attu	Dump					Lever fra 31 fisk i Rilsanpose. Også for snorelementer
30702	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump					Lever fra 10 fisk i Rilsanpose
30703	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Hun	30	314	12	Leverprøve i polyethylenpose
30704	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Han	29	344	10,9	Leverprøve i polyethylenpose
30705	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Han	27	233	4,9	Leverprøve i polyethylenpose
30706	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Hun	25	206	11,5	Leverprøve i polyethylenpose
30707	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Hun	28	317	13	Leverprøve i polyethylenpose
30708	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Han	26	187	4,7	Leverprøve i polyethylenpose
30709	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Han	24	213	9,7	Leverprøve i polyethylenpose
30710	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Han	20	96	2	Leverprøve i polyethylenpose
30711	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Han	22	131	2,6	Leverprøve i polyethylenpose
30712	Ulk	20030927	Aasiaat	Dump	Hun	21	133	3,2	Leverprøve i polyethylenpose
30808	Ulk		Egalugarsuit						Samleprøve af mange ulkelevere

Sedimentprøver

Dykkeren indsamlede ved alle lossepladser sedimentprøver, selv om nogle af stationerne kun havde sediment bestående af groft grus. Samtlige stationer på nær NAN-4 havde en bundtype, som kun kunne prøvetages med dykker, idet bunden enten var dækket af et meget tykt tanglag eller primært bestod af store sten og fast klippe. I sidstnævnte tilfælde lykkedes det dykkeren at finde små områder med sediment, som man aldrig havde kunnet finde med en prøvehenter betjent fra skib. Dykkeren udtog prøverne således at alt fintkornet materiale blev opsamlet. Sedimentprøverne pakkes og opbevares i Rilsanposer.

Oversigt over sedimentprøver.

ID-nr.	Indsamlingsdato	Station	Lokalt navn	Kommentarer
30639	20030925	ATTU_DYK-1-A	Attu	Dybde 6-20 m fra kysten
30641	20030925	ATTU_DYK-1-B	Attu	Dybde 13-50 M fra kysten
30642	20030925	ATTU_DYK-2	Attu	Dybde 18,2-150 m fra kysten
30502	20030917	EQA-DYK-1	Egalugarsuit	Dybde 23,4 m
30503	20030917	EQA-DYK-2	Egalugarsuit	Dybde 14,4 m
30506	20030917	EQA-DYK-3	Egalugarsuit	Dybde 10 m
30529	20030918	EQA-DYK-4	Egalugarsuit	Dybde 38 m UTM 67°20322-45°0417
30576	20030919	NAN-DYK-1	Dump	Dybde 19,8 m
30580	20030919	NAN-DYK-2	Dump	Dybde 10 m
30581	20030919	NAN-DYK-2	Dump	Dybde 5 m
30603	20030920	NAN-DYK-3	Dump	Dybde 27 m
30618	20030920	NAN-DYK-4	Dump	Dybde 13 m
30623	20030921	Reference	Uunartoq	Dybde 13-6 m
30677	20030926	Aasiaat-Dyk-1	Dump	Dybde 20 m
30676	20030926	Aasiaat-Dyk-2	Dump	Dybde 10 m
30675	20030926	Aasiaat-Dyk-3	Dump	Dybde 5 m
30713	20030927	Aasiaat-Dyk-4	Dump	Dybde 30 m

Søpindsvine prøver

Fra alle dykkerstationer, hvor der fandtes søpindsvin, indsamlede dykkeren en større portion søpindsvin. Af disse valgtes 10, hvorfra rognen blev udtaget og opbevaret i polyethylenposer. Af de øvrige søpindsvin udtoges rogn, til der så vidt muligt var udtaget over 100 gram rogn. Disse æg opbevares i Rilsanposer og er beregnet til POP-analyse.

Oversigt over prøver af søpindsvin.

ID-nr.	Indsamlingsdato	Station	Lokalt navn	Kommentarer
30577	20030917	EQA-DYK-2	Egalugarsuit	Dybde 14,4 m – 1 dyr
30578	20030919	NAN-DYK-1	Dump	Dybde 19,8 m – 1 dyr
30601	20030920	NAN-DYK-3	Dump	Dybde 27 m – dyr til POP-analyse
30600	20030920	NAN-DYK-3	Dump	Dybde 27 m - 10 dyr til elementanalyse
30625	20030921	Reference	Uunartoq	Dybde 13-16 m – adskillige dyr til POP-analyse
30624	20030921	Reference	Uunartoq	Dybde 13-16 m – 10 dyr til elementanalyse
30695	20030926	Aasiaat-Dyk-1	Dump	Dybde 20 m - prøve til POP
30692	20030926	Aasiaat-Dyk-1	Dump	Dybde 20 m - prøve til sporelementer
30694	20030926	Aasiaat-Dyk-2	Dump	Dybde 10 m - prøve til POP
30691	20030926	Aasiaat-Dyk-2	Dump	Dybde 10 m - prøve til sporelementer
30693	20030926	Aasiaat-Dyk-3	Dump	Dybde 5 m - prøve til POP
30690	20030926	Aasiaat-Dyk-3	Dump	Dybde 5 m - prøve til sporelementer
30701	20030927	Aasiaat-Dyk-4	Dump	Dybde 30 m – prøve til POP
30700	20030927	Aasiaat-Dyk-4	Dump	Dybde 30 m – prøve til elemeter

Stationspositioner

Positioner for de ovenfor benyttede stationer: Dybder for dykkerstationer fremgår af ovenstående tabeller.

Station	Lat., deg.	Lat., min.	Long., deg.	Long., min.	Lokalt navn
Attu-1	67	56,317	53	37,739	Attu-dump
Attu-2	67	56,315	53	37,737	Attu-dump
Attu-3	67	56,232	53	37,367	Attu-dump
Attu-4	67	56,361	53	37,712	Attu-dump
Attu-5	67	56,395	53	37,625	Attu-dump
Attu_dyk-1-A	67	56,317	53	37,768	Attu
Attu_dyk-1-B	67	56,317	53	37,81	Attu
Attu_dyk-2	67	56,31	53	37,95	Attu
Eqa-1	60	37,229	45	54,06	Egalugarsuit
Eqa-2	60	37,295	45	53,951	Egalugarsuit
Eqa-3	60	37,223	45	53,702	Egalugarsuit
Eqa-4	60	37,208	45	54,169	Egalugarsuit
Eqa-5	60	37,322	45	54,31	Egalugarsuit
Eqa-dyk-1	60	37,223	45	54,126	Egalugarsuit
Eqa-dyk-2	60	37,27	45	54,063	Egalugarsuit
Eqa-dyk-3	60	37,3	45	54	Egalugarsuit
Eqa-dyk-4	60	37,12	45	54,252	Egalugarsuit
Nan-dyk-1	60	8,898	45	13,458	Dump
Nan-dyk-2	60	8,817	45	13,394	Dump
Nan-dyk-3	60	9,212	45	13,475	Dump
Nan-dyk-4	60	9,039	45	13,584	Dump
Nan1	60	8,726	45	13,583	Nanortalik-dump
Nan2	60	8,754	45	13,615	Nanortalik-dump
Nan3	60	8,682	45	13,475	Nanortalik-dump
Nan4	60	9,053	45	13,405	Nanortalik-dump
Nan5	60	8,936	45	13,731	Nanortalik-dump
Reference	68	41,609	52	56,753	Reference-Aasiaat
Reference	60	29	45	18	Uunartoq
Aasiaat-dyk-1	68	41,802	52	52,542	Dump
Aasiaat-dyk-2	68	41,821	52	52,566	Dump
Aasiaat-dyk-3	68	41,821	52	52,566	Dump
Aasiaat-dyk-4	68	41,802	52	52,542	Dump
Aasiaat-1	68	41,832	52	52,594	Aasiaat-dump
Aasiaat-2	68	41,812	52	52,441	Aasiaat-dump
Aasiaat-3	68	41,792	52	52,249	Aasiaat-dump
Aasiaat-4	68	41,853	52	52,646	Aasiaat-dump
Aasiaat-5	68	41,85	52	52,859	Aasiaat-dump
Aasiaat-6 (2004)	68	41,85	52	52,486	Aasiaat-dump
Aasiaat-7 (2004)	68	41,833	52	52,355	Aasiaat-dump

Mulige kilder

De indsamlede prøver er præpareret for grundstofanalyser og for POP-analyser. Carl Bro A/S udtog perkolatprøver fra alle de undersøgte dumpe. Når disse perkolatprøver er blevet analyseret fastlægges analyseprogrammet for miljøprøverne.

Der blev observeret meget jernaffald, elektronikaffald og galvaniserede emner i alle dumpe. Også blyakkumulatorer observeredes. En vis udsivning af perkolat indeholdende zink, kobber og bly med en deraf følgende forurening af muslinger og tang vil ikke være overraskende for nogen af dumpene.

I Nanortalik sås under indsamlingen ukontrolleret lavtemperaturafbrænding af dumpen. Dette kan resultere i dannelse af dioxin og PAH. En vis forurening med disse stoffer, specielt i ulkelever, vil ikke være overraskende for Nanortalik. Elektronikaffaldet kan afgive PCB. Alle dumpe er mulige kilder til udsivning af PCB, som specielt kan forventes at ses i ulkelever og måske i søpindsvineæg og muslinger. De steder, hvor der kunne indsamles finkornede sedimenter, vil sedimentanalyser formentlig indikere både tungmetalforurening og POP-forurening, hvis den findes. Hvis der er forurening med tributyltin (fra bundmaling til skibe) vil det kunne spores i blåmusling og sediment, men allerbedst i snegle, som desværre ikke blev fundet i tilstrækkelige mængder til en analyse.

Havmiljøet ud for dumpen i Eqlugarsuit virkede som det mindst forurenede ved de undersøgte lossepladser. Her forventes de laveste niveauer.

Havmiljøet ud for dumpen i Nanortalik virkede umiddelbart som det sted, der kan forventes at have den højeste grad af POP-forurening, bl.a. på grund af det meget tykke, sorte plørelag på havbunden. Havmiljøet ud for Aasiaat forventes at have det højeste niveau af tungmetalforurening på grund af dumpens størrelse. Det rige dyreliv ud for dumpen i Aasiaat indikerer en forventet lav forurening med POP.

Gert Asmund, DMU 10. oktober 2003.

Bilag 3. Kornstørrelsesmålinger

Prøve	EQA DYK 2 15 m	EQA DYK 3 10 m	EQA DYK 4 36 m	NAN. DYK 2 10 m	NAN. DYK 2 5 m	NAN. DYK 3 27 m	Unarteq 6 m	ATTU JDN 13 m	ATTU 18,2 m	AAS 5 m	AAS 10 m	AAS 20 m
ID. nr.	30503	30506	30529	30580	30581	30603	30623	30639	30641	30642	30675	30677
Bemærkninger	For mat < 2 mm. Skaller i alle fraktioner.	For lidt mat. Iflg. DS Skaller i alle fraktioner.	For mat < 2 mm	For lidt mat. Iflg. DS En del org. materiale i prøven.	For mat < 2 mm	For mat < 2 mm	For lidt mat. Iflg. DS	For lidt mat. Iflg. DS Skaller i alle fraktioner.	For lidt mat. Iflg. DS Skaller i alle fraktioner.	For mat < 2 mm	For mat < 2 mm	For mat < 2 mm
Prøvens totalvægt	116,78	25,23	100,40	8,58	102,40	100,02	70,95	82,23	102,33	85,91	108,39	110,62
16,0												
8,0	11,88				10,77		1,89	14,25	19,46	0,42	0,88	4,08
4,0	10,61	2,58	1,80		24,07	0,09	1,84	26,92	24,88	0,04	6,10	2,86
2,8	12,07	2,64	0,81		10,02	0,10	0,62	15,33	8,80	0,05	6,39	2,63
2,0	10,30	2,21	1,18		8,25	0,12	0,50	9,17	5,29	0,08	7,44	3,92
1,4	6,67	2,27	1,20	0,03	7,53	0,19	0,57	4,60	1,46	0,10	10,56	5,52
1,0	5,70	3,03	2,80	0,03	7,45	0,36	1,37	2,60	1,13	0,11	11,18	9,40
0,710	3,50	2,02	5,39	0,04	6,19	0,41	1,78	2,17	1,50	0,15	13,29	11,54
0,500	3,62	1,93	10,16	0,05	6,24	1,83	3,20	2,03	2,40	0,20	15,15	16,42
0,355	4,92	1,89	13,83	0,09	5,84	7,45	6,12	1,14	3,39	0,35	12,47	16,62
0,250	8,29	1,70	18,50	0,10	4,02	15,57	9,75	0,69	4,07	0,50	10,45	13,02
0,180	12,65	1,47	19,93	0,19	2,47	20,82	10,73	0,41	4,15	0,64	6,23	8,35
0,125	12,47	1,22	14,00	0,65	1,58	28,49	10,99	0,56	2,81	2,34	3,67	4,15
0,090	6,62	0,58	4,65	0,62	1,08	11,95	8,70	0,32	3,14	9,66	1,29	1,38
0,075	2,03	0,25	1,20	0,42	0,55	2,53	3,15	0,24	3,50	16,22	0,39	0,30
0,063	1,24	0,16	0,52	0,46	0,49	1,35	1,80	0,15	2,97	14,95	0,16	0,14
< 0,063	4,21	1,28	4,43	5,90	5,85	8,76	7,94	1,65	13,38	40,10	2,74	3,17
Størrelses-	Silt og ler	5,07	4,41	68,76	5,71	8,76	11,19	2,01	13,08	46,68	2,53	3,06
klasser	Sand, fint	10,42	25,96	25,69	4,30	50,26	39,05	1,69	13,30	50,46	6,73	8,07
	Sand, medium	22,03	51,20	4,07	14,25	38,76	35,32	3,76	11,30	1,63	31,91	41,95
	Sand, groft	33,02	14,65	1,47	23,87	1,92	7,61	12,69	5,23	0,54	39,64	33,88
	Grus	38,41	29,45	0,00	51,87	0,31	6,84	79,86	57,10	0,69	19,20	13,03
Sum	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Moments Measures	ID. nr.																	
		5% Percentile	30503	30506	30529	30580	30581	30603	30623	30639	30641	30642	30675	30676	30677			
	10% Percentile	5,43	12,07	6,04	1,40	0,22	12,20	0,46	4,40	13,69	13,90	0,14	5,02	6,47	12,59			
	16% Percentile	3,33	3,33	2,41	0,65	0,11	7,07	0,32	0,53	8,61	9,27	0,09	2,37	1,67	2,79			
	25% Percentile	1,83	1,83	1,35	0,48	0,08	5,54	0,26	0,36	7,06	7,02	0,08	1,64	1,11	0,57			
	Median	0,90	0,90	1,02	0,34	0,28	3,27	0,20	0,25	5,23	4,55	0,07	0,98	0,69	0,29			
	(50% Percentile)						2,19	0,17	0,20	4,01	3,07	0,07	0,75	0,56	0,22			
	60% Percentile	0,19	0,19	0,33	0,18		0,63	0,13	0,11	2,35	0,18		0,38	0,32	0,12			
	75% Percentile	0,15	0,15	0,21	0,15		0,36	0,10	0,08	1,56	0,08		0,28	0,24	0,09			
	84% Percentile	0,11	0,11	0,14	0,12		0,20	0,07		0,85			0,21	0,19				
	95% Percentile	0,08	0,08		0,08					0,37			0,14	0,13				
Moments Statistics	Gennemsnit	0,16	0,16	0,17	1,74	3,13	-0,83	2,50	2,28	-1,92	-0,37	3,68	0,34	0,72	1,39			
	Sorting	2,41	2,41		1,18					1,41			1,56	1,55				
	Skewness	-0,01	-0,01		-0,11					0,21			-0,07	-0,19				
	Kurtosis	0,73	0,73		1,22					1,35			1,01	1,29				
	Uniformity Coefficient	16,34	16,34	9,88	2,83		16,37	2,75		6,17			4,70	3,64				
Cumula- ted	mm	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00			
amount passing		89,83	89,83	100,00	100,00	100,00	89,48	100,00	97,34	82,67	80,98	99,51	99,19	96,06	88,28			
Vægt %		80,74	80,74	89,77	98,21	100,00	65,98	99,91	94,74	49,93	56,67	99,46	93,56	93,29	84,81			
		70,41	70,41	79,31	97,40	100,00	56,19	99,81	93,87	31,29	48,07	99,41	87,66	90,75	84,01			
		61,59	61,59	70,55	96,23	100,00	48,13	99,69	93,16	20,14	42,90	99,31	80,80	86,97	82,98			
		55,87	55,87	61,55	95,03	99,85	40,78	99,50	92,36	14,54	41,47	99,20	71,06	81,63	81,65			
		50,99	50,99	49,54	92,24	99,30	33,51	99,14	90,43	11,38	40,37	99,07	60,74	72,55	80,11			
		48,00	48,00	41,54	86,87	98,83	27,46	98,73	87,92	8,74	38,90	98,89	48,48	61,40	77,82			
		44,90	44,90	33,89	76,75	98,25	21,37	96,90	83,41	6,28	36,56	98,66	34,51	45,54	73,51			
		40,68	40,68	26,40	62,98	97,20	15,66	89,45	74,79	4,89	33,25	98,25	23,00	29,48	66,51			
		33,58	33,58	19,66	44,55	96,04	11,74	73,89	61,04	4,05	29,27	97,67	13,36	16,90	56,34			
		22,75	22,75	13,83	24,70	93,82	9,33	53,07	45,92	3,55	25,21	96,93	7,61	8,83	41,96			
		12,07	12,07	9,00	10,76	86,25	7,78	24,59	30,43	2,87	22,47	94,20	4,23	4,82	25,79			
		6,41	6,41	6,70	6,13	79,02	6,73	12,64	18,17	2,48	19,40	82,96	3,04	3,49	15,60			
		4,67	4,67	5,71	4,93	74,13	6,19	10,11	13,73	2,19	15,98	64,08	2,68	3,20	12,38			
		3,61	3,61	5,07	4,41	68,76	5,71	8,76	11,19	2,01	13,08	46,68	2,53	3,06	10,43			
	0,0630																	

Bilag 4. Analysemetoder: Kvalitetsmåling og kvalitetskontrol

Den følgende artikel blev publiceret i Science of the Total Environment i 2004 (Asmund et al. 2004). Den dækker også kvalitetskontrol, kvalitetsmåling og analytiske metoder for de analyser, som benyttedes i denne rapport ved miljøundersøgelserne omkring de grønlandske lossepladser. Det følgende er en beskåret version af den originale artikel, idet de dele, der ikke er relevant for lossepladsundersøgelsen, er fjernet.

An update on analytical methods, quality assurance and quality control used in the Greenland AMAP programme: 1999 to 2002.

Gert Asmund¹⁾, Katrin Vorkamp²⁾, Sean Backus³⁾ & Michael Comba³⁾

¹⁾ Corresponding author. National Environmental Research Institute, Department of Arctic Environment, Frederiksborgvej 399 DK4000 Roskilde Denmark, Phone: (45) 46301925. Fax: (45) 4630 1914. email: gas@dmu.dk

²⁾ National Environmental Research Institute, Department of Environmental Chemistry and Microbiology. Frederiksborgvej 399 DK4000 Roskilde Denmark

³⁾ National Water Research Institute, Environment Canada, 867 Lakeshore Road, P.O. Box 5050, Burlington, ON L7R 4A6.

Abstract

The majority of analytical results in the Greenland AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) have been produced by laboratories that participate regularly in performance studies. This makes it possible to judge the quality of the results based on objective measurements made by independent assessors. AMAP laboratories participated, while analysing the AMAP samples, in the QUASIMEME laboratory performance study programme, and in two other smaller laboratory performance study programmes.

Here is a system presented where the laboratory performance studies are used to calculate a constant error and a proportional error for each analyte. The calculations are performed by the trial end error method that sets the proportional and the constant error so that the 95%, the 68.2%, and the 50% confidence limits fit as good as possible with the data. The constant error is roughly the same as the detection limit defined as the highest concentration where zero is inside the 95% confidence interval.

The relative errors of the trace analyses, i.e. the relative deviation of the result obtained by the AMAP laboratory from the assigned value, are in most cases less than the 25% which is regarded as acceptable by QUASIMEME. Usually the errors, especially for trace elements, are less than 12.5%, while errors for trace organics below 1 µg kg⁻¹ may rise to 50% or more.

Key words: Quality assurance, analytical uncertainty, intercomparison exercises, AMAP, trace elements, PCB, organochlorine pesticides, toxaphene, brominated flame retardants.

1. Introduction

In the various compartments in the Arctic ecosystem the contaminants vary from concentrations below the detection limits of the methods used to very high concentrations. This concentration range as well as the variety of matrices to be analysed present a challenge to the laboratories responsible for the chemical analyses. In order to assess the accuracy of the analyses and to enable comparisons between laboratories, it is crucial that their analytical procedures include extensive quality assurance and quality control, which are available as part of the analytical method. Internal measures include the regular analysis of reference materials, the results of which are monitored in control charts, blanks and analyses in several replicates. However, the uncertainties of the methods are best assessed by external intercalibration exercises. The uncertainty is important for the interpretation of the AMAP monitoring data, especially for the very low concentrations found in some samples. In the intercomparison studies, samples with unknown concentration are analysed with routine methods, and the results obtained reported to the organiser of the intercalibration / intercomparison study. When all participants in the exercise have reported their results an assigned value is determined for each determinant and matrix type. Where a determinant is present at low concentration and no assigned value can be set, the concentrations are given as indicative values.

Where possible the AMAP samples were analysed in batches that included one or more reference materials (RMs). The results of the analyses of the RMs were used to validate the methods on a routine basis. When unacceptably high deviations are obtained from the known values, the batches concerned are reanalysed after adjusting the procedures, if necessary. The results obtained using the RMs are plotted on control charts as a record of the daily analytical performance for quality control purposes.

Since the beginning of the monitoring activities in the Arctic, more and more compounds of concern have been identified. Therefore, the list of compounds to be analysed in the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) has been extended during the second phase of the programme. Besides regularly monitored trace elements and organics such as polychlorinated biphenyls (PCBs), the persistent multi-congener pesticide toxaphene, brominated flame-retardants and various other persistent organic compounds were included in specific studies. Extensions in the analytical programme have been accompanied by changes and extensions in the internal and external quality assurance and quality control. This paper presents an update of the analytical methods applied in AMAP studies as well as an overview of the quality assurance and quality control used within the second phase of AMAP. Similar data for the first phase of AMAP were presented by (Asmund and Cleemann 2000). The quality of the analytical results are here presented as a proportional error, E_p , and a constant error, E_c , (Det. lim.). The combined error, E_t , which is a function of the concentration is calculated by use of laboratory proficiency test results. Chapter 4.2.1.

2. Sample handling

The AMAP includes a variety of different media to be sampled and analysed. They are all collected for that purpose alone, and given special treatment during the collection in order to avoid contamination. This implies that samples that are going to be analysed for trace elements are usually treated with tools made of plastic, and stored in polyethylene containers or bags. Samples for analysis of persistent organic pollutants (POPs) are treated on pre-cleaned aluminium foil and kept in either pre-cleaned glass containers or nylon bags.

Mussels. Mussels were first cut open with a stainless steel scalpel and allowed to drain for one to three minutes. The soft tissue was then removed, also using a stainless steel scalpel. The weight of the soft tissue was recorded, and the sample was frozen immediately onboard the sampling vessel. Samples for trace element analyses were packed in polyethylene bags, and samples for trace organics were handled on aluminium foil and packed in aluminium containers, cleaned before use by heating to 450°C for 6 hours, pre-cleaned glass jars, or nylon bags. After freeze drying of the samples for trace element analysis to constant weight at a pressure of 0.01 m bar at the laboratory, the weight was again recorded, and the dry weight % was calculated. The freeze-dried samples were homogenised in an agate mortar prior to analysis.

Fish were in some cases frozen whole and sent to the laboratory. In other cases the liver was cut out, and kept in either polyethylene bags (trace elements) or pre-cleaned glass jars or nylon bags (POP's).

Moss and *lichen* samples were first dried at 60°C, then all foreign objects (such as stones, other plants etc.) and imperfect parts of the sample were removed by use of Teflon coated tweezers.

3. Analytical methods

3.1 Trace elements

Trace element analyses within the Greenland AMAP were made by the National Environmental Research Institute at the Department of Arctic Environment, Denmark.

3.1.1 Dissolution of biota, blood and serum.

Approximately 1 g fresh, or 300 mg dried sample, and 4 ml concentrated Merck Suprapur nitric acid, were added to Teflon bombs with stainless steel caps, which were then heated for 12 hours at 140°C. After cooling the dissolved samples were left uncovered until the majority of the nitrous oxides had evaporated. If nitrous oxides remain in the solutions then it is necessary to add more potassium permanganate solution in order to obtain the permanent pink colour necessary for reliable mercury results to be obtained. The samples were then diluted with milli Q water to approximately 25 g in polyethylene bottles.

3.1.3. Quantification

Zn and high concentrations of Cd.

Zinc and high concentrations of Cd were determined by conventional flame atomic absorption spectroscopy with a Perkin Elmer model AAnalyst 300 spectrophotometer using an acetylene and air flame. The apparatus was calibrated using single element commercial standards (Titrisol)

in diluted nitric acid of the same strength as the samples. High concentrations of Cd ($>25 \mu\text{g/L}$) were determined in the same way.

Se and Hg.

These volatile elements were determined following reduction with sodium borohydride in a flow injection system. A dedicated instrument "Perkin Elmer FIMS" was used for mercury, whilst for selenium this instrument was coupled to the flame instrument (P.E.Aanalyst 300) with a heated quartz tube (900°C) mounted in the light path. Before analysing for Hg in all samples potassium permanganate solution was added until a permanent pink colour was obtained in order to maintain an oxidising environment and prevent loss of Hg.

Lead and low concentrations of Cd

A Perkin Elmer Zeemann graphite tube AAS model AAnalyst 800 was used in the analysis of lead and low concentrations of cadmium. The recommended matrix modifiers and analytical details were those generally recommended by the manufacturer (Perkin Elmer 1991).

3.1.4. Certified reference materials, duplicate samples and blank samples

Certified reference materials, duplicate samples and blanks were analysed in parallel with samples. In practice two sample blanks (Teflon bomb with only nitric acid), two duplicate samples and one certified reference material were included in each batch. A batch was composed of a maximum of 26 Teflon bombs.

If the blank values were higher than normally obtained by the laboratory, or if the results of analysing the certified reference materials were incorrect (outside the control limits of the control charts), the entire batch was discarded, the source of the error (usually a contaminated chemical) was traced, and new Teflon bomb dissolutions were made. The reference materials most often used during the AMAP were: Dolt-1, Dolt-2, Dorm-1, Dorm-2, Tort-2, Pacs and Mess from the National Research Council of Canada; bovine liver 1577a from NIST (National Institute of Science and Technology, USA) and sewage sludge sample no 144, from the Community Bureau of Reference of the EU (BCR).

Organic Analyses

Analyses of organics within the Greenland AMAP programme were performed by two different laboratories:

National Environmental Research Institute, Department of Environmental Chemistry and Microbiology. Frederiksborgvej 399 DK4000 Roskilde Denmark (NERI) and

National Water Research Institute, Environment Canada, 867 Lakeshore Road, P.O. Box 5050 Burlington, ON L7R 4A6 Canada

Their analytical procedures will be described briefly below. The analytes in this study are listed in Table 1.

3.3 The NERI analyses of trace organics in biota

3.3.1 NERI analyses of PCBs and organochlorine pesticides

The analytical method for PCBs and organochlorine pesticides is described in detail by Cleemann et al. (1999) and includes the individual compounds listed in Table 1.

After homogenisation of the samples, the recovery standards CB-3, CB-40 and CB-198 (all purity 98.9 %, Promochem, Wesel, Germany) are added several hours prior to extraction. The samples are Soxhlet extracted using 350 ml of hexane/acetone (4:1), followed by a clean up on a multi-layer column consisting of silica impregnated by sulphuric acid, pure silica and alumina. The samples are eluted with 250 ml *n*-hexane and concentrated to about 1 ml by rotary evaporation with iso-octane as keeper and under nitrogen. After defined amounts of the internal standards CB-53 and CB-155 (both purity 98.9 %, Promochem, Wesel, Germany) have been added, the samples are adjusted to a precise volume of 1 ml.

PCBs and organochlorine pesticides are analysed by dual column-gas chromatography with electron capture detection (model HP 5890). The GC is equipped with J&W Scientific DB-5 and DB-1701 capillary columns (60 m long, 0.25 mm inner diameter, 0.25 µm film thickness). Samples (2 µl) are injected in the splitless mode. The temperature programme is as follows: 90°C for 1 min, increase from 90°C to 180°C at a rate of 25°C min⁻¹, isotherm for 2 min, increase to 238°C at a rate of 1.5°C min⁻¹, isotherm for 2 min, increase to 285°C at a rate of 3°C min⁻¹, isotherm for 10 min. The GC injector temperature is 270°C, and the ECD is set to 300°C. Each compound is quantified on the basis of a duplicate 7-point stepwise calibration curve.

Each batch consists of 12-15 samples, one of which is analysed in duplicate, one blank and two samples of internal reference material sand lance (*Ammodytes tobianus*) oil, the internal reference material. A sample of industrial sand lance oil was received from Triple Nine Fish Protein, Esbjerg, Denmark. The sample was purified by filtration, and aliquots were stored in glass ampoules at -18°C. The homogeneity of the aliquots was checked before use. Precision is monitored by plotting the results of the internal reference material in control charts with warning and action limits (2 and 3 times the standard deviation of the target value, respectively). The relative standard deviations for the PCBs and organochlorine pesticides range from 4.7-21%.

3.3.2. NERI Analysis of toxaphene and chlordane-related compounds in biota

The analytical method for toxaphene and chlordane-related compounds in biota is based on the extraction and purification method for PCBs (Cleemann et al. 1999) and described in detail by Vorkamp et al. (in press). The individual compounds are summarised in Table 1. Briefly, the samples are homogenised, dried with anhydrous Na₂SO₄ and spiked with the recovery standards CB-3, CB-40 and CB-198 (all purity 98.9%, Promochem, Wesel, Germany) prior to Soxhlet extraction. The extracts are cleaned on a multi-layer glass column impregnated with concentrated sulphuric acid and eluted with 250 ml *n*-hexane. After pre-concentration of the samples, the internal standards ¹³C-trans-chlordane for analysis of chlordanes and ¹³C-mirex for toxaphene (both purity 99%,

CIL, Cambridge, UK) analysis are added, and the samples are adjusted to a precise volume of 1 ml.

The compounds are analysed by gas chromatography (GC)-mass spectrometry (MS). The MS is operated in negative chemical ionisation mode (NCI), and methane is used as reaction gas at a pressure of 1.9×10^{-4} torr. The transfer line is at 280°C, and the ion source temperature is kept at 150°C. All samples are analysed in the selected ion monitoring (SIM)-mode. The capillary column is a J&W Scientific DB-5 capillary column (length 60 m, 0.25 mm i.d., 0.25 µm film thickness). Samples (1 µl) are injected in the pulsed splitless mode, and the GC injector temperature is 270°C.

The temperature programme is as follows: 90°C (1 min), increase to 220°C at a rate of 50°C min⁻¹, increase to 260°C at rate of 5°C min⁻¹, isotherm for 9.3 min, increase to 310°C at a rate of 50°C min⁻¹, 18.1 min at 310°C. The following target and qualifier ions were used for the analysis of toxaphene: ¹³C-mirex (internal standard): 447, 445 and 449, CHB-50: 413, 411 and 415, remaining chloroboranes: 347, 379 and 375. The chlordanes-related compounds are measured at the following individual m/z-values: ¹³C-trans-chlordane (internal standard): 420, 418 and 422, oxy-chlordane: 352, 316 and 424, cis-chlordane and trans-chlordane: 410, 408 and 412, cis-nonachlor and trans-nonachlor: 444, 442 and 446, CB-198 (recovery standard): 430, 428 and 396. The compounds are quantified on the basis of two 8-point linear calibration curves.

Identically to the analysis of PCBs, the samples are analysed in batches of 12-15, which also included one duplicate, one blank and two samples of the internal reference material (sand lance oil). Precision is monitored by plotting the results of the internal reference material in control charts with warning and action limits (2 and 3 times the standard deviation of the target value, respectively).

3.3.3. NERI Analysis of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in biota

The analytical method for PBDEs was described by Christensen et al. (2002) and updated by Vorkamp et al. (in press). The individual congeners are listed in Table 1. It is identical to the method for chlordanes-related compounds and toxaphene with regard to the extraction and purification of the samples as well as the GC-MS parameters. BDE-77 and BDE-71 (both purity 99%, CIL, Cambridge, UK) are used as recovery standard and internal standard, respectively. The temperature programme is as follows: 2 min at 90°C followed by an increase to 220°C at a rate of 50°C min⁻¹, increase to 315°C at a rate of 5°C min⁻¹, 35 min at 315°C. The m/z-values are 79, 81 and 161. Quantification is based on a duplicate 7-point quadratic calibration.

The same quality assurance as established for PCBs, chlordanes and toxaphene is also applied to PBDEs, including duplicates, blanks and internal reference material surveyed in control charts. The relative standard deviations in the control charts range from 5-22%. Within the second phase of AMAP, polybrominated diphenyl ethers have been analysed in fish and blue mussels from Southern Greenland (Christensen et al. 2002), black guillemot eggs and livers (Vorkamp et al., in press) as well as fish and ringed seal (Vorkamp et al., this issue).

4. Quality control

As described above all laboratories regularly analysed control samples in order to assess the reproducibility of the data produced. Participation in intercomparison exercises using samples of unknown concentration is however the most reliable measure of a laboratory's capabilities, and the results obtained by the laboratories in a number of intercomparison exercises are listed below.

4.1 Intercomparison exercises

Estimation of the quality of the analytical data can be performed by using data from laboratory intercomparisons exercises. The treatment in the following chapter is based on 3 intercomaparsion schemes: Most data are from QUASIMEME but for trace elements also the Mercury Quality Assurance Programme and IAEA studies are used. Table 2 shows the Intercomparison exercises used in this study.

4.1.1 QUASIMEME

The QUASIMEME laboratory performance studies include analyses of trace elements and organic contaminants in sediments and biota, (Wells and Cofino1997) For trace elements all rounds from the start of QUA-SIMEME in 1993 to the latest round in the spring 2003 was used (round 2 to round 32). For the PCB and organochlorines data from the period between Autumn 1999 to autumn 2002 was used (round 18 to round 30). The toxaphene data are from round 24 carried out in the autumn 2000, and the data for the Brominated flame-retardants originates from round 28 carried out in the spring 2002

4.1.2 MQAP

The Mercury Quality Assurance Programme (MQAP) is organised by the Canadian Food inspection Agency in Winipeg. Four times a year a canned biota sample is distributed among several, mainly Canadian, laboratories.

4.1.3 IAEA

The world-wide intercomparison study IAEA-140 on trace elements in *fucus* organised by IAEA in 1996. (Coquery et al 1997)

4.2 Results of intercomparison exercises

4.2.1 Treatment of Intercomparison exercise data.

Intercomparison exercises result in series of analytical results and assigned values. The difference between these are ascribed as "errors". It is assumed that the errors can be described as a sum of a proportional error, E_p , proportional to concentration, and a constant error, E_c , (Det. lim.) . The combined error, E_t , which is a function of the concentration must fit with the laboratory proficiency test results. Calculation of the total error is performed as described in QUASIMEME, (Wells an Cofino 1997)

$$E_t = E_p + 50 * E_c / C$$

E_t = total error %, (One standard deviation, 68.2% confidence),

E_p = proportional error %,

E_c = constant error,

C = the concentration of the analyte in the sample, here the assigned value.

(The decision to use the above formula and not the formula $Et^2 = Ep^2 + (100 * Ec)^2 / C^2$ is based on the arguments of QUASIMEME, (Wells and Cofino 1997)

Note that if the concentration, C , is equal to Ec and if the proportional error is 12.5% then the total error, Et , is 62.5% which means that zero is just inside the 95% confidence interval at $\pm 125\%$. This gives the meaning of Ec as the lowest concentration where zero can just not be excluded with 95% confidence, the substance is just on the limit of being detected.

Ec and Ep are determined by the trial and error method so that 4 conditions are satisfied as well as possible.

1. 95% of the measurements will have an error less than $2Et$
2. 68.2% of the measurements will have an error less than Et
3. 50% of the measurements will have an error less than $0.6745 Et$
4. Outliers are distributed evenly between high and low concentrations.

First a set of Ep and Ec is guessed. Then a spreadsheet programme calculates I_{95} , $I_{68.2}$, and I_{50} , which are the percentages of measurements with errors less than $2Et$, Et and $0.6745 Et$. The guesses are then changed (iteration) until a minimum of $(I_{95}-95\%)^2 + (I_{68.2}-68.2\%)^2 + (I_{50}-50\%)^2$ is obtained.

4.2.2 Trace elements

The results of the laboratory performance studies performed by NERI are seen in Figure 1 to Figure 5. The relative deviation (%) is calculated as the deviation relative to the assigned values. For exercises where no assigned value could be set, an indicative value is given. This is also plotted in Figure 1 to Figure 5. The results of calculation of Ec and Ep are seen in Table 3.

4.2.3 Trace organics NERI

Table 4 shows results for CBs, organochlorine pesticides, brominated flame retardants, and toxaphene in biota samples from the QUASIMEME interlaboratory studies in which NERI participated. Of the chlordane-related compounds, only trans-nonachlor is included in the assessment of CBs and organochlorine pesticides. Figures 6 to 9 show the plots of the NERI QUASIMEME intercomparison results.

5. Conclusions

All laboratories involved in the Greenland AMAP performed regular in-house quality assurance procedures, and participated several times a year in intercomparison exercises.

The many results from the intercomparison studies are here used to estimate the uncertainty of the analyses of the AMAP programme. The uncertainty for one type of analyses seems to be a function of the concentration in the sample and can be described as a combination of a constant error, that is very similar to a detection limit, and an error proportional to concentration. For trace elements the proportional error expressed as relative standard deviation, range from 4.5% for Se to 12.5% for Pb. The

constant error, which is similar to the detection limit range from 0.0025 mg/Kg for Hg to 0.5 mg/kg for zinc.

For persistent organic pollutants the proportional error range from 6% to 24% dependent on type of substance and laboratory. The constant error range from 0.002 µg/kg w.w. to 0.16 µg/kg w.w.

"Differences in the proportional error between NERI and NLET reflect the different approaches chosen by the two laboratories. NLET analyses the organic pollutants by a multi-compound method with a higher uncertainty for the individual analytes. NERI focuses on fewer compounds which are analysed with a lower uncertainty."

6. Acknowledgements

The authors would like to thank Sigga Joensen, Lene Bruun (NERI-trace elements), Mary Williamson, Virginia Palabrica, Maryl Dejong, Lisa Bradley, Steve Cagampan (NWRI-POP's), Dorthe Thil Hansen, Birgit Groth, Karin Rosengaard Pedersen, Annegrete Ljungqvist and Abdirahman Mohamud Yusuf (NERI-POP's) for the hard work in the laboratory.

7. References

Andrews P, Headrick K, Pilon J-C, Lau B, Weber D. An interlaboratory round robin study on the analysis of toxaphene in cod liver oil standard reference material. *Chemosphere* 1995; 31: 4393-4402.

Asmund G. Cleemann M. Analytical methods, quality assurance and quality control used in the Greenland AMAP programme. *The Science of the Total Environment* 2000; 245: 203-221.

Christensen JH, Glasius M, Pécseli M, Platz J, Pritzl G. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine fish and blue mussels from Southern Greenland. *Chemosphere* 2002; 47: 631-638.

Cleemann M, Paulsen GB, Storr-Hansen E, Fromberg A. Analyses of polychlorinated biphenyls and chlorinated pesticides in biota: Method and quality assurance. *J. AOAC Int.* 1999; 82 (5): 1175-1184.

Coquery M., F.P. Carvalho, M. Horvat and S. Azemard. Report on the world-wide intercomparison exercise IAEA-140 for the determination of trace elements in *Fucus* sample . IAEA/AL/139, IAEA/MEL/64, UNEP, 1997. 93 p

Glassmeyer, S.T., K.E. Shanks, and R. A. Hites. Automated toxaphene quantitation by GC/MS. *Anal. Chem.*, 71, 1448 (1999).

Perkin Elmer (1991) The THGA Graphite Furnace: Techniques and Recommended Conditions. Part Number B050-5538 Publication B3210.10

Bodensswerk Perkin-Elmer GmbH

Swackhamer D.L., M.J. Charles, R.A. Hites. Quantitation of toxaphene samples using negative ion chemical ionization mass spectrometry. *Anal. Chem.*, 1987, 59, 913-917.

Vorkamp K, Christensen JH, Glasius M, Riget FF. Persistent halogenated compounds in black guillemots (*Cepphus grylle*) from Greenland – Levels, compound patterns and spatial trends. In press for Mar. Poll. Bull.

Vorkamp K, Christensen JH, Riget FF. Polybrominated diphenyl ethers in biota from the marine environment of East Greenland. This issue.

Wells D.E., Cofino W.P. The Assessment of the QUASIMEME Laboratory Performance Studies Data Techniques and Approach. Marine Pol. Bul. 1997; 35: Nos 1-6 18-27

Tables

Table 1. A list of classes, major individual POP analytes and matrices in the second phase of AMAP.

Class	Components NERI	Matrices NERI	Components NLET	Matrices NLET
PCB congeners	28, 31, 44, 49, 52, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 138, 149, 151, 153, 156, 170, 180, 187, 188, 194, 209	Biota, sediment	1, 3, 4-10, 7-9, 6, 8-5, 19,12-13, 18, 15-17, 24-27, 16-32, 54-29, 26, 25, 31-28, 33-20, 53, 51, 22, 45, 46, 52, 43, 49, 47-48, 44, 59, 42, 71-41-64, 40, 100, 63, 74,70-76-98, 66, 95, 91, 55, 56-60, 92, 84,101, 99, 119, 83, 97, 81-87, 85,136, 110, 82, 151, 135-144, 147, 107, 149, 118, 133, 114, 134-131, 146, 153, 132, 105, 141, 179, 137, 176, 130, 163-138, 158, 129, 178, 175, 182-187, 183, 128, 167, 185, 174, 177, 202-171, 156, 173, 157-200, 172, 197, 180, 193, 191, 199,170-190, 198, 201, 203-196, 189, 208-195, 207, 194, 205, 206, 209	Biota
Organochlorine pesticides and metabolites	Hexachlorocyclohexanes (α -HCH, β -HCH, γ -HCH), DDTs (p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDT, o,p'-DDE), oxy-chlordane, cis-chlordane, trans-chlordane, cis-nonachlor and trans-nonachlor.	Biota, sediment (except chlor-dane-related compounds)	Hexachlorocyclohexanes (α -HCH, β -HCH, γ -HCH), DDTs (p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDT, o,p'-DDE, o,p'-DDD), oxychlordane, cis-chlordane, trans-chlordane, cis-nonachlor and trans-nonachlor, heptachlor, aldrin, octachlorostyrene, heptachlor epoxide, a-endosulfan, b-endosulfan, dieldrin, endrin, methoxy-chlor, mirex	Biota
Miscellaneous organochlorine byproducts	Hexachlorobenzene	Biota, sediment	Hexachlorobenzene and pentachlorobenzene	Biota
Toxaphene	CHB-26, CHB-40, CHB-41, CHB-44, CHB-50, CHB-62	Biota	Total toxaphene (technical mix), CHB11/12, CHB-15, CHB-21, CHB-25, CHB-32, CHB-26, CHB-31, CHB-38, CHB-39, CHB-40/41, CHB-42, CHB-44, CHB-50, CHB-51, CHB-56, CHB-58, CHB-59, CHB-62, CHB-63, CHB-69	Biota
Brominated diphenyl ethers	BDE-17, BDE-28, BDE-47, BDE-49, BDE-66, BDE-85, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154, BDE-183	Biota, sediment	BDE-10, BDE-7, BDE-11, BDE-8, BDE-12/13, BDE-15, BDE-30, BDE-32, BDE-28/22, BDE-35, BDE-37, BDE-75, BDE-47, BDE-49, BDE-100, BDE-119, BDE-99, BDE-116, BDE-85, BDE-155/126, BDE-105, BDE-154, BDE-153, BDE-140, BDE-138, BDE-166, BDE-183, BDE-181, BDE-190	Biota
Coplanar PCBs	CB-77, CB-126, CB-169	^{a)}	CB-77, CB-126, CB-169	^{a)}

^{a)} Not part of the AMAP monitoring studies.

Table 2. The intercomparison exercises used to evaluate uncertainty and used for the Figures 1 to 11.

Laboratory	Analyte	Intercomparison organiser	Rounds	Exercises	Periode
NERI	Trace elements	QUASIMEME	2 to 30	100 to 549	1993 to 2003
NERI	Trace elements in fucus	IAEA			1996
NERI	Mercury in biota	MQAP		292 to 335	2001 to 2003
NERI	PCB + OCP	QUASIMEME	22 to 30	457 to 533	2000 to 2003
NERI	Brominated Flame retardants	QUASIMEME	28	524	2002
NERI	Toxaphene	QUASIMEME	24	466	2000
NLET	PCB + OCP	QUASIMEME	18 to 30	416 to 536	1999 to 2003

Table 3. Overview of Ec and Ep for trace elements in biota.

NERI results	Proportional error, Ep	Constant error, Ec (mg/kg)
Hg	6%	0.0025
Cd	11.5%	0.0025
Pb	12.5%	0.011
Se	4.5%	0.095
Zn	6.5%	0.5

Table 4. Overview of Ep and Ec for NERI POP analyses in biota.

	No. of congeners reported to AMAP	No. of congeners reported to QUASIMEME	Proportional error, Ep	Constant error, Et $\mu\text{g/kg w.w.}$
NERI-PCB	22	10	6.5%	0.05
NERI-OC	10	9	7.6%	0.07
NERI-Toxaphene	6	6	6%	0.02
NERI-BFR	11	7	19%	0,02

Figures

Figure 1. NERI analyses of Hg in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, mg kg^{-1} wet weight. Full line $\pm 2\text{Et}\%$. MQAP are various biota samples from the Mercury quality assurance Programme.

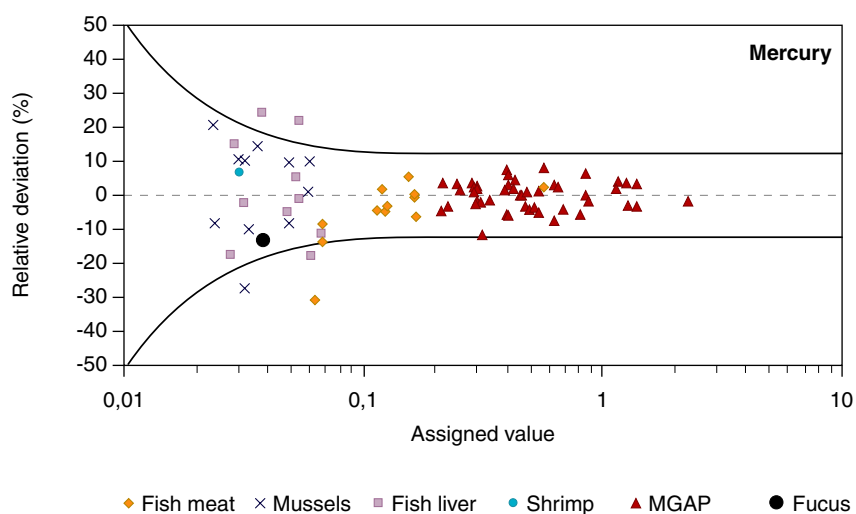


Figure 2. NERI analyses of Cd in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, mg kg⁻¹ wet weight. Full line $\pm 2Et\%$.

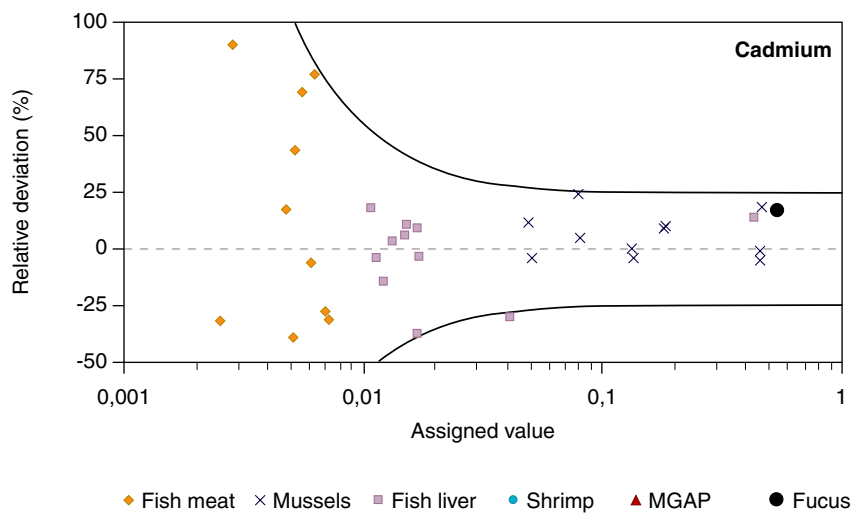


Figure 3. NERI analyses of Pb in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, mg kg⁻¹ wet weight. Full line $\pm 2Et\%$.

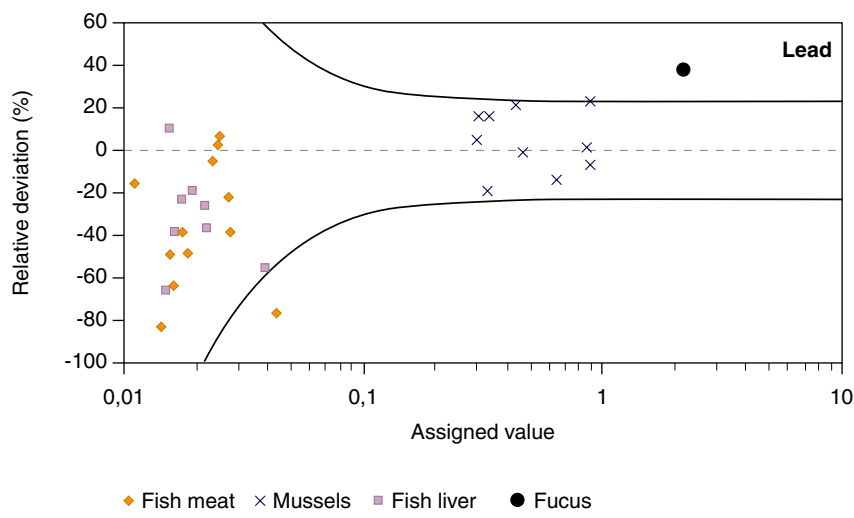


Figure 4. NERI analyses of Se in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, mg kg⁻¹ wet weight. Full line $\pm 2Et\%$.

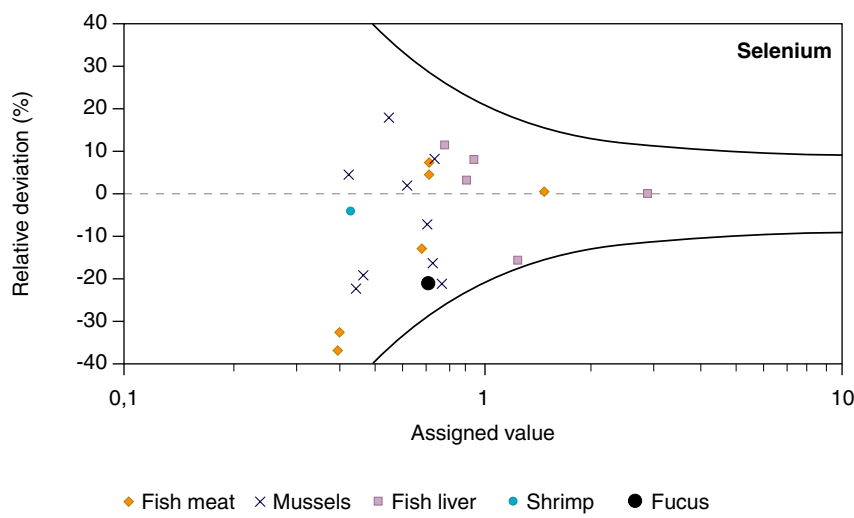


Figure 5. NERI analyses of Zn in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, mg kg⁻¹ wet weight. Full line $\pm 2Et\%$.

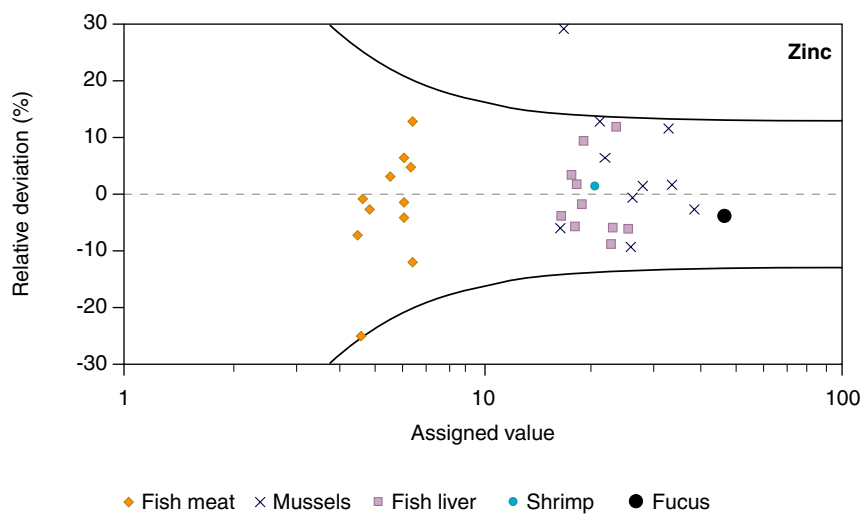


Figure 6. NERI analyses of PCB in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, $\mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight. Full line $\pm 2Et\%$.

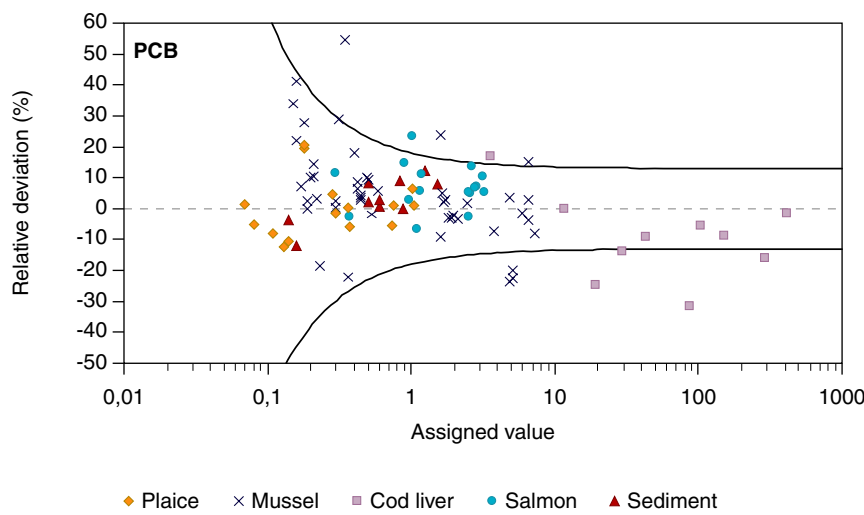


Figure 7. NERI analyses of organochlorine pesticides in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, $\mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight. Full line $\pm 2Et\%$.

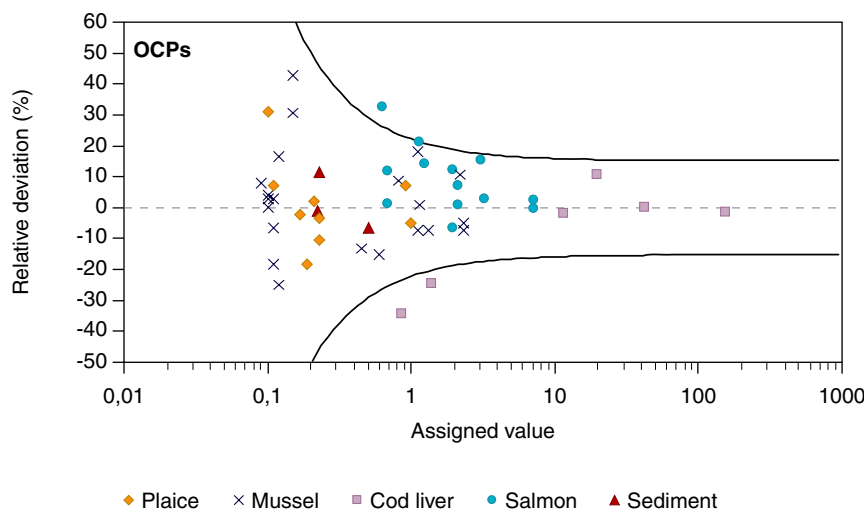
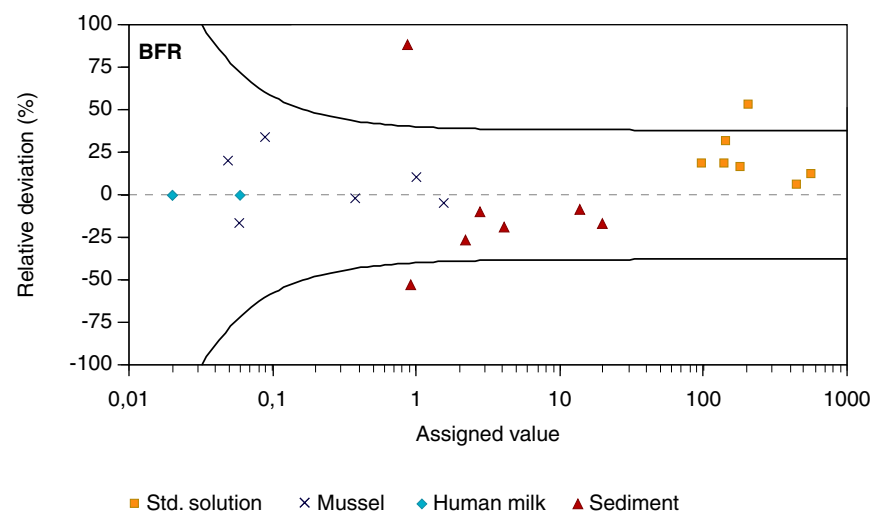
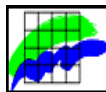


Figure 8. NERI analyses of brominated flame retardants in laboratory intercomparison studies. Plots of relative deviations from assigned values versus the assigned values, $\mu\text{g kg}^{-1}$ wet weight. Full line $\pm 2\text{Et\%}$.



Bilag 5. Analyserapporter for organiske kontaminanter

Organisk tin



National Environmental Research Institute / Danmarks Miljøundersøgelser

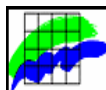
Udtaget af: Gert Asmund
Udtaget dato: efterår 2003
Analyseret af: Danmarks Miljøundersøgelser (DMU),
Afdeling for Marin Økologi (MAR)
Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde
Analysedato: August 2004
Rekvirent: Gert Asmund, AM
Station(er): Losseplads på Vestgrønland, restprøve
Prøvetype: Blåmusling, pool

Prøve-ID.	TBT	DBT	MBT	TPhT	% tørstof
	$\mu\text{g Sn/kg vv}$	$\mu\text{g Sn/kg vv}$	$\mu\text{g Sn/kg vv}$	$\mu\text{g Sn/kg vv}$	
04-0381-MI	1,2	0,5	0,5	< 1	18,2

Bemærkninger: Koncentrationen af organotinforbindelser er opgivet som $\mu\text{g Sn/kg vådvægt}$ (vv). Ved omregning til fx $\mu\text{g TBT/kg VV}$ skal koncentrationen derfor ganges med en faktor 2,42.

Analysemetoden er beskrevet i Strand *et al.* (2003). Analyseusikkerhed og kvalitetssikring kan oplyses ved henvendelse til DMU.

Jakob Strand (Ph.D.)
DMU/MAR



Udtaget af: AM/DMU
Udtaget dato: efterår 2003
Analyseret af: Danmarks Miljøundersøgelser MAR
Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde
Analysedato: April 2004
Rekvirent: Gert Asmund, AM
Station(er): Lossepladser i Grønland
Prøvetype: Blåmuslinger, homogeniseret pool af bløddele

Lab.-ID	TBT $\mu\text{g Sn/kg VV}$	DBT $\mu\text{g Sn/kg VV}$	MBT $\mu\text{g Sn/kg VV}$	TPhT $\mu\text{g Sn/kg VV}$	DPhT $\mu\text{g Sn/kg VV}$	MPhT $\mu\text{g Sn/kg VV}$
30593	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 1	< 1	< 0,5
30699	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 1	< 1	< 0,5
30597	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 1	< 1	< 0,5
30519	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 1	< 1	< 0,5
30681	0,3	0,2	< 0,5	< 1	< 1	< 0,5
30655	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 1	< 1	< 0,5

Bemærkninger: Koncentrationen af organotinforbindelser er opgivet som $\mu\text{g Sn/kg VV}$ (VV = vådvægt). Ved omregning til fx $\mu\text{g TBT/kg VV}$ skal koncentrationen derfor ganges med en faktor 2,42.

Organotin metoden er beskrevet i Jacobsen *et al.*(1997). Analyseusikkerhed og kvalitetssikring kan oplyses ved henvendelse til DMU.

Jakob Strand
DMU/MAR

Analyse for PCB og chlorerede pesticider i musling, ng/g vådvægt

MIM Reg. nr.	04-0039	04-0040	04-0041	04-0042-1	04-0042-2	04-0043	04-0044	04-0381-1	04-0381-2
AM reg. nr.	30655	30519	30593	30597	30597	30699	30681	30595	30595
MIMI batch nr.	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-13	#04-13
Sted	Attu-dump	Eqalugarsuit	Nanortalik-dump	Nanortalik-dump	Nanortalik-dump	Referen-ce	Aasiaat-dump	Nanortalik-dump	Nanortalik-dump
Prøvens vægt (g ww)	10,66	10,19	10,48	10,15	11	10,14	10,84	10,01	10,06
Fedt procent (%)	2,16	1,22	1,78	1,39	1,38	1,30	0,88	1,37	1,42
Tørstof (%)	24,43	14,36	17,54	17,50	17,55	14,45	13,04	16,92	16,82

PCB'er

CB-28	< 0,20	< 0,20	2,54	< 0,20	< 0,20	< 0,20	0,35	1,57	1,52
CB-31	< 0,14	< 0,14	2,26	< 0,14	< 0,14	< 0,14	0,39	1,31	1,28
CB-44	< 0,05	< 0,05	1,93	0,09	0,08	< 0,05	0,29	1,59	1,55
CB-49	< 0,05	0,05	1,69	0,10	0,09	< 0,05	0,31	1,23	1,20
CB-52	0,07	0,05	2,69	0,14	0,12	0,05	0,42	2,66	2,57
CB-99	0,18	0,15	1,57	0,16	0,16	0,09	0,53	1,97	1,91
CB-101	0,16	0,10	3,50	0,28	0,26	0,14	1,01	4,51	4,33
CB-105	< 0,07	< 0,07	2,40	0,14	0,14	< 0,07	0,88	2,62	2,54
CB-110	0,07	< 0,07	2,89	0,18	0,17	< 0,07	0,65	3,49	3,37
CB-118	0,25	0,10	3,43	0,33	0,32	0,15	1,20	4,24	4,05
CB-128	< 0,07	< 0,07	0,82	0,09	0,08	< 0,07	0,35	1,02	0,98
CB-138	0,53	0,35	3,12	0,47	0,45	0,27	1,36	3,86	3,67
CB-149	0,15	0,10	1,73	0,22	0,19	0,14	0,68	2,30	2,19
CB-151	< 0,07	< 0,07	0,43	< 0,07	< 0,07	< 0,07	0,21	0,50	0,48
CB-153	0,91	0,61	2,96	0,66	0,58	0,38	1,41	3,69	3,54
CB-156	< 0,08	< 0,08	0,45	< 0,08	< 0,08	< 0,08	0,13	0,49	0,47
CB-170	< 0,06	< 0,06	0,07	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	0,07	0,06
CB-180	0,17	0,08	0,30	< 0,08	< 0,08	< 0,08	0,08	0,25	0,23
CB-187	0,21	0,15	0,56	0,14	0,13	0,09	0,34	0,62	0,59
CB-188	0,10	0,12	0,12	0,10	0,11	0,11	0,11	< 0,08	< 0,08
CB-194	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,06	< 0,06
CB-209	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,06	< 0,06
Alfa-HCH	0,14	0,11	0,19	0,12	0,12	0,10	0,08	0,14	0,14
Beta-HCH	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06	< 0,06
Gamma-HCH	0,08	0,10	0,12	0,11	0,10	0,07	0,07	0,12	0,09
HCB	0,17	< 0,07	0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
o,p-DDE	< 0,07	< 0,07	1,11	< 0,07	< 0,07	< 0,07	0,22	1,25	1,21
o,p-DDT	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
p,p-DDD	0,08	0,08	0,20	0,07	0,07	0,09	0,10	0,11	0,10
p,p-DDE	1,15	0,81	1,08	0,52	0,49	0,46	0,56	1,05	0,99
p,p-DDT	0,14	0,16	0,09	0,17	0,15	0,16	0,51	0,08	< 0,07
TNC	0,52	0,27	0,37	0,13	0,12	0,19	0,17	0,41	0,41
Recovery PCB	102,03	104,95	104,00	97,72	101,22	103,66	104,11	94,10	95,38

Analyse for bromerede flammehæmmere i musling, ng/g vådvægt

MIMI Reg. nr.	04-0039	04-0040	04-0041	04-0042-1	04-0042-2	04-0043	04-0044	04-0381-1	04-0381-2
AM reg. nr.	30655	30519	30593	30597	30597	30699	30681	30595	30595
MIMI batch nr.	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-13	#04-13
Matrice	Musling	Musling	Musling	Musling	Musling	Musling	Musling	Musling	Musling
Sted	Attu-dump	Eqalu-garsuit	Nanortalik-dump	Nanortalik-dump	Nanortalik-dump	Reference	Aasiaat-dump	Nanortalik-dump	Nanortalik-dump
Prøvens vægt (g ww)	10,66	10,19	10,48	10,15	11	10,14	10,84	10,01	10,06
Fedt (%)	2,16	1,22	1,78	1,39	1,38	1,30	0,88	1,37	1,42
Tørstof (%)	24,43	14,36	17,54	17,50	17,55	14,45	13,04	16,92	16,82
BDE-17	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,01	<0,01
BDE-28	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	0,02	0,02
BDE-49	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	0,08	0,08
BDE-47	0,04	0,03	0,25	0,04	0,04	0,03	0,05	0,69	0,71
BDE-66	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	0,05	0,05
BDE-100	< 0,03	<0,03	0,08	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	0,24	0,22
BDE-99	< 0,06	<0,06	0,13	<0,06	< 0,06	<0,06	< 0,06	0,28	0,32
BDE-85	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,06	<0,06
BDE-154	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,03	< 0,03	<0,06	<0,06
BDE-153	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,06	< 0,06	0,05	0,03
BDE-183	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,06	< 0,06	<0,25	<0,25
Recovery BDE	102,84	100,28	94,65	95,49	105,76	100,23	104,61	111,14	110,05

Analyse for PCB og chlorerede pesticider i ulkelever, ng/g vådvægt

MIMI reg.nr.	04-0045	04-0046	04-0047	04-0048	04-0049
AM reg. nr.	30702	30664	30608	30626	30563
MIMI batch nr.	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05	#04-05
Matrice	Ulkelever	Ulkelever	Ulkelever	Ulkelever	Ulkelever
Sted	Aasiaat	Attu	Nanortalik	Uunartoq	Eqalugarsuit
Prøvens vægt (g ww)	2,8	2,62	2,66	2,51	2,41
Fedt procent (%)	5,33	5,03	6,28	9,76	9,48
Tørstof (%)	21,85	20,89	24,81	27,37	24,70

PCB'er

CB-28	3,48	0,41	75,02	0,64	0,53
CB-31	1,23	0,48	2,69	0,73	0,59
CB-44	0,69	< 0,21	11,37	0,25	< 0,21
CB-49	0,97	< 0,21	21,25	0,24	< 0,21
CB-52	2,09	< 0,21	54,02	0,42	0,65
CB-99	13,85	2,11	39,15	1,08	3,67
CB-101	6,16	< 0,30	10,56	0,36	0,38
CB-105	24,01	1,61	27,41	0,40	1,20
CB-110	3,95	< 0,30	8,31	< 0,30	< 0,30
CB-118	36,91	3,72	45,97	1,48	3,14
CB-128	9,59	0,95	9,58	0,31	0,74
CB-138	41,44	5,80	41,95	2,19	6,33
CB-149	4,53	< 0,26	2,11	0,36	< 0,26
CB-151	1,95	< 0,26	1,94	< 0,26	0,37
CB-153	54,29	10,20	61,54	3,50	14,54
CB-156	6,38	0,92	6,54	0,31	0,61
CB-170	7,27	1,25	5,81	0,32	1,05
CB-180	18,02	3,59	15,30	0,96	3,78
CB-187	3,21	0,31	1,42	< 0,31	0,60
CB-188	0,71	0,44	1,29	< 0,31	0,57
CB-194	1,39	< 0,31	1,34	< 0,31	< 0,31
CB-209	< 0,31	< 0,31	< 0,31	< 0,31	< 0,31
Alfa-HCH	0,63	0,52	0,93	1,34	1,48
Beta-HCH	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25
Gamma-HCH	0,32	< 0,28	0,40	0,57	0,46
HCB	2,19	3,58	13,55	2,08	4,32
o,p-DDE	0,78	< 0,28	1,67	0,49	1,05
o,p-DDT	< 0,30	< 0,30	< 0,30	0,36	0,43
p,p-DDD	1,23	< 0,29	0,50	0,52	0,48
p,p-DDE	13,70	8,32	17,58	4,71	15,98
p,p-DDT	1,36	0,73	2,17	1,02	2,12
TNC	8,88	3,85	9,65	2,30	9,88

Analyse for polycycliske aromatiske hydrocarboner (PAH) i ulkelever, ng/g våd vægt.

Distrikt	Aasiaat	Attu	Nanortalik	Nanortalik	Eqaluarsuit
Station	Dump	Dump	Nan1	Reference	EQA-4
Matrice	Ulkelever	Ulkelever	Ulkelever	Ulkelever	Ulkelever
MIMI id. nr.	4-0045mi	4-0046mi	4-0047mi	4-0048mi	4-0049mi
AM id. nr.	30702	30664	30608	30626	30808
Naphthalen	17,2	17,4	19,0	16,8	20,3
2-Methylnaphthalen	7,7	7,7	7,5	8,2	10,2
1-Methylnaphthalen	4,2	4,2	3,9	4,5	5,4
Dimethylnaphthalener	29,3	23,4	25,6	22,4	23,8
Trimethylnaphthalener	15,7	17,0	33,2	24,6	13,5
Acenaphthylen	2,3	1,1	1,6	0,9	1,0
Acenaphthen	14,5	12,2	12,6	10,4	12,6
Fluoren	10,7	12,2	9,1	9,4	14,8
Dibenzothiophen	3,0	2,3	4,2	3,4	4,0
C1-Dibenzothiophener	11,4	11,9	10,9	9,0	11,9
Phenanthren	27,7	22,3	23,5	22,8	28,3
C1-phenathrener	23,0	18,5	19,1	21,7	20,4
C2-phenanthrener	13,2	15,7	12,0	13,2	19,0
C3-phenanthrener	1,7	2,5	2,7	0,7	1,9
Anthracen	3,3	1,9	2,4	2,9	2,9
Benz(a)fluoren	0,4	0,4	0,3	0,4	0,6
Fluoranthen	25,2	18,9	21,5	15,1	20,6
Pyren	26,2	21,9	24,8	21,3	26,0
1-methylpyren	2,2	4,1	3,4	1,4	3,7
Benz(a)anthracen	2,4	2,2	2,5	2,1	3,0
Chrysen/Triphenylen	4,1	3,8	4,0	3,3	4,7
Benz(b+j+k)fluoranthener	4,6	3,9	4,8	4,0	4,2
Benz(e)pyren	1,9	1,2	1,6	1,2	1,5
Benz(a)pyren	6,7	6,1	6,1	7,5	6,9
Perylen	1,6	1,9	1,2	0,5	1,8
Indeno(1.2.3-cd)pyren	3,0	2,9	2,9	3,0	3,5
Benzo(ghi)perylene	1,4	1,4	1,3	1,3	1,8
Dibenzo(ah)anthracen	4,3	4,5	4,5	4,3	3,9
Sum PAH	269	243	266	237	272

Analyse for PAH i sediment (ng/g TS).

Distrikt	Aasiaat	Aasiaat	Nanortalik	Egalugarsuit	Uunartoq	Attu
Dybde	10 m	20 m	10 m	10 m	Reference	13 m
Matrice	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment
MIMI id. nr.	4-0055mi	4-0054mi	4-0052mi	4-0051mi	4-0053mi	4-0050mi
AM id. nr.	30676	30677	30580	30506	30623	30641
Naphthalen	3,4	3,5	40,0	5,7	11,5	5,8
2-Methylnaphthalene	1,2	1,6	16,3	3,1	8,0	3,0
1-Methylnaphthalene	0,7	1,4	16,1	2,1	5,5	1,9
Dimethylnaphthalene-1	3,1	16,0	187,7	14,3	33,6	11,3
trimethylnaphthalener	3,0	20,5	68,1	20,6	24,0	10,4
acenaphthylene	0,3	0,3	4,0	0,4	0,9	<0,2
Acenaphthene	0,9	0,9	9,2	1,4	4,8	1,8
Fluorene	2,7	3,9	25,9	4,3	8,5	21,4
Dibenzothiophene	0,9	1,1	14,6	1,6	2,5	0,9
C1-Dibenzothiophene	4,0	4,0	50,9	8,7	8,5	6,6
Phenanthren	8,3	16,8	103,6	11,4	23,4	13,3
C1-phenathrener	9,1	22,6	173,8	12,5	39,2	7,9
C2-Phenanthrener	6,1	20,3	71,0	10,8	19,4	6,7
C3-Phenanthrene	<1	2,2	5,9	0,7	1,3	0,6
Antracene	2,5	5,9	26,0	2,3	16,4	13,8
Benz(a)fluoren	0,3	2,2	17,3	0,3	5,6	0,3
Fluoranthene	8,5	13,5	116,5	10,0	27,4	7,0
Pyrene	9,9	15,4	118,6	12,7	32,1	8,7
1-methylpyren	1,5	6,7	19,3	0,8	6,1	0,5
Benz(a)anthracene	2,8	5,5	33,6	1,8	11,4	1,2
Chrysen_Triphenylen	2,5	5,6	36,8	2,3	11,8	1,5
Benz(b+k)fluoranthene	3,7	8,2	54,2	2,3	15,7	1,4
Benz(e)pyrene	1,3	3,9	22,7	0,7	6,2	<0,5
Benz(a)pyrene	2,9	5,5	33,7	2,5	10,7	1,7
Perylene	1,1	2,4	47,8	0,7	7,5	1,8
Indeno(1.2.3-cd)pyrene	1,8	3,6	22,8	1,4	8,3	1,0
Benzo(ghi)perylene	1,5	4,2	21,4	1,4	6,1	0,8
Dibenzo(ah)anthracene	1,4	2,5	15,5	1,1	4,5	0,9
Sum PAH	85	200	1373	138	361	132

Analyse for Dioxin og coplanare PCB i blåmusling, pg/g vådvægt

ATMI, prøvenr.	4,0041	4,0042	4,0043	4,0044	4,0045	4,0046	4,0392	4,0528
AM, prøvenr.	30655	30519	30593	30597	30699	30681	30595	31096
Sted	Attu	Eqalugarsuit	Nanortalik	Nanortalik	Reference	Aasiaat	Nanortalik	Aasiaat
Analyseret g våd vægt	23,34	23,51	23,21	25,02	23,92	23,33	25,53	23,2
2378-TCDD	nd	0,01	0,02	nd	0,01	0,00	0,02	0,03
12378-PeCDD	0,02	Nd	0,02	0,01	0,02	0,03	0,05	nd
123478-HxCDD	nd	Nd	0,00	nd	nd	0,01	0,03	nd
123678-HxCDD	nd	Nd	Nd	nd	nd	nd	nd	nd
123789-HxCDD	nd	Nd	Nd	nd	nd	0,02	0,02	0,03
1234678-HpCDD	0,03	0,01	0,06	0,10	0,02	0,02	0,33	0,12
OCDD	0,42	0,05	0,26	0,38	0,10	0,07	1,21	0,94
2378-TCDF	0,06	0,00	0,17	0,03	0,02	0,09	0,80	0,21
12378-PeCDF	nd	Nd	Nd	nd	nd	nd	0,05	0,02
23478-PeCDF	0,04	0,01	0,04	0,02	0,01	0,02	0,28	0,06
123478-HxCDF	0,02	0,01	0,01	nd	nd	nd	0,05	nd
123678-HxCDF	nd	Nd	0,01	nd	nd	nd	0,02	nd
123789-HxCDF	nd	Nd	Nd	nd	nd	nd	0,02	nd
234678-HxCDF	nd	Nd	Nd	0,01	nd	0,01	0,04	nd
1234678-HpCDF	0,06	0,03	0,05	0,11	nd	0,03	0,32	0,18
1234789-HpCDF	nd	Nd	0,00	0,01	nd	0,00	0,06	nd
OCDF	0,13	Nd	Nd	0,06	nd	nd	0,32	0,06
WHO-TEQ PCDD/F	0,05	0,02	0,08	0,03	0,03	0,06	0,32	0,09
CB77 copl	4,82	2,42	346,3	7,65	3,28	30	155	4,92
CB126 copl	0,57	0,28	12,45	0,68	0,48	2,73	8,36	1,15
CB169 copl	0,23	0,12	0,75	0,21	0,15	0,18	0,59	0,14
WHO-TEQ co-PCB	0,06	0,03	1,29	0,07	0,05	0,28	0,86	0,12
WHO-TEQ total	0,11	0,05	1,36	0,10	0,08	0,33	1,18	0,21

Bilag 6. Analyse for grundstoffer

Resultaterne er på tørvægtsbasis for tang og sediment. Resultaterne er på vådvægtsbasis for musling og fiskelever. Negative tal betyder: under detektionsgrænsen.

ID nr.	Tørstof %	Station	Sted	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Cr mg/kg	Ni mg/kg	As mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	
Tang												
30644	100	St. 1	Attu	0,010	1,98	0,91	0,86	1,89	40,51		2,52	
30644	100	St. 1	Attu	0,006	2,05	1,97	0,77	1,81	35,08	34,87	3,48	
30647	100	St. 2	Attu	-0,047	3,05	2,32	0,13	1,65	42,22	29,79	4,63	
30648	100	St. 3	Attu	0,062	2,86	0,48	0,20	0,86	26,66	14,03	1,04	
30650	100	St. 4	Attu	0,031	3,29	2,13	0,17	0,96	25,65	19,67	1,68	
30652	100	St. 5	Attu	0,013	0,85	8,57	0,30	0,97	19,49	51,15	4,10	
30507	100	St. 1	Eqa	0,074	1,11	0,48	0,13	0,69	32,60	13,94	1,75	
30510	100	St. 2	Eqa	0,003	1,64	0,49	0,04	0,72	22,83	13,02	1,61	
30582	100	St. 1	Nan	0,012	0,45	1,15	0,69	0,40	25,94	257,94	8,05	
30584	100	St. 2	Nan	0,006	0,67	0,46	0,09	0,31	38,27	113,79	2,12	
30586	100	St. 3	Nan	0,011	0,72	0,63	0,26	0,48	25,20	113,75	3,14	
30586	100	St. 3	Nan	0,015	0,70	0,51	0,17	0,32	25,45	110,54	3,01	
30589	100	St. 4	Nan	0,027	1,58	0,31	0,09	0,53	24,31	10,99	1,21	
30591	100	St. 5	Nan	0,010	1,54	0,29	0,05	0,92	30,83	15,36	1,14	
30621	100	Ref.	Uunartoq	0,012	1,66	0,30	0,22	0,95	35,15	9,29	1,51	
30697	100	Ref.	Aas	0,041	1,99	0,41	0,42	0,70	45,60	7,36	1,91	
30666	100	St. 1	Aas	0,232	0,72	1,00	0,17	0,97	50,79	69,44	4,38	
30667	100	St. 2	Aas	0,169	0,90	0,87	0,60	1,25	51,85	45,22	3,21	
30669	100	St. 3	Aas	0,035	1,09	0,71	0,32	0,89	45,87	22,00	2,02	
30671	100	St. 4	Aas	0,096	0,88	0,43	0,74	0,76	53,68	30,18	2,67	
31091	100	St. 6	Aas	0,007	1,34	0,61	0,41	1,59	399,10	26,90	2,47	icpms
31093	100	St. 7	Aas	0,002	1,72	0,16	0,35	1,54	39,90	25,70	2,28	icpms
Musling												
ID nr.	Tørstof %	Station	Sted	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Cr mg/kg	Ni mg/kg	As mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	
30654	18,73	St. 1	Attu	0,027	0,28	0,38	0,15	0,29	3,06	24,97	2,32	
30654	18,73	St. 1	Attu	0,023	0,28	0,39	0,13	0,29	3,08	25,44	2,30	
30656	18,04	St. 2	Attu	0,016	0,28	0,21	0,11	0,24	2,94	22,09	1,98	
30518	16,06	St. 1	Eqa	0,013	0,37	0,28	0,07	0,18	1,63	17,56	1,68	
30520	16,28	St. 2	Eqa	0,025	0,56	0,14	0,06	0,16	1,54	16,05	1,71	
30592	18,76	St. 2	Nan	0,033	0,72	0,63	0,07	0,10	2,08	21,10	1,54	
30594	16,52	St. 3	Nan	0,014	0,49	0,73	0,18	0,17	2,20	27,22	4,75	
30596	16,6	St. 4	Nan	0,015	0,34	0,15	0,07	0,16	2,48	15,92	1,03	
30598	19,13	St. 5	Nan	0,015	0,99	0,21	0,07	0,14	2,24	15,77	1,21	
30698	16,2	Ref.	Aas	0,011	0,34	0,09	0,08	0,18	2,18	16,79	0,89	
30619	14,57	Ref.	Uunartoq	0,016	0,74	0,16	0,09	0,21	1,79	11,60	0,91	
30619	14,57	Ref.	Uunartoq	0,016	0,74	0,16	0,08	0,22	1,75	11,46	0,77	
30680	15,76	St. 1	Aas	0,019	0,37	0,98	0,12	0,18	1,60	20,42	0,91	
30682	14,95	St. 2	Aas	0,009	0,37	0,41	0,20	0,29	1,65	16,66	1,53	
30684	17,51	St. 3	Aas	0,007	0,32	0,35	0,06	0,18	1,92	14,96	1,17	
30688	15,65	St. 5	Aas	0,034	0,47	0,20	0,07	0,15	1,50	14,04	0,69	
31095	16	St. 6	Aas	0,005	0,59	0,31	0,12	0,22	1,49	13,40	1,20	icpms
31097	16	St. 7	Aas	0,079	0,53	0,16	0,26	1,17	1,99	17,05	1,29	icpms

Sediment												
ID nr.	Tørstof	Station	Sted	Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Zn	Cu	Li
30503	100	Dyk2	Eqa	0,012	0,20	14,64	17,06	5,80	5,21	32,99	6,85	15,3
30503	100			0,007	0,17	14,29	17,97	8,28	5,15	34,65	5,06	
30506	100	Dyk3	Eqa	0,004	0,18	5,66	4,96	1,38	1,01	18,00	3,38	7,739
30529	100	Dyk4	Eqa	0,000	0,08	12,28	7,34	2,23	3,47	18,12	2,73	14,678
30580	100	Dyk2-10 m	Nan	0,049	1,21	21,78	40,60	19,09	39,23	71,88	25,17	16,574
30581	100	Dyk2-5 m	Nan	0,011	0,31	21,27	41,89	12,13	13,48	36,00	7,60	22,718
30603	100	Dyk3-27 m	Nan	0,003	0,25	15,43	29,84	10,50	6,03	24,71	4,38	17,464
30623	100	Reference	Unartoq	0,006	0,67	11,98	21,48	9,27	9,44	31,56	6,38	9,701
30639	100	Dyk1A	Attu	0,004	0,19	11,69	49,18	18,61	8,15	43,05	56,74	15,803
30641	100	Dyk1B	Attu	0,011	0,27	7,51	44,61	16,26	13,81	49,39	7,62	9,976
30642	100	Dyk2	Attu	0,010	0,19	7,05	56,16	17,08	4,08	40,10	4,17	11,79
30642	100			0,008	0,19	10,79	66,70	20,48	5,33	44,13	5,91	
30675	100	Dyk3	Aasiaat	0,004	0,24	19,84	27,36	9,64	6,63	23,68	6,85	12,489
30676	100	Dyk2	Aasiaat	0,004	0,10	9,86	19,98	7,48	6,37	19,10	2,63	14,582
30677	100	Dyk1	Aasiaat	0,012	0,21	11,75	37,06	13,73	7,80	25,25	6,62	14,078

Ulkelever (poolet)												
ID nr.	Tørstof	Station	Sted	Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Zn	Cu	
30604			Nan	0,025	0,38	0,02	0,36	0,28	8,88	34,74	1,15	
30604			Nan	0,029	0,37	0,02	0,33	0,25	8,86	33,08	1,05	
30705			Aasiaat	0,080	0,83	0,11	0,12	0,23	11,17	32,73	3,73	
30808			Eqa	0,049	1,09	0,03	0,09	0,13	5,93	33,25	4,56	
30664			Attu	0,054	1,38	0,02	0,20	0,19	5,12	39,50	4,78	

Sediment (eddikesyreopløseligt)												
ID nr.	Tørstof	Station	Sted	Hg	Cd	Pb	Cr	Ni	As	Zn	Cu	
30503		Dyk2	Eqa	-0,002	0,17	4,50	0,97	6,87	4,10	5,90	1,86	
30503				0,001	0,19	4,61	0,75	1,29	3,54	8,07	1,60	
30506		Dyk3	Eqa	-0,001	0,19	6,02	0,57	1,10	2,97	5,03	1,36	
30529		Dyk4	Eqa	-0,001	0,01	2,38	0,43	0,71	0,49	1,85	1,54	
30580		Dyk2-10 m	Nan	-0,001	0,95	2,21	3,17	6,92	14,91	29,26	0,51	
30581		Dyk2-5 m	Nan	-0,001	0,12	1,28	2,49	2,04	2,38	5,95	1,80	
30603		Dyk3-27 m	Nan	-0,001	0,08	0,76	1,41	1,51	1,45	2,89	0,63	
30623		Reference	Uunartoq	-0,001	0,57	0,93	1,72	2,78	1,63	7,46	0,18	
30639		Dyk1A	Attu	0,000	0,11	14,16	2,90	2,91	2,20	8,72	51,27	
30639				0,000	0,09	2,94	2,51	2,09	2,35	8,72	5,18	
30641		Dyk1B	Attu	-0,001	0,19	8,98	2,58	1,55	4,02	8,92	1,66	
30642		Dyk2	Attu	-0,001	0,14	1,57	1,84	2,04	2,21	3,61	0,42	
30675		Dyk3	Aasiaat	-0,001	0,07	6,76	2,08	1,01	0,34	5,03	3,95	
30676		Dyk2	Aasiaat	0,000	0,04	1,33	0,78	0,66	2,37	2,16	0,78	
30677		Dyk1	Aasiaat	-0,001	0,19	2,03	1,93	1,56	1,57	6,55	1,66	

Bilag 7. Miljøklassificeringssystem efter SFT

Systemet anbringer hver forureningskomponent et givet sted i en af 5 klasser. Øvre grænse for koncentration er givet i efterfølgende tabel.

Uddrag af rapporten "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann" af Jarle Molvær og andre. Statens Forurensningstilsyn 1997.

Arter	Parameter	Enhed	Forureningsklasse				
			1	2	3	4	5
Tang	As	mg/kg tørvægt	50	150	350	700	>700
Tang	Pb	mg/kg tørvægt	1	3	10	30	>30
Tang	Cd	mg/kg tørvægt	1,5	5	20	40	>40
Tang	Cu	mg/kg tørvægt	5	15	50	150	>150
Tang	Cr	mg/kg tørvægt	1	5	15	50	>50
Tang	Hg	mg/kg tørvægt	0,05	0,15	0,5	1	>1
Tang	Ni	mg/kg tørvægt	5	25	50	100	>100
Tang	Zn	mg/kg tørvægt	150	400	1.000	2.500	>2.500
Musling	As	mg/kg tørvægt	10	30	100	200	>200
Musling	Pb	mg/kg tørvægt	3	15	40	100	>100
Musling	Cd	mg/kg tørvægt	2	5	20	40	>40
Musling	Cu	mg/kg tørvægt	10	30	100	200	>200
Musling	Cr	mg/kg tørvægt	3	10	30	60	>60
Musling	Hg	mg/kg tørvægt	0,2	0,5	1,5	4	>4
Musling	Ni	mg/kg tørvægt	5	20	50	100	>100
Musling	Zn	mg/kg tørvægt	200	400	1.000	2.500	>2.500
Musling	DDT	ng/g vådvægt	2	5	10	30	>30
Musling	HCB	ng/g vådvægt	0,1	0,3	1	5	>5
Musling	HCH	ng/g vådvægt	1	3	10	30	>30
Musling	PCB7	ng/g vådvægt	4	15	40	100	>100
Musling	TEQ PCDF/PCDD	ng/kg vådvægt	0,2	0,5	1,5	3	>3
Torskelever	DDT	ng/g vådvægt	200	500	1500	3.000	>3.000
Torskelever	HCB	ng/g vådvægt	20	50	200	400	>400
Torskelever	HCH	ng/g vådvægt	50	200	500	1.000	>1.000
Torskelever	PCB7	ng/g vådvægt	500	1.500	4.000	1.000	>10.000
Torskelever	TEQ PCDF/PCDD	ng/kg vådvægt	15	40	100	300	>300

Forureningsklassernes betydning (på norsk)

- 1: Ubetydelig lite forurenset
- 2: Moderat forurenset
- 3: Markert forurenset
- 4: Sterkt forurenset
- 5: Meget sterkt forurenset

Musling er blåmusling, og tang er blæretang og grisetang. TEQ PCDF/PCDD er toksiske ækvivalenter af polychloreret dibenzofuran og polychloreret dibenzodioxin til daglig kaldet "dioxin". DDT er summen af alle DDT-lignende kongener inklusiv nedbrydningsprodukter af DDT. HCB er hexachlorbenzen. HCH er summen af alfa- beta- og gamma-hexaklorcyclohexan. PCB7 betyder summen af de 7 vigtigste kongener af polykloreret bifenyl (28, 52, 101, 118, 138, 153 & 189). I denne rapport er benyttet summen af de vigtigste 22 PCB'er. Men da det kun er ret få PCB kongener der betyder noget rent mængdemæssigt er forskellen ikke så stor. PCB-forureningen ved lossepladserne er altså svagt overvurderet i forhold til det norske system.

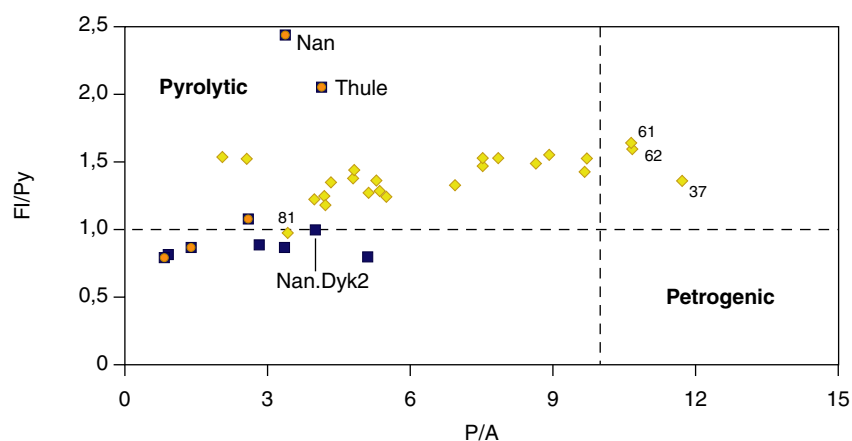
Bilag 8. Vurdering af PAH-sammensætningen

PAH kan i miljøet have flere kilder. Pyrogent PAH opstår ved dårlig forbrænding af organiske materialer, herunder, træ, olie og affald. Petrogent og raffineret PAH findes i brændstoffer og olie, og kan tilføres miljøet fra spild af disse stoffer. Endeligt kan petrogent PAH tilføres fra naturlige kilder som udsivning af olie fra undergrunden. Hvis man skal foretage indgreb mod en PAH-forurening er det naturligvis vigtigt at vide hvorledes PAH er blevet tilført miljøet. Ved at se på PAH-sammensætningen i en given prøve kan man i princippet afgøre, hvilke af de tre kilder der er årsag til stoffets tilstedeværelse. Men resultaterne er ikke altid entydige, som det kan ses af det følgende.

Vurdering af kilderne til PAH

Sammensætningen af PAH fortæller hvorledes det er opstået, men der findes mange metoder til at foretage vurderingen. Det er også tilfældet med PAH fundet i sedimenter ud for de 4 grønlandske lossepladser.

Figur 9. Plot af fluoranthen/pyren forholdet mod phenantren/antracen forholdet i sedimenter efter Webster. Fra venstre mod højre er lossepladsprøverne: Attu (næsten skjult af AMAP disk), Aasiaat, Aasiaat, Nanortalik og Eqalugarsuit.



Ovenstående diagram viser et plot af fluoranthen/pyrenforholdet mod phenantren/antracenforholdet, efter Webster et al., J. Environ. Monit., 2003,5,395-403.

Grønlandske data er plottet oven i Websters data (kopi direkte fra publikationen).

Ifølge Webster inddeler et plot af denne type PAH-prøver i 4 zoner: et område med udpræget pyrogenoprindelse af PAH (pyrolytic), et med udpræget petrogenoprindelse (petrogenic) og to områder, hvor der er blandet oprindelse.

I ovenstående plot er AMAP-prøver og referencestationen ved Uunartoq i Sydgrønland plottet som sorte firkanter med rød midte, og lossepladsprøverne som blå firkanter.

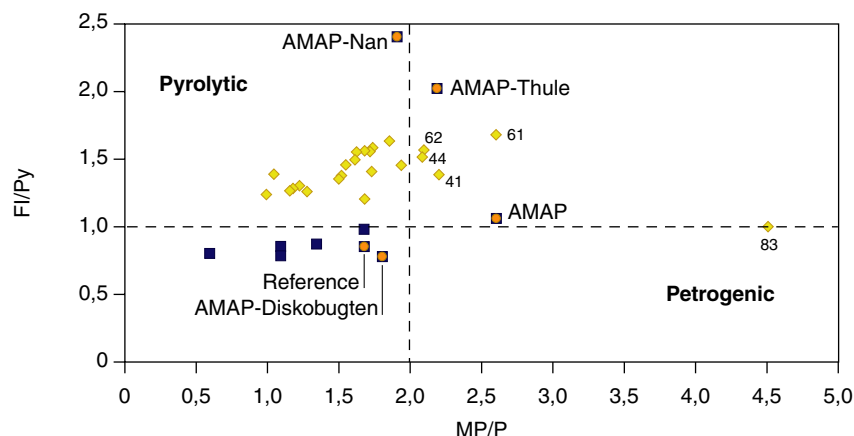
AMAP prøverne fra Nanortalik, Thule og Ittoqqortoormiit er ifølge denne metode af ren pyrogenoprindelse, mens resten ligger i området med blandet oprindelse. Nanortalik, Dyk-2 er tæt på at være ren pyrogen.

Hvis der er en tendens, er det at lossepladsprøverne er trukket lidt i retning af det petrogene, sammenlignet med AMAP og referenceprøven.

De sorte punkter er fra Webster et al. og er fra sedimenter fra Moray Firth i Scotland.

Webster et al. anbefaler også et andet plot:

Figur 10. Plot af fluoranthen/pyrenforholdet mod methylphenantren/phenantrenforholdet, i sedimenter efter Webster. Fra venstre mod højre er lossepladsprøverne Attu, Eqaugarsuit, Aasiaat, Aasiaat og Nanortalik.



Ovenstående diagram viser et plot af fluoranthen/pyrenforholdet mod methylphenantren/phenantrenforholdet, efter Webster et al., J. Environ. Monit., 2003,5,395-403. Grønlandske data er plottet oven i Websters data (kopi direkte fra publikationen).

Ifølge Webster inddeler et plot af denne type PAH-prøver i 4 zoner: et område med udpræget pyrogenoprindelse af PAH, et med udpræget petrogen oprindelse og to områder hvor der er blandet oprindelse.

I ovenstående plot er AMAP-prøver og referencestationen ved Uunartoq plottet som sorte firkanter med rødt midte, og lossepladsprøverne som blå firkanter.

AMAP, Nanortalik-prøven er af ren pyrogenoprindelse. Alle andre ligger i et de blandede felter. Dog er lossepladsprøven fra Nanortalik meget tæt på at være af ren pyrogenoprindelse, og AMAP-prøven fra Ittoqqortoormiit er tæt på at være af ren petrogenoprindelse.

Kildevurdering efter Jacobsen, Strand, Foverskov, Pritzl, Lassen, Thomsen, Toudal & Thomsen (Jacobsen 2000).

I ovennævnte rapport anbefales en række PAH-forhold til vurdering af kilden til PAH i en given sedimentprøve:

Naphtalenindex

Hvis Naphtalen/phenantren er større end 2, indikerer det en petrogen kilde til PAH.

Naphtalenindex.

Lossepladsprøver		Naphtalenindexet er i alle grønlandske prøver under 1. Havde det været over 2, havde det indikeret en petrogen kilde. Naphtalenindexet indikerer altså en pyrogen kilde til både lossepladsprøverne og AMAP-prøverne.
Aasiaat-Dyk-2	0,41	
Aasiaat-Dyk-1	0,21	
Attu_Dyk-1-B	0,44	
Nan-Dyk-2	0,39	
Eqa-Dyk-3	0,50	
Reference	0,49	
AMAP-prøver		
Ittoqqortoormiit	0,24	
Thule	0,08	
Disko	0,42	
Nanortalik	0,14	

Alkylphenantren/phenantren

Alkylphenantren/phenantren forholdet.

Lossepladsprøver		Et højt alkylphenantren/phenantren forhold indikerer petrogen kilde. Sedimenterne fra Ittoqqortoormiit afspejler olieforureningerne i Jamesonland. Ingen lossepladsprøver er høje. Attu er klart lavere end resten, hvilket indikerer at Attu lossepladsen primært afgiver pyrogent PAH.
Aasiaat-Dyk-2	1,83	
Aasiaat-Dyk-1	2,68	
Attu_Dyk-1-B	1,14	
Nan-Dyk-2	2,42	
Eqa-Dyk-3	2,10	
Reference	2,56	
AMAP-prøver		
Ittoqqortoormiit	5,32	
Thule	2,88	
Disko	2,53	
Nanortalik	3,12	

Phenantren/dibenzothiophen

Phenantren/dibenzothiophen.

Lossepladsprøver		Ved pyrogene kilder er phenantren/dibenzothiophen forholdet stort (10-100) ved petrogene kilder af raffineret type oftest 5-10, ved petrogene kilder af uraffineret type ofte 1-2. Forholdene peger på en blanding af pyrogen og raffineret petrogen kilde, for lossepladsprøverne. AMAP-prøverne viser signaler som en blanding af raffineret og uraffineret petrogenkilde.
Aasiaat-Dyk-2	8,87	
Aasiaat-Dyk-1	15,28	
Attu_Dyk-1-B	14,92	
Nan-Dyk-2	7,08	
Eqa-Dyk-3	7,12	
Reference	9,34	
AMAP prøver		
Ittoqqortoormiit	5,32	
Thule	4,29	
Disko	6,22	
Nanortalik	3,88	

Antracen/phenantren

Antracen/phenantren.

Lossepladsprøver		Et antracen/phenantren forhold på 1 indikerer en ren pyrogen kilde. Er forholdet over 1 indikerer det en højtemperatur pyrogen kilde. Af lossepladsprøverne skiller Attu sig ud som "ren pyrogen".
Aasiaat-Dyk-2	0,30	
Aasiaat-Dyk-1	0,35	
Attu_Dyk-1-B	1,04	
Nan-Dyk-2	0,25	
Eqa-Dyk-3	0,20	
Reference	0,70	
AMAP prøver		
Ittoqqortoormiit	0,38	
Thule	0,24	
Disko	1,13	
Nanortalik	0,30	

Samlet vurdering

PAH-niveauer i sediment er ikke specielt høje sammenlignet med andre steder i Nordatlanten. Men det kan skyldes at sedimenterne lige ud for lossepladserne er meget grovkornede.

Kildevurdering efter Webster et al. synes at udelukke ren petrogen kilde. Nanortalik-prøvens PAH er næsten ren pyrogen, men hovedindtrykket er en blanding af pyrogen og petrogen kilde.

Naphtalenindexet indikerer pyrogen kilde til alle prøver.

Alkylphenantren/phenantren forholdet indikerer pyrogen kilde til alle lossepladser, men specielt Attu giver pyrogent signal.

Phenantren/dibenzothiophen indikerer en blanding af pyrogen og petrogen kilde til PAH i sediment fra lossepladserne.

Antracen/phenantren forholdet indikerer blandet pyrogen petrogen kilde for Nanortalik, Aasiaat og Eqalugarsuit, men ren pyrogen kilde for Attu.

Det er kendt, at det kan være vanskeligt at opnå entydige signaler ved PAH-undersøgelser. Samlet synes det dog som om kilden til PAH ved lossepladserne er en blanding af petrogen og en pyrogen kilde. Attu, og i et tilfælde Nanortalik, har givet signaler der peger mere i retning af en ren pyrogen kilde.

Toxicologisk vurdering af PAH

De forskellige PAH'er har forskellig økotoxikologiske egenskaber. Man har opstillet tabeller over hvilke koncentrationer der kan have økotoxikologiske effekter, og arbejder med flere grænseværdier.

ERL-værdien (effect range low) angiver den koncentration af det pågældende PAH, der svarer til at der kan iagttages skadelige effekter i 10% af et stort antal økotoxikologiske tests.

Kun sedimentet fra Nanortalik overskrider i enkelte tilfælde ERL-værdien. Det drejer sig om følgende:

ERL og koncentrationen i det mest forurenede sediment fra Nanortalik.

Stof	ERL	Fundet i Nan Dyk-2
Dimethylnaphtalen	150	187,7
Fluoren	19	25,9
C1-phenantren	170	173,8

Overskridelserne er små. Det betyder dog, at man i 10% af et større antal økotoxikologiske tests kan forvente at finde skadelige effekter forårsaget af dimethylnaphtalen, fluoren og C1-phenantren i det sediment der indsamledes ved Dyk-2 stationen ud for lossepladsen ved Nanortalik.

Når det netop er Nanortalik-dumpen, der skiller sig ud skyldes det primært, at der ud for denne dump fandtes et sedimentationsområde for organisk stof. Et sådant område fandtes ikke ved de øvrige dumpe. Bemærk, at hvis koncentrationer af PAH normaliseres på siltfraktion eller på glødetab, er Nanortalik-dumpen ikke højere end de øvrige dumpe. Man skal også huske at ulke tidligere har vist sig at være gode indikatorer for PAH-forurening, og at ingen af de poolede ulkeleverprøver var høje ved lossepladserne.

Bilag 9. Norwegian and Icelandic guidelines for contaminants in food

Direktoratet for Miljø og Natur, DMN, in Nuuk, Greenland has pointed out that contaminant concentrations in Greenland fish and fish product should not only be compared with EU standards, but also with standards for northern countries that rely much on marine products for consumption. DMN has pointed to Norway and Iceland.

Norway

Searching on the Internet did not result in any findings of Norwegian regulations for contaminants in food that were different from the EU regulations. This was later confirmed by Jarle Klungsøyr, Institute of Marine Research, P.O. Box 1870 Nordnes, N-5817 Bergen:

Norge følger EU direktivene når det gjelder grenseverdier for fødevarer og det er Det Norske Mattilsynet (www.mattilsynet.no) som har ansvaret for å håndtere regelverk og kontroll av fødevarer. Jeg tror ikke vi har egne grenseverdier som er lavere enn "EU standard". Klassifikasjonssystemet til Jarle Molvær (NIVA) benyttes i hovedsak til å klassifisere miljøtilstand/forurensningsgrad på ulike enkeltlokaliteter langs kysten, og er primært utarbeidet som et verktøy ("indekssystem") for myndighetene som arbeider på miljøsidene (SFT, Miljøverndepartementet etc.).

Iceland

Icelandic guidelines for contaminants in food have been published on the Internet

Reference 1:

<http://www.reglugerd.is/interpro/dkm/WebGuard.nsf/lookByNumer/1212004?OpenDocument>

Reference 2:

<http://www.reglugerd.is/interpro/dkm/WebGuard.nsf/58b439f05a7f412f00256a07003476bc/b21195a180e19eee00256f5600567ee5?OpenDocument>

Reference 3 (nr. 661):

<http://www.stjornartidindi.is/servlet/stjrtid/B/2003/661.pdf>

Reference 4 (nr. 662):

<http://www.stjornartidindi.is/servlet/stjrtid/B/2003/662.pdf>

No. 1 and 2 have further links to tables with guideline values.

The regulations are all published in the Icelandic language. Gudjon Atli Audunsson (2005) has helped with the understanding of the regulations by translating the important parts of the regulations. The Icelandic regulations were changed in May 2004 and is still under revision, as is seen in the following.

Fruit vegetables and meat

The Icelandic guidelines are very detailed with regard to vegetables fruits and meat. For fruits and vegetables I have extracted the following:

HCb 0.01 mg/kg on a wet weight basis for all (or most) items
 e.g. citrus fruits, nuts, banana, olives, broccoli.

HCH 0.01 mg/kg on a wet weight basis for all (or most) items.

All mercury compounds

0.01 mg/kg on a wet weight basis for all (or most) items.

There is a very long list of organic contaminants with MRL-values (Maximum Residue Levels) in fruit, vegetables, meat, milk and eggs and their products. The MRL are the same as in EU, but they are not the same for all food products.

Fish and fish products

For fish there is one short table about pesticides on the Internet (Viðauki4 tafla 4 to reference 1). There are 12 compounds mentioned in the table of guidelines for fish, shell fish, crustacean, and snails.

Of interest here are:

Sum of DDT 0.5 mg/kg on a wet weight bases

HCb 0.05 " "

Individual HCHs 0.05 " ".

The guidelines for mercury cadmium and lead and dioxins in fish and fish products are the same as the guidelines for the European Union (reference 4):

Hg 0.5 mg/kg ww

Cd 0.05 mg/kg ww in common fish, and 0.1 in selected fish, 1 in mussels

Pb 0.2 in mg/kg ww in common fish, and 0.4 in selected fish, 1 in mussels

Dioxins 4 pg/g ww.

There are no guidelines for PCB and brominated flame retardants in fish and fish products. However, as pointed out by Gudjon Atli Audunsson, Iceland had PCB guidelines until May 2004 and will have it again soon. The guidelines will be 200 ng/g assuming 10% fat in the product, according to Audunson:

The Icelandic regulation for contaminants in foodstuffs has been under revision.

Unfortunately, the limits on PCBs are temporarily not in the regulation. The Icelandic regulation have had until May 2004 and will within two weeks contain maximum residue limits on total-PCBs and seven individual PCB-congeners. For fish and fishery products the limit for total PCBs is 0,2mg/kg referring to 10% fat and for individual congeners according to the following table:

<i>PCB-component</i>	<i>Maximum residue level, mg/kg referring to 10% fat.</i>
CB28	0.06
CB52	0.01
CB101	0.02
CB118	0.02
CB138	0.02
CB153	0.02
CB180	0.02
<i>Other PCB-constituents</i>	0.06

When no Icelandic guidelines

In those cases, when there are no Icelandic guidelines, Iceland will follow the guidelines of the European Union (Audunsson pers. com.).

Revision of Icelandic regulations

There are some changes going on in the Icelandic regulations and those changes has not been fully implemented. So at the moment there are discrepancies between the words and the intention in the Icelandic regulations.

Gudjon Atli Audunsson has kindly summarized the situation in Iceland:

As regards pesticides in meat and meat products, milk and milk products and eggs and egg product, the Icelandic regulation is the same as that of EU (originally directives 86/362 and 1986/363) with the following footnote as regards fat:

Meat and meat products: "In the case of foodstuffs with a fat content of 10% or less by weight, the residue is related to the total weight of the boned foodstuff. In such cases, the maximum level is one-tenth of the value related to fat content, but must be no less than 0.01 mg/kg".

Milk and milk products: "In determining the residues in raw cow's milk and whole cream cow's milk, a fat content of 4% by weight should be taken as a basis. For raw milk and whole cream milk of another animal origin, the residues are expressed on the basis of the fat.

For the other foodstuffs listed in Annex I under CN codes 0401, 0402, 0405 00, and 0406:

- with a fat content of less than 2% by weight, the maximum level is taken as half that set for raw milk and whole cream milk,*
- with a fat content of 2% or more by weight, the maximum level is expressed in mg/kg of fat. In such cases, the maximum level is 25 times that set for raw milk and whole cream milk."*

Eggs and egg products: "For eggs and egg products with a fat content higher than 10%, the maximum level is expressed in mg/kg fat. In this case, the maximum level is 10 times higher than the maximum level for fresh eggs."

However, as regards fish and fishery product, it is still the meaning of the regulation that the MRLs are referring to 10% fat, limits of products differing in fat should be calculated in relation to their fat content. The sentence clarifying that is missing in the regulation but will be inserted very soon as it was lost during the revision (I've got this confirmed by the competent authority). Thus, I've

stumbled over several shortcomings of the present text which were lost during the revision, and therefore your enquiries have been of great help to me.

Regarding dioxins (PCDD/Fs), the Icelandic legislation is the same as that of EU where fish and fishery products have 4ng WHO-TEQ/kg fresh weight and marine oils for human consumption have 2ng WHO-TEQ/kg (requiring most/all oils to be refined prior to consumption).

Relevance for the Greenland project

Contaminant concentrations in blue mussels and in shorthorn sculpin liver have been measured in the project on Environmental Effects of Waste Dumps in Greenland. There is a need to compare these concentrations with the regulations of Iceland. In the following table is shown what can be concluded about, maximum residue levels (MRL) in fish and fish products valid for Iceland, taking both the written regulations and the intentions into consideration.

Maximum allowable concentrations valid for Iceland January 2005 calculated for shorthorn sculpin liver and blue mussel

Shorhorn sculpin liver is a fish product, it had fat content ranging from 5.03 to 9.76 in the Greenland study. For comparisons with Icelandic regulations it can be treated as if it has 10% fat. The written guidelines from the publications on the Internet can therefore be used.

Contaminant	Max allowable concentration in shorthorn sculpin liver	Max allowable concentration in blue mussel soft tissue	Unit
Hg	0.5	0.5	mg/kg wet weight
Cd	0.05	1	mg/kg wet weight
Pb	0.2	1 and 1.5*	mg/kg wet weight
All HCH	50	10	ng/g wet weight
HCB	50	10	ng/g wet weight
SumDDT	500	70	ng/g wet weight
Sum PCB	200	30	ng/g wet weight
Dioxin	4	4	pg/g wet weight

* Reglugerd No. 662 says 1 mg/kg for mussels and Reglugerd No. 661 says 1.5 mg/kg for mussels.

The limits on Hg, Cd, and Pb in the EU-directive followed by Iceland, only refer to muscle meat of fish, not visceral parts. These limits are, however, in the Greenland project used for comparison with fish liver.

The values for shorthorn sculpin are those mentioned in the tables of the Iceland regulations.

The values for trace elements in blue mussels are those specifically mentioned for mussels in the Iceland regulations. The values for organic contaminants in blue mussels are 1/7 of the values for shorthorn sculpins, but not less than 10 ng/g. The factor 1/7 is because the average fat content of the blue mussels were 1.44% which is 1/7 of 10%. Fat content of the blue mussels in the Greenland study ranged from 0.88% to 2.16%.

Bilag 10. Forklaring af fagudtryk og forkortelser

Benz(a)pyren	Et af de mange PAH-stoffer. Dette er særligt carcinogent.
Benzo(b) fluoranthene	Et af de mange PAH-stoffer.
Bromerede flammehæmmere	En række organiske stoffer som indholder grundstoffet brom, og som tilsættes udstyr for at hæmme muligheden for brand. Ofte "polybromeret diphenylether" (PBDE).
DDT	Diklor-diethyl-triklorethan. Et meget anvendt insektgift, som er en miljøgift og som er langsomt nedbrydeligt. Delvist nedbrudt DDT er DDE og DDD.
Dioxin	Hedder egentlig "polykloreret dibenzo paradioxin". Et ekstremt giftigt stof, der opstår ved dårlig forbrænding af klorholdige organiske stoffer. Betegnelsen dioxin benyttes her som fællesbetegnelse for polychloreret dibenzodioxin, polykloreret dibenzofuran, og coplanare PCB'er, udtrykt som toksiske ækvivalenter.
DMN	Direktoratet for Miljø og Natur, Nuuk.
DMU	Danmarks Miljøundersøgelser.
Ekstraktioner	En kemisk proces. Udtrækning, f.eks. kan man ekstrahere en del af metallet ud af sedimenter med eddikesyre.
Fluoranthen	Et af de mange PAH-stoffer.
HCB	Hexaklorbenzen. En organisk miljøgift.
HCH	Hexachlor-cyklohexan. Et insektgift. Findes i tre former: alfa, beta og gamma, det sidste kaldes lindan.
Indikatororganisme	Et dyr eller en plante som underkastes en kemisk analyse, som indikerer om der er forurening på stedet.
Ketilidian Mobile Belt	Betegnelse for det geologiske område der dækker det sydligste Grønland.
Klorerede pesticider	Klorholdige, organiske stoffer der er fremstillet og benyttet som insektgift. F.eks. DDT, HCH, TNC.
Nagssugtoqidian Mobile Belt	Betegnelse for det geologiske område der i Vestgrønland går fra Søndre Strømfjord til Diskobugten.
Normalisering	En kemisk analyse sættes i forhold til noget andet, f.eks. kobberindholdet i sediment i forhold til lithium i sediment. Den normaliserede koncentration er den koncentration af kobber, der ville have været i sedimentprøven, hvis lithiumindholdet havde været normalt.
PAH	Polyaromatiske hydrocarboner. Tjære-stoffer, hvoraf mange er kræftfremkaldende.
PCB	Polykloreret bifeny. En organisk miljøgift, og samtidigt et meget benyttet stof bl.a. i elektronik. Nu stort set forbudt at anvende.
Petrogen	Stammer fra sten. Her om mineralolie.
Perkolat	Det vand der siver ud (fra lossepladserne).
Poole	Sammenblande flere individer i samme prøve.
POP	Persistent Organic Pollutant. Det vil sige sværnedbrydelige, organiske, forurenende stoffer.
Pyren	Et af de mange PAH-stoffer.
Pyrogen	Stammer fra ild. Her: Opstået ved forbrænding.
Sediment	Det løse materiale, der ligger på bunden af havet, søer eller vandløb. Her kun benyttet om havbunden.
Silt	Meget finkornet sand.
Stdv	Standard deviation, standardafvigelse. Et statistisk begreb, der viser spredningen af observationerne. Hovedparten af observationerne ligger mellem middelværdien plus og minus 1 stdv.
TNC	Trans-nonaklor. Et insektgift og en miljøgift.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle DMU's udgivelser fx videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Direktion Personale- og Økonomisekretariat Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Systemanalyse Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Arktisk Miljø
Danmarks Miljøundersøgelser Vejløsvej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Terrestrisk Økologi Afdeling for Ferskvandsøkologi
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

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

Nr./No. 2006

- 600 Assessing Potential Causes for the Population Decline of European Brown Hare in the Agricultural Landscape of Europe – a review of the current knowledge.
By Olesen, C.R. & Asferg, T. 30 pp.
- 599 Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. Af Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 93 s.
- 598 Klimabetingede effekter på marine økosystemer. Af Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 50 s.
- 597 Vandmiljø og Natur 2005. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 50 s.
- 596 Terrestriske Naturtyper 2005. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 99 s.
- 595 Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 64 s.
- 594 Landovervågningsoplande 2005. NOVANA. Af Grant, R. et al. 114 s.
- 593 Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspærringer. Af Skriver, J. & Friberg, N. 33 s.
- 592 Modelling Cost-Efficient Reduction of Nutrient Loads to the Baltic Sea. Model Specification Data, and Cost-Functions. By Schou, J.S. et al. 67 pp.
- 591 Økonomiske konsekvenser for landbruget ved ændring af miljøgodkendelsen af husdyrbrug. Rapport fra økonomiudredningsgruppen. Af Schou, J.S. & Martinsen, L. 55 s.
- 590 Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb. Af Pedersen, M.L. et al. 44 s.
- 589 Denmark's National Inventory Report – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2004. Emission Inventories. By Illerup, J.B. et al. 554 pp.
- 588 Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 – en spørgebrevundersøgelse vedrørende forekomst, udsætning, afskydning og biotoppleje. Af Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 47 s.
- 587 Målinger af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning.
Af Andersen, H.V. et al. 96 s.
- 586 Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening. Af Bach, H. et al. 88 s.
- 585 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003.
Af Boutrup, S. et al. 140 s.
- 584 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2005.
By Kemp, K. et al. 40 pp.
- 583 Naturgenopretning af søerne i Vejlerne – en vurdering af effekterne på yngle- og trækfugle.
Af Clausen, P., Holm, T.E. & Kjeldsen, J.P. 122 s.
- 582 Arter 2004-2005. NOVANA. Af Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. 145 s.
- 581 Physical and biological oceanography in West Greenland waters with emphasis on shrimp and fish larvae distribution. By Søderkvist, J., Nielsen, T.G. & Jespersen, M. 54 pp.
- 580 Habitatmodellering i Ledreborg Å. Effekt af reduceret vandføring på ørred.
Af Clausen, B. et al. 58 s.
- 579 Aquatic and Terrestrial Environment 2004. State and trends – technical summary.
By Andersen, J.M. et al. 136 pp.
- 578 Limfjorden i 100 år. Klima, hydrografi, næringsstofftilførsel, bundfauna og fisk i Limfjorden fra 1897 til 2003. Af Christiansen, T. et al. 85 s.
- 577 Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Empiriske modeller for sammenhæng til næringsstofftilførsler, klima og hydrografi. Af Markager, S., Storm, L.M. & Stedmon, C.A. 219 s.
- 576 Overvågning af Vandmiljøplan II – Vådområder 2005. Af Hoffmann, C.C. et al. 127 s.
- 575 Miljøkonsekvenser ved afbrænding af husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse. Scenarieanalyse for et udvalgt opland. Af Schou, J.S. et al. 42 s.
- 574 Økologisk Risikovurdering af Genmodificerede Planter i 2005. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringssager.
Af Kjellsson, G., Damgaard, C. & Strandberg, M. 22 s.
- 573 Monitoring and Assessment in the Wadden Sea. Proceedings from the 11. Scientific Wadden Sea Symposium, Esbjerg, Denmark, 4.-8. April 2005. By Laursen, K. (ed.) 141 pp.
- 572 Søerne i De Vestlige Vejler. Af Søndergaard, M. et al. 55 s.

[Tom side]

Havmiljøet omkring fire grønlandske lossepladser ved henholdsvis Eqaugarsuit, Nanortalik, Attu og Aasiaat blev i 2003 undersøgt af DMU. Der blev undersøgt en række kontaminanter: metaller og forskellige organiske forurenende stoffer (POPer). Der blev analyseret prøver af muslinger, tang, almindelig ulk og sediment. Indholdet af kontaminanter i disse medier kan forventes at være et udtryk for den forurening, som tilføres havet fra lossepladserne. PCB og bly er de stoffer, der mest markant kan spores i havet fra de grønlandske lossepladser, men også for de fleste af de andre undersøgte kontaminanter kan der spores forhøjede koncentrationer i havmiljøet. Niveauerne af kontaminanterne er dog generelt ikke høje ved lossepladsene, og hovedparten af analyseresultaterne placerer de undersøgte prøver i forureningsklassen "ubetydeligt lidt forurenede" i forhold til et norsk klassificeringssystem for kontaminanter i det marine miljø. Selv prøver indsamlet tæt ved lossepladserne har ofte koncentrationer der befinder sig i denne klasse. Af de 4 undersøgte lossepladser er det ved Nanortalik, der i næsten alle tilfælde findes den største forurening.