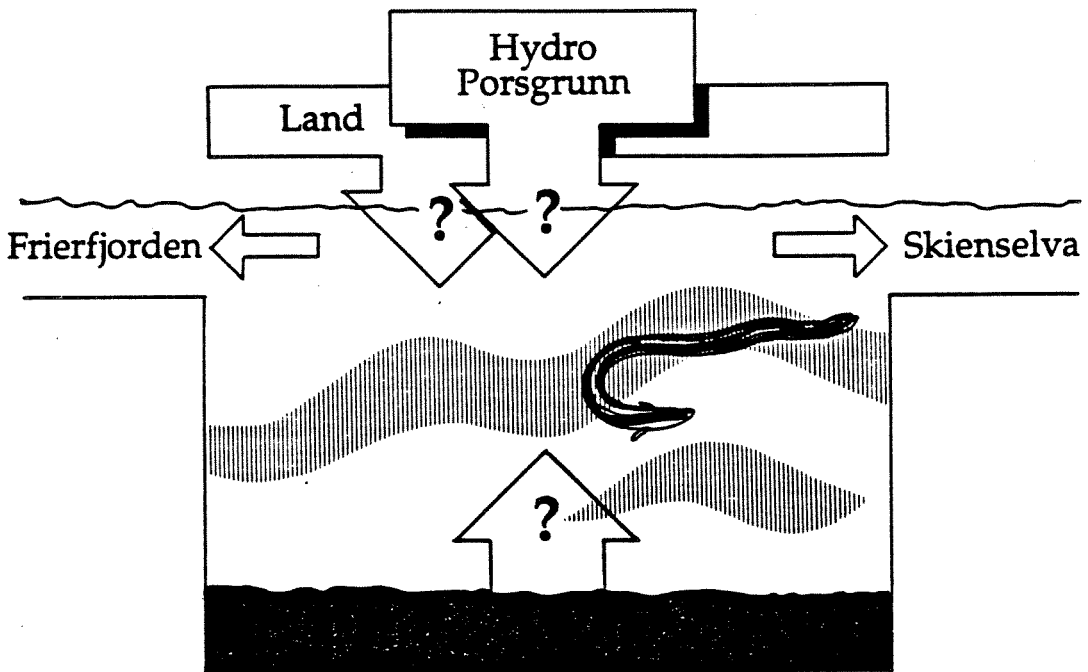



O-88068

Miljøgifter i Gunnekleivfjorden

Delrapport 3:
Opptak av miljøgifter i fisk



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Rapportnummer:

8806803

Undernummer:

Løpnummer: 2197

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: <i>Miljøgifter i Gunnekleivfjorden Delrapport 3: Opptak av miljøgifter i fisk</i>	Dato: 29/1-89
	Prosjektnummer: 0-8806803
Forfatter(e): <i>John Arthur Berge Jon Knutzen</i>	Faggruppe: <i>Marinøkologisk</i>
	Geografisk område: <i>Telemark</i>
	Antall sider: 56
Oppdragsgiver: <i>Hydro Porsgrunn</i>	Oppdragsg.ref.:

Ekstrakt:

Muskelvev av villfisk (ål, abbor, skrubbe og gjedde) fra Gunnekleivfjorden ble analysert for kvikksølv og klororganiske forbindelser, og bør på grunn av sitt høye innhold av disse ikke benyttes til menneskeføde. Gjennomsnittskonsentrasjonen av Hg i filet av villfisk lå i området 0.55-1.34 µg/g (våtvekt). Konsentrasjonen av heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) i filet av ål var henholdsvis 21 og 19 µg/g. For annen villfisk var konsentrasjonen lavere og lå i området 0.7-0.9 µg/g for HCB og 1.2-5.2 µg/g for OCS. Ved transplantering av ål inn i bur i Gunnekleivfjorden økte konsentrasjonen av HCB og OCS etter 2-3 måneder 47-104 ganger (dvs. til 0.1- 0.44 µg/g) mens for Hg økte konsentrasjonen med en faktor på ca. 6 (dvs. til 0.13-0.15 µg/g). Innfanget ål ble også analysert for polyklorerte dibenzodioksiner og polyklorerte dibenzofuraner. Konsentrasjonen av disse i muskelvev tilsvarte 46.2 ng/g 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter.

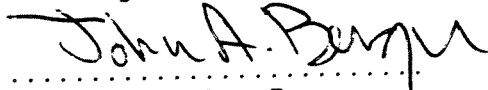
4 emneord, norske:

1. Industriutslipp
2. Fisk
3. Klororganiske forbindelser
4. Kvikksølv

4 emneord, engelske:

1. Industrial effluents
2. Fish
3. Organochlorines
4. Mercury

Prosjektleder:



John Arthur Berge

For administrasjonen:



Tor Bokn

ISBN - 82-577-1487-9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0-88068

MILJØGIFTER I GUNNEKLEIVFJORDEN
DELRAPPORT 3:
OPPTAK AV MILJØGIFTER I FISK.

Oslo, 29.01. 1989

Prosjektleder: John Arthur Berge

Medarbeidere: Sigbjørn Andersen
Lasse Berglind
Brynjar Hals
Jon Knutzen
Bjørnar Kvalvik (**Grenland
miljø og resipient service**)
Bente Lauritzen
Michael Oehme (**NILU**)
Oddbjørn Pettersen
Tom Tellefsen

1. FORORD

I forbindelse med nedleggningen av Hydro Porsgrunns klorfabrikk på Herøya ble bedriften av SFT pålagt å sørge for gjennomføring av "oppdatert og utvidet kartlegging (kvantifisering) av kvikksølv og andre miljøgifter i sedimentene i Gunnekleivfjorden, samt undersøkelse av hvor mye av disse stoffene som tilføres Frierfjorden". Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag av Hydro Porsgrunn å utarbeide programforslag. Programmet ble oversendt i mars 1988 og oppdraget ble igangsatt i mai 1988.

Prosjektet er delt i 4 delprosjekter:

- (I) Kartlegging av miljøgifter i sedimentene i Gunnekleivfjorden (konsentrasjoner og mengde).
- (II) Kartlegging av miljøgifter i vannmassene i Gunnekleivfjorden og transport ut av kanalene.
- (III) Opptak av miljøgifter i fisk i Gunnekleivfjorden.
- (IV) Utlekkingsforsøk med sedimenter fra Gunnekleivfjorden. Eksperimentelt arbeid ved NIVAs marine forskningsstasjon - Solbergstrand.

Man har valgt å rapportere hvert delprosjekt for seg, men oppsummerer prosjektet i et eget dokument.

I forbindelse med delprosjekt III "Opptak av miljøgifter i fisk i Gunnekleivfjorden" har følgende personer og institusjoner vært involvert:

Brynjar Hals (NIVA): Konstruksjon av ålebur brukt til transplantasjonsforsøk.

Oddbjørn Pettersen (NIVA): Frakt og ettersyn av ål til transplantasjonsforsøk.

Bjørnar Kvalvik (Grenland miljø og resipient-service): Ettersyn av bur brukt i transplantasjonsforsøk i Gunnekleivfjorden samt innsamling av villfisk.

Bente Lauritzen, Lasse Berglind og Tom Tellefsen (NIVA): Analyser av kvikksølv og klororganiske forbindelser.

Sigbjørn Andersen (NIVA): Uttak av vevsprøver fra fisk til

kjemiske analyser.

Michael Oehme (NILU): Analyser av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og polyklorerte dibenzofuraner.

Alle takkes for sin innsats.

Oslo, 29/1-89

John Arthur Berge
Prosjektleder.

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. FORORD	1
2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	7
3. INNLEDNING	9
4. MÅLSETTING	12
5. MATERIALE OG METODER	12
5.1 Transplantasjonsforsøk med ål	12
5.2 Miljøgifter i villfisk	15
5.3 Prøvetaking og analyser	15
6. RESULTATER OG DISKUSJON	17
6.1 Lengde, vekt, fett og tørrstoffinnhold	17
6.2 Kvikksølv i fisk	19
6.3 Klorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner	31
7. LITTERATUR	34
8. Vedlegg 1: Rådata for transplantert ål	37
9. Vedlegg 2: Rådata for villål fra Gunnekleivfjorden	47
10. Vedlegg 3: Rådata for annen villfisk i Gunnekleivfjorden	50

11. Vedlegg 4: Rådata for dioksinanalyse av ål.

53

2. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- Fisk fanget i Gunnekleivfjorden bør på grunn av sitt høye innhold av miljøgifter (kvikksølv og klororganiske forbindelser) ikke benyttes til menneskeføde.

Kvikksølv.

- Muskellev fra ål, abbor, skrubbe og gjedde fanget i Gunnekleivfjorden inneholdt henholdsvis 0.92, 1.34, 0.55, 1.26 $\mu\text{g/g}$ (våtvekt) kvikksølv (Hg) i gjennomsnitt. Dette er for alle artene en høyere konsentrasjon enn det som er anbefalt for fiskefilet til konsum (0.5 $\mu\text{g/g}$). Konsentrasjonen funnet i ål var høyere enn det som tidligere (1985) er funnet i Frierfjorden (0.6 $\mu\text{g/g}$).
- En antar at en vesentlig del av kvikksølvinnholdet i fisk fra Gunnekleivfjorden er iform av metylkvikksølv.
- Transplantert ål vil etter 2-3 måneder i Gunnekleivfjorden øke konsentrasjonen av kvikksølv til nær det seksdobbelte (0.14 $\mu\text{g/g}$ våtvekt) av utgangskonsentrasjonen på 0.0246 $\mu\text{g/g}$. Denne relativt lave konsentrasjonen i den transplanterte ålen i forhold til konsentrasjonen i villål (0.9 $\mu\text{g/g}$) tyder på at opptak via vannet betydelig, men sannsynligvis ikke hovedmekanismen for opptak av kvikksølv. En må anta at opptak via føde og ved frigivelse fra sedimentet er hovedmekanismen for opptak av kvikksølv.
- Forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv i fisk i Gunnekleivfjorden må påregnes i lang tid sålenge sedimentene representerer en tilgjengelig kilde.

Klororganiske forbindelser.

- Innholdet av heksaklorbenzen (HCB) i muskellev fra ål, abbor, skrubbe og gjedde fanget i Gunnekleivfjorden var henholdsvis 21, 0.9, 0.8, 0.7 $\mu\text{g/g}$ (våtvekt). Tilsvarende var konsentrasjonen av oktaklorstyren (OCS) 19, 5.2, 1.2 og 1.8 $\mu\text{g/g}$ og for dekalorbifenyl 2.4, 0.5, 0.1 og 0.1.
- Konsentrasjone av HCB og OCS økte 47-104 ganger i den transplanterte ålen (dvs til 0.1-0.44 $\mu\text{g/g}$). Denne økningen tyder på et betydelig opptak via vannet. Konsentrtasjonen i den transplanterte ålen lå imidlertid betydelig under det som ble funnet av klororganiske forbindelser i villål fra Gunnekleivfjorden og antyder at føde og direkte kontakt med sediment også har

betydning.

- Ved sammenligning av opptaket av Hg og opptaket av HCB og OCS i transplantert ål ser det ut til at vannet betyr mer for opptak av de klororganiske forbindelsene (økning med en faktor i området 47-104) enn for Hg (økning med en faktor på 6).

- Norske helsemyndigheter opererer ikke med grenseverdier for klororganiske forbindelser i spiselige akvatiske organismer. I Sverige opererer en med grenseverdier for HCB på 0.05 µg/g v.v. Med utgangspunkt i denne grenseverdi ligger den transplanterte ålen på eller noe i overkant av hva som er akseptabelt i spiselige akvatiske organismer, mens villfisken fra Gunnekleivfjorden ligger hele 105 ganger høyere. Med utgangspunkt i at OCS konsentrasjonene i transplantert ål og i ål fanget i Gunnekleivfjorden ligger i samme nivå som HCB kan en slå fast at ålen fra Gunnekleivfjorden både på grunn HCB og OCS innhold ikke bør brukes som menneskeføde.

- Konsentrasjonen av dioksiner (polyklorerte dibenzodioksiner og polyklorerte dibenzofuraner) i ål fra Gunnekleivfjorden tilsvarte 46,2 ng/g 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter. Denne konsentrasjonen er meget høy i relasjon til en øvre grense for ukentlig -livslangt- inntak på 35 pg/kg kroppsvekt. For å fylle opp ukekvoten - uten annen eksponering - er det tilstrekkelig å spise ca 55 g av ål fra Gunnekleivfjorden.

3. INNLEDNING

Produksjon av klor og magnesium på Herøya de siste 40 år har skapt et forurensingsproblem i fjordene i Grenlandsområdet. Undersøkelser gjennomført fra begynnelsen av 1970-tallet har bekreftet at industriutslipp fra Norsk Hydro (Hydro Porsgrunn) har ført til forhøyede nivåer av kvikksølv og klororganiske forbindelser i vann, sedimenter og biologisk materiale (Molvær et al., 1979). I tillegg har utslipp fra Elkem (PEA) ført til betydelig PAH-forurensing. En konsekvens av dette er at Helsedirektoratet har frarådet konsum av blåskjell fra hele Porsgrunn - Langesundsområdet. Høyt innhold av klorerte hydrokarboner i ål og lever fra fisk i Frierfjorden har også resultert i fraråding av konsum. Likeså er det fortsatt anbefalt begrensninger i konsum av fiskefilèt fra Frierfjorden på grunn av høyt kvikksølvinnhold (Gulbrandsen et al., 1987).

Det er også påvist polyklorerte dibenzodioksiner og polyklorerte dibenzofuraner i fisk og skalldyr fra Frierfjorden og området utenfor (Rygg et al., 1988, Knutzen og Oehme, 1988). Dette har resultert i at Statens næringsmiddeltilsyn på denne bakgrunn har frarådet bruk av blåskjell og torskelever fra Grenlandsfjordene, ål og krabbe fra Frierfjorden og Volls fjorden og krabbe fra Langesundsfjorden ut til Arøya (se Rygg et al., 1987)

I Miljøverndepartementets miljøpakke for Grenland er et av målene som er skissert:

- Innen år 2000 skal fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordne kunne brukes som menneskemat uten restriksjoner.

For å nå disse målene kreves en kraftinnsats for å få ned belastningen av miljøgifter.

Utslippene av kvikksølv fra kloralkalifabrikken på Herøya til vann (Frierfjorden og Gunnekleivfjorden) var størst i første halvdel av 1960-årene (3-4 tonn/år). I tillegg ble kvikksølv-holdig slam delvis kjørt på tipp og delvis deponert i Gunnekleivfjorden (filterslam, ca. 800 kg pr. år som HgS). En kraftig reduksjon av kvikksølvutslippet skjedde på begynnelsen av 1970-tallet (se Skei et al. 1989). Klorfabrikken ble nedlagt i 1988 og direkte utslipp som følge av kloralkaliproduksjon skal nå være eliminert. Totalt kan vi regne med et utslipp via kloakk og slam på ca. 80 tonn i produksjonsperioden (til Gunnekleivfjorden).

Den andre store utslippsskilden er magnesiumfabrikken, med utslipp av

en rekke klororganiske forbindelser, inkludert dioksiner. Utslippene har delvis gått til Frierfjorden og delvis til Gunnekleivfjorden. I 1986 var utslippene av heksaklorbenzen (HCB) beregnet til ca. 240 kg. totalt. De totale utslippene til Gunnekleivfjorden i hele produksjonsperioden må antas å ha vært ca. 7 tonn (se Skei et al. 1989 for årlige utslipp i produksjonsperioden). En kraftig reduksjon av utslippene skjedde i 1977. I følge Norsk Hydro ble da utslippene av klorerte hydrokarboner redusert med over 90% i forhold til 1974-utslippene.

Til tross for disse utslippsreduksjonene av kvikksølv og klororganiske forbindelser, som i hovedsak skjedde for 10-15 år siden, er det fortsatt et for høyt forurensningsnivå i Grenlandsfjordene.

Gunnekleivfjorden har lenge vært i søkelyset som mulig kilde for forurensning av det utenforliggende fjordområdet. Områder så fjernt som Jomfruland er på grunnlag av innhold av klororganiske forbindelser i fugleegg påvist påvirket fra kilder i Frierfjordområdet (Bergstrøm og Nordheim, 1986) og dioksinutslippet fra magnesiumfabrikken er påvist i hvert fall så langt som Jomfruland (Knutzen og Oehme, 1988).

NIVA påpekte i sin sluttrapport for Frierfjordundersøkelsene fra 1975-78 at nivåene av kvikksølv i vann og biologisk materiale var høyere enn utslippene skulle tilsi (Molvær et al., 1979). Det ble antydnet at sedimentene eller deponier kunne være en kilde for forurensning.

Generelt er kunnskapsnivået om miljøpåvirkning fra slike kilder dårlige. Den potensielle forurensningsfaren som slike miljøgiftlagre representerer blir viktigere å få vurdert og skalert ettersom de primære utslippene reduseres eller elimineres på grunn av nedleggelse av gammel industri.

Problemene i Gunnekleivfjorden er nokså lik de som er beskrevet fra andre områder med kloralkali-industri (Nakanashi et al., 1987, Turner og Lindberg 1978, Thompson et al. 1980), dvs. lagre av kvikksølv i grunnen nær fabrikkområdet og sterkt forurensede sedimenter i resipienten. Problemene knyttet til magnesiumproduksjon og klorerte hydrokarboner derimot er nokså egenartede for Herøya.

NIVAs oppgave i dette delprosjektet har vært å kartlegge mengde miljøgifter (hovedsakelig kvikksølv, heksaklorbenzen, oktaklorstyren) i fisk fra Gunnekleivfjorden, samt å vurdere biotilgjengeligheten av disse for ål transplantert inn i fjorden. En orienterende analyse av polyklorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner i prøve av filet av vill ål er også utført for å sammenligne konsentrasjonene der med det som er funnet i utenforliggende områder og dermed skalere problemet med hensyn til slike stoffer i Gunnekleivfjorden.

Tilsammen med de andre delprosjekter skal denne undersøkelsen gi grunnlaget for vurderinger av behov for tiltak.

4. MÅLSETTING

Undersøke i hvilken grad fisk som måtte befinne seg i Gunnekleivfjorden er forurenset av miljøgifter. Selv om det ikke drives fiske i Gunnekleivfjorden, kan fisk som hovedsakelig oppholder seg i fjorden forflytte seg til andre områder og bli fanget og eventuelt spist.

Sette ut ål i bur i Gunnekleivfjorden for å se på opptak av miljøgifter i ål. Disse transplantasjonsforsøkene er ment å belyse i hvilken grad fisk som hovedsakelig oppholder seg i mer upåvirkede områder tar opp miljøgifter ved kortere opphold (2-3 måneder) i Gunnekleivfjorden.

5. MATERIALE OG METODER

5.1 Transplantasjonsforsøk med ål

Ål til disse forsøk ble innkjøpt fra et oppdrettsanlegg. Ålen i dette anlegget går i vann fra det kommunale ledningsnett (B. Braaten, pers. med) og blir foret med kommersielt fiskefor. Forsøksfisken ble 24/5-88 transportert til Solbergstrand med bil og 26/5 med helikopter til Gunnekleivfjords-området. Ialt 25 ål ble benyttet i forsøkene. Forsøksfisken ble plassert i perforerte rørformede PVC-bur (80mm PP rør) med en ål i hvert bur. Hvert rør var 80 cm langt og var lukket i hver ende med en perforert muffe. Rørene ble satt sammen med 5 bur i hver enhet (Fig. 1). De fem enhetene ble holdt i ønsket posisjon ca. 2.7 m over bunnen ved hjelp av en moring på bunnen og en blåse ca. 1.7 m over rørene. Posisjonen til hver enhet ble markert med en liten blåse på overflaten. 20 ål ble satt ut 26/5-88 og 5 ål 5/6-88. Alle de fem burenhetene ble plassert ca. 10 m fra hverandre i Gunnekleivfjordens nordøstlige del (Fig. 2) der totaldypet var ca 6m. Burene ble regelmessig rengjort for begroingsorganismer. Ål satt ut 26/5 ble veiet før utsetting. Fem transplanterte ål ble innsamlet fra burene 5/8 og 13 stk 29/8-88 etter å ha stått ute i henholdsvis 71 og 95 dager (86 dager for ål nr. 21-25 satt ut 5/6-88).

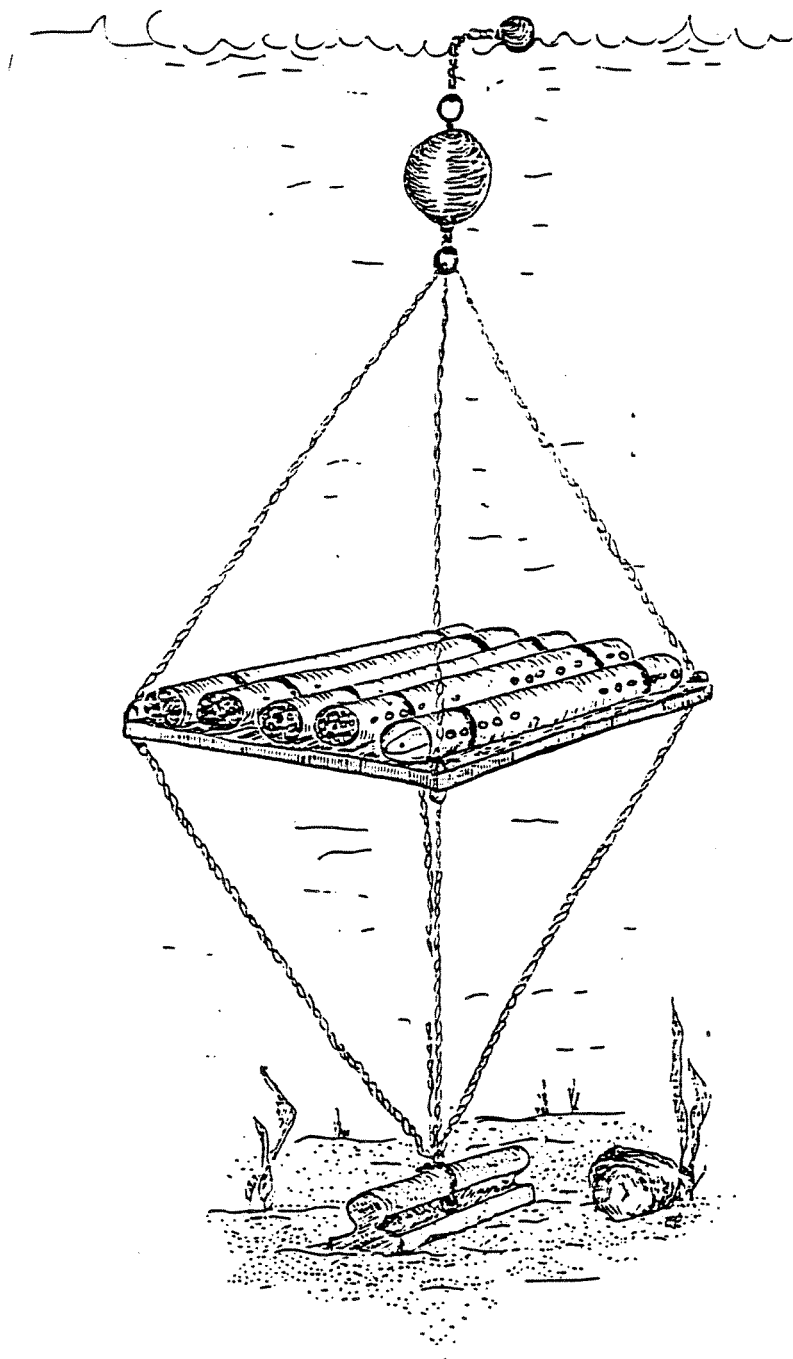


Fig.1. Ålebur brukt i Gunnekleivfjorden. I ett rør på figuren er endeplaten tatt av og hodet på en ål antydes. Merk at figuren ikke er tegnet i målestokk. Figuren er tegnet av Elisabeth Rydin.

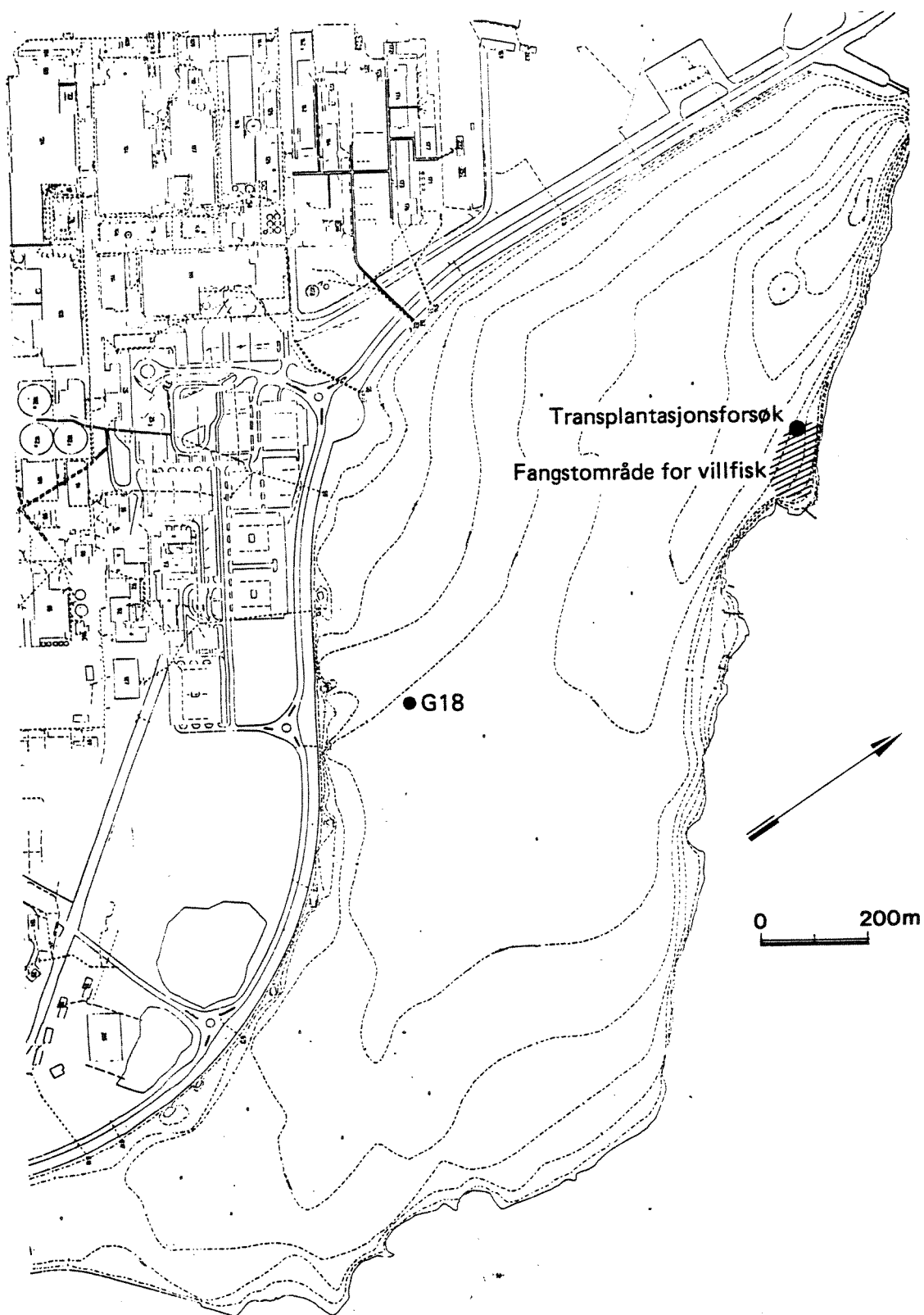


Fig.2. Kart over Gunnekleivfjorden som viser plassering av ålebur og fangstområde for villfisken.

5.2 Miljøgifter i villfisk

Villfisk (ål, skrubbe, gjedde og abbor) fra Gunnekleivfjorden ble innsamlet ved hjelp av ruser i juni 1988. Innsamling ble utført av Grenland miljø og Resipient-service v/Bjørnar Kvalvik i samme område som transplantasjonsforsøkene ble gjennomført i (Fig 2).

5.3 Prøvetaking og analyser

Det ble analysert for følgende miljøgifter: Kvikksølv (Hg), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekalorbifenyli (10-CB) og pentaklorbenzen (5CB) og polyklorete dibenzodioksin og polyklorete dibenzofuraner (orienterende analyse). Alle analyser ble utført på NIVA unntatt den orienterende analysen av polyklorete dibenzodioxiner og polyklorete dibenzofuraner (også omtalt samlet som dioksiner) som ble utført av Norsk institutt for luftforskning (NILU).

Vev fra fiskens ryggmuskulatur ble benyttet i alle analysene. For de 5 tansplantede ål innsamlet 5/8 ble det utført analyser på enkeltfisk for både Hg og klororganiske forbindelser. For transplantert ål innsamlet 29/8 (12 stk ble analyser) og vill ål fanget i Gunnekleivfjorden (20 stk) ble det for Hg utført analyser på enkeltfisk, mens en for klororganiske forbindelser analyserte på en blandprøve bestående av de samme individer. For annen villfisk ble det for hver art både for Hg og klororganiske forbindelser utført analyser på en blandprøve. For skrubbe, abbor og gjedde bestod blandprøven av henholdsvis 12, 9 og 1 individer.

Prinsipp for kvikksølv (Hg) analyse:

Kvikksølv ble bestemt på frysetøkkret, homogenisert materiale, som var oppslutteet ifølge norsk standard 4768.

Organisk bundet kvikksølv ble oksydert til toverdige kvikksølv i ioneform (Hg^{2+}) ved oppvarming av prøven med salpetersyre i lukket flaske under trykk. Kvikksølvet reduseres deretter til elementært kvikksølv (Hg) med tinn(II)klorid, og drives ut som damp ved hjelp av luft som bæregass. Kvikksølvdampen passerer gjennom en kvartskuvette hvor absorpsjon måles ved 253,7 nm ved hjelp av en P.E. Coleman-50 Hg-analysator.

Prinsipp for analyse av klororganiske forbindelser:

Det homogeniserte biologiske materialet ble ekstrahert vått ved risting med sykloheksan og isopropanol i forholdet 1:1. Ekstraktet ble

etter tørking med natriumsulfat veiet for å beregne ekstraksjonsutbyttet. Deretter ble det inndampet i rundkolbe med Vigreuxkolonne til lite volum. Ekstraktet ble så behandlet med konsentrert svovelsyre for å fjerne ikke-persistente stoffer. Tørrstoff og olje-innholdet ble også bestemt for hver prøve. Analysene ble utført på gaskromatograf utstyrt med ECD og splitless injektor. Det ble benyttet en 30mx0.32 mm kolonne med 0.25 µm DB-5. Multilevel kalibrering ble benyttet ved kvantifisering.

Analyse av dioksiner:

Metoden for analyse av polyklorerte dibenzodioksiner og polyklorerte dibenzofuraner er beskrevet i vedlegg til Knutzen og Oehme, 1989.

Analyse av marin olje:

Muskelveg (10 g) ble homogenisert ved risting i to timer med en blanding av cykloheksan og isopropanol (100+ 100 ml). Ekstraksjonen ble gjentatt med halve mengden ekstraksjonsmiddel og isopropanol fjernet etter vanntilsetting. Det samlede ekstraktet og cykloheksan ble veid etter tørking med natriumfulfat. Etter fjerning av cykloheksan ved inndamping ble oljen veid etter tørking ved 105 °C over natten. Den prosentvise andel av olje i prøven (% olje) ble beregnet etter korreksjon for tap av ekstrakt.

6. RESULTATER OG DISKUSJON

Forsøksbetingelsene for den transplanterte ålen avviker selvfølgelig vesentlig fra de forhold som en fri ål lever under. En skal imidlertid være klar over at det er en naturlig adferdsrespons for ål å søke tilflukt i huler og andre avgrensede strukturer i miljøet, spesielt når det er lyst. Vinterstid oppholder ålen seg dessuten i lengre perioder i huler i sedimentet. Plasserer en et rør i et kar med ål, vil ålen automatisk søke tilflukt der (Tesch, 1977) og slåss om plassen (egne observasjoner). Dette betyr at opphold i slike bur som her er benyttet sannsynligvis ikke er så unaturlig og stressende for fisken som man i utgangspunktet skulle tro. Det var imidlertid et betydelig problem at en hadde en sterk begroing av påvekstorganismer på burene under forsøkene. Til tross for at disse ble rensket ukentlig kan muligens dette ha medført problemer med vannkvaliteten i noen av rørene og kan trolig forklare at fem ål døde under forsøkene.

6.1 Lengde, vekt, fett og tørrstoffinnhold

A1

Den transplanterte ålen ble valgt med tanke på å oppnå en rimelig lik størrelse på fisken ved forsøkets start. Middelvekten for ålen som ble veid ved forsøkets start var 330.5 g (s.d.=70) og gjennomsnittlige lengde målt etter forsøket var 53.3 cm (s.d.=2.7) (Se vedlegg 1 for rådata for den enkelte fisk). Den transplanterte ålen ble ikke foret under forsøket og hadde sannsynligvis ingen mulighet til å skaffe seg annen føde under forsøkene. En vektreduksjon fant derfor sted hos den transplanterte fisken under transplantasjonsforsøket. Vektreduksjonen var henholdsvis 26 % og 30 % etter henholdsvis ca. 2 og 3 måneder i Gunnekleivfjorden. Dette vekttapet er vesentlig mer enn funnet i akvarieforsøk ved 8.5-12 °C (Larsson og Lewander, 1973) og skyldes sannsynligvis delvis den høyere temperaturen (ca.15°C) i Gunnekleivfjorden som gir øket metabolisme.

Den analyserte villålen fra Gunnekleivfjorden hadde en gjennomsnittsvekt på 310g (s.d.=183) og en gjennomsnittslengde på 54.8 cm (se vedlegg 2 for rådata og statistikk).

Det gjennomsnittlige fettinnholdet (% olje) i den transplanterte ålen var henholdsvis 21.3 % (s.d.=5) og 20.9 % (s.d.=3.9) (Vedlegg 1) etter 2 og 3 måneder i Gunnekleivfjorden. Dette er tilnærmet det samme som ble funnet i villål fra Gunnekleivfjorden (20.6 %) og som tidligere er blitt funnet i ål fra Frierfjorden (Fig. 3). Tilsvarende var tørrstoffinnholdet i ål ca. 37 % (Vedlegg 1 og 2). Det forhold at fettinnholdet i muskulatur ikke forandret seg signifikant under transplantasjonsforsøket kan ha sammenheng med at ålen i første del av en sulteperiode (måneder) vesentlig mobiliserte fett fra leveren og ikke i samme grad fra muskulatur. (se Larson og Lewander, 1973).

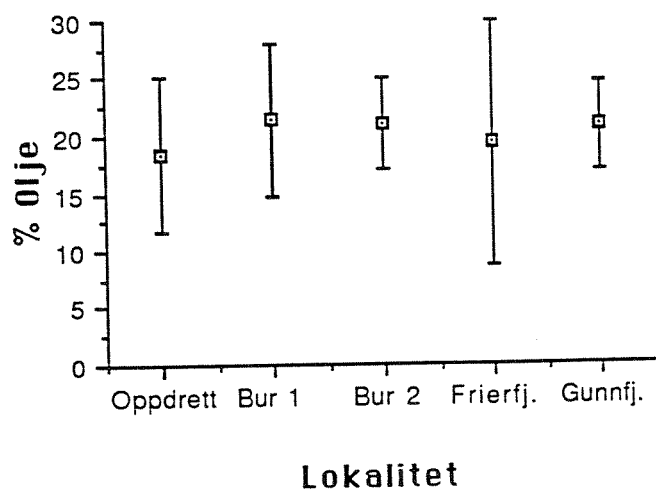


Fig. 3. Gjennomsnittlig fiskeoljeinnhold (% olje) i ål med ulik opprinnelse. Verdiene som er oppgitt er vektprosent iforhold til våtvekt fileet. ± 1 s.d. er avmerket for hver av middelverdiene.

Totalt sett kan en konkludere med at likheten mellom de ulike grupper av ål som er analysert er tilstrekkelig til at en kan sammenligne de enkelte grupper med hensyn til innhold av de målte miljøgifter.

Annen villfisk

Gjennomsnittsvekt for den analyserte skrubbe og abbor var henholdsvis 158g (s.d.=28.7) og 245g (s.d.=57.6). Tilsvarende verdier for lengde var 23.5 cm (s.d.=1.4) og 27.1 cm (s.d.=2.2) (se vedlegg 3 for rådata og enkel statistikk). Det ene individet av gjedde som ble analysert veide 381 g og hadde en lengde på 40 cm. Skrubbe, abbor og gjedde hadde et fettinnhold på henholdsvis 0.7, 0.5 og 0.7 %. Dette betyr at ålen inneholder 30-40 ganger mer fiskeolje enn disse tre artene.

Om sommeren kan skrubbe påtreffes i brakkvannsområder og kan derfra

trekke langt opp i ferskvann. Om vinteren trekker imidlertid flertallet ut til dypere, saltere og varmere områder. Dette betyr at den skrubbe som er fanget i Gunnekleivfjorden sannsynligvis oppholder seg der kun en begrenset tid av året. Det er imidlertid mindre trolig at skrubba vandrer utenfor Langesundsfjorden.

Abborren er en ferskvannsfisk som imidlertid også kan påtreffes i brakkevannsområder.

6.2 Kvikksølv i fisk

Ål:

Den gjennomsnittlige kvikksølv-konsentrasjon i oppdrettsål tilsvarende den som ble benyttet i transplantasjonsforsøkene var 0.064 µg/g våtvekt (s.d.=0.016) (se Skei et al. 1989), omregnet tilsvarende dette 0.024 µg/g på våtvekt basis. Dette er tilnærmet det en må anse som bakgrunnsnivå for saltvannsfisk (se Knutzen, 1987). Den høyeste konsentrasjonen av Hg ble funnet i ål fanget i Gunnekleivfjorden (Fig.4 og Vedlegg 2). For denne fisken lå gjennomsnittskonsentrasjonen på 0.92 (s.d.=0.3) µg/g våtvekt, mens den for transplantert ål som har tilbrakt tilnærmet 2 og 3 måneder i vann fra Gunnekleivfjorden finner gjennomsnittskonsentrasjoner på henholdsvis 0.13 (s.d.=0.038) og 0.15 (s.d.=0.034) µg/g våtvekt (Fig. 4 og Vedlegg 1).

I ål fra Frierfjorden ble det i 1985 funnet gjennomsnittskonsentrasjoner på 0.6 µg/g våtvekt. Det er en signifikant forskjell (ANOVA, p=0.05) mellom konsentrasjonen av kvikksølv i villål fra Gunnekleivfjorden og Frierfjorden. Det er også en signifikant forskjell mellom konsentrasjonene av Hg i filet fra ål fanget i Gunnekleivfjorden og den transplanterte ålen som har levd i vann fra Gunnekleivfjorden i 2-3 måneder uten å ta til seg mat og uten å være i kontakt med sedimentet. Konsentrasjonen av Hg i transplantert ål har øket fra 0.024 µg/g ved utsettingstidspunkt til 0.13 µg/g og 0.15 µg/g etter henholdsvis 2 og 3 måneders eksponering i Gunnekleivfjorden. Dette tilsvarende tilnærmet en seksdobling av konsentrasjonen.

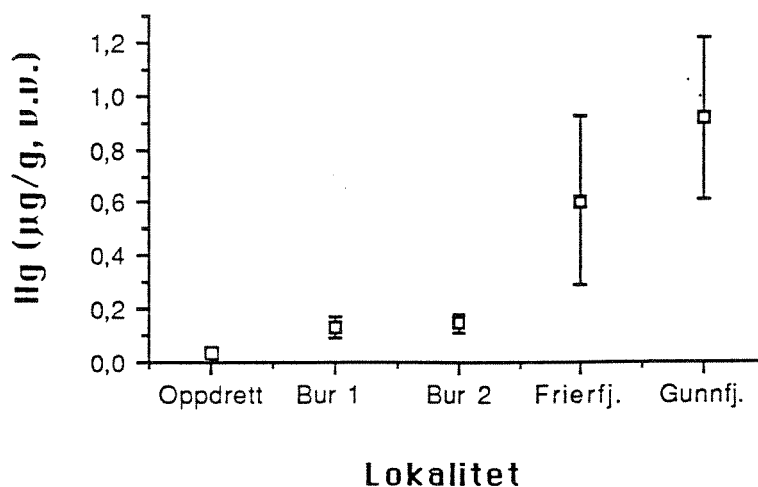


Fig.4. Gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjoner i ål med ulik opprinnelse. Bur 1 og 2 representerer transplantert oppdrettsål tatt opp etter henholdsvis 2 og 3 måneder i Gunnekleivfjorden. ± 1 standardavvik (s.d.) er avmerket. Merk at s.d. for Hg innholdt i oppdrettsålen (0.005 $\mu\text{g/g}$) var mindre enn symbolet som avmerker middelveien.

Ål er i oppvekstfasen en relativt stasjonær art (Rossi et al. 1987). og migrerer kun når metrologiske, hydrologiske eller sesongmessige fluktuasjoner i deres miljø gjør dette nødvendig (Tesch, 1977). Ål kan imidlertid tåle store variasjoner i salinitet og finnes således i oppvekstfasen både i ferskvann og sjøvann og kan tåle relativt store temperatursvingninger. Ålen tilbringer en stor del av den kalde vinterperioden i utgravde huler i sedimentet på relativt grunt vann og skulle i denne perioden ha stor mulighet til å akkumulere miljøgifter fra sedimentet. Ålen er også i resten av året i sterk grad knyttet til bunnsubstratet og beveger i ernæringsfasen i våre områder sjelden lenger enn 1 m over bunnen. Totalt sett gjør ålens adferd at det er stor sannsynlighet for at den ålen som er fanget i Gunnekleivfjorden har oppholdt seg der over lengere tid (år).

Den relativt lave konsentrasjonen i den transplanterte ålen sammenlignet med villål og det faktum at konsentrasjonen ikke økte i transplantert ål etter 2 måneders eksponering tyder på at opptak direkte via vannet sannsynligvis ikke er hovedmekanismen for opptak av kvikksølv i ål i Gunnekleivfjorden. En må anta at det er opptak via føden og muligens ved direkte kontakt med kontaminert sediment som er kilden til den relativt høye konsentrasjonen av kvikksølv i Gunnekleivfjorden.

Foreslåtte øvre grenseverdier for Hg i fisk til konsum for noen land som det er naturlig å sammenligne seg med ligger i området 0.3-1 $\mu\text{g/g}$ (se Knutzen, 1987a). Sverige har en øvre grense på 1 $\mu\text{g/g}$ mens Norge

ikke har en anbefalt grense. Flere land har imidlertid satt en grense på 0.5 $\mu\text{g/g}$ (se Dybing og Underdal, 1981). Denne grensen vil her bli benyttet i den videre diskusjon. Gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjon som ble funnet i filet av ål fra Gunnekleivfjorden var 0.9 $\mu\text{g/g}$. Høyeste konsentrasjon som ble funnet i en enkeltfisk var 1.55 $\mu\text{g/g}$. Dette betyr at kvikksølvinnholdet for enkelte ål er klart over anbefalte grenseverdier. Også gjennomsnittsinholdet er over anbefalte grenseverdier med unntak av for verdien som er anbefalt i Sverige.

Som maksimalt ukentlig inntak av kvikksølv for en voksen person (60 kg) har Verdens Helsorganisasjon anbefalt 0.3 mg. Ved konsum av ål fra Gunnekleivfjorden må en person derfor ikke konsumere mer enn 0.33 kg pr. uke for ikke å overstige Verdens Helsorganisasjons anbefalte grense.

En vurdering på bakgrunn av kvikksølvinnhold alene gir at ål fra Gunnekleivfjorden ikke anbefales til konsum.

Annen fisk

Innholdet av kvikksølv i skrubbe, abbor og gjedde fanget i Gunnekleivfjorden er vist i tabell 1.

Tabell 1. Kvikksølv, gjennomsnittlig lengde og vekt for abbor, gjedde, skrubbe og ål fanget i Gunnekleivfjorden i juni 1988.

Art	Hg ($\mu\text{g/g}$, v.v.)	Antall individer	Lengde (cm)	Vekt (g)
Abbor	1.34	9	27.1	245
Gjedde	1.26	1	40.0	381
Skrubbe	0.55	11	23.5	158
Ål	0.92	20	54.8	310

Av tabellen ser en at abbor og gjedde viser et noe større kvikksølvinnhold enn skrubbe og ål. Dette kan ha sammenheng med forskjeller i innhold av kvikksølv i de ulike fisks byttedyr. Abbor og gjedde er i større grad enn ål og skrubbe fiskepisere. Skrubbe derimot ernærer seg vesentlig av ulike evertebrater mens ål i stor grad må regnes som alteter. Skrubbe er hovedsakelig en saltvannsfisk og en må regne med at det er en utstrakt vandring av denne arten mellom Gunnekleivfjorden og den mer marine Frierfjorden. Slike forhold kan også ha hatt en betydning for det noe lavere innholdet hos denne art. En må imidlertid også anta at en selv ved identiske levetilstander for de ulike arter vil finne artsmessige forskjeller i kvikksølvinnhold. Til sammenligning ble det i filet fra torsk i Frierfjorden i perioden 1984-87 funnet konsentrasjoner nær 0,3 $\mu\text{g/g}$, v.v. (Rygg et al., 1988) som altså er klart under det som ble funnet i abbor og gjedde fra Gunnekleivfjorden og noe under det som ble funnet

i skrubbe.

Av tabell 1 ser en at alle verdier for kvikksølvinnhold ligger over den anbefalte grensen på 0.5 µg/g. Tar en utgangspunkt i WHO's anbefalte maksimale ukentlige inntak på 0.3 mg kvikksølv per person gir dette et maksimalt ukentlig inntak på henholdsvis 224, 238 og 545 g fiskefilet for henholdsvis abbor, gjedde og skrubbe.

En vurdering på bakgrunn av kvikksølvinnhold alene gir at villfisk fra Gunnekleivfjorden ikke anbefales til konsum.

Uorganisk kvikksølv har en lav løslighet i vann, danner relativt lett komplekser eller adsorberes til partikler og sedimenteres derfor relativt raskt som uorganisk kvikksølv. Det er imidlertid i sin organiske form, metylkvikksølv, at kvikksølv er kilde til kontaminering av akvatiske næringskjeder (Hodson, 1988). Methylering av kvikksølv foregår i sediment og er også referert påvist i tarmen hos fisk (Mikac et al. 1985). Ved methylering endres de fysiske/kjemiske egenskapene til kvikksølv betydelig, mister polaritet og blir enda mindre vannløslig og vesentlig mer fettløslig og vil derfor i langt større grad enn uorganisk kvikksølv tas opp i biologisk materiale som inneholder fett. I toksikologisk sammenheng betyr øket fettløslighet ikke bare et øket opptak, men også raskere gjennomtrengning av følsomme vev som lipid membraner og nervesystem og kan føre til neurotoksiske effekter (se Hodson, 1988 med referanser). Kvikksølvkonsentrasjonene i fisk vil i stor utstrekning (80% eller mer), være som metylkvikksølv og foreligge som et cystein kompleks (Hodson, 1988 med referanser).

En må derfor anta at også for fisken i Gunnekleivfjorden så vil hoveddelen av kvikksølv foreligge i methylert form. Det må imidlertid analyser av metylkvikksølv for å stadfeste denne antagelse. Det bør påpekes at metylkvikksølv er påvist i sedimentene (Næs, 1989) og i vannet (Molvær, 1989) i Gunnekleivfjorden. En kunne forvente at den store forskjell i fettinnhold mellom ål og de andre analyserte fiskeartene skulle ha resultert i et høyere innhold av metylkvikksølv hos ål enn hos de andre artene. Tabell 1 viser imidlertid at dette ikke er tilfelle.

I sammenheng med miljøforvaltning skaper methylering av uorganisk kvikksølv i sediment store problemer. Oppfatningen av at sedimentet er en felle for kvikksølv må derfor i sammenheng med kvikksølvinnhold i organismer forkastes og en må snarere oppfatte sedimentet som en meget potent kilde (Hodson, 1988). Sannsynligvis kan problemer med et forhøyet innhold av kvikksølv i fisk ikke løses ved tiltak som hovedsakelig senker konsentrasjonen i vannet og ikke samtidig gjør noe ved sedimentet. Dette betyr sannsynligvis at forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv i fisk i Gunnekleivfjorden må påregnes i lang tid så lenge sedimentene representerer en tilgjengelig kilde.

Heksaklorbenzen og oktaklorstyren i ål

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av HCB og OCS i forsøksfisken ved utsetting i burene i Gunnekleivfjorden var 0.0042 og 0.0016 µg/g v.v. (Skei et al. 1989). Dette er konsentrasjoner som for HCB er i samme område som en kan vente å finne i fet fisk (sild, laksefisk) fra områder med lav eller moderat belastning (Knutzen, 1987). For OCS mangler en imidlertid tilstrekkelig data til å etablere sikre "bakgrunnsnivåer" for lite belastede områder (Knutzen, 1987). Konsentrasjonene av OCS som ble funnet i oppdrettsålen var imidlertid noe under det som er funnet i lever fra lomre, rødspette, skrubbe og torsk fra Tyskebukta og noe over det som er funnet i torskelever fra Grønland. Totalt sett tyder dette på at også innholdet av OCS i oppdrettsålen må antas å ligge nær bakgrunnsnivå for lite belastede områder.

For begge komponenter var det en konsentrasjonsforskjell på fire dekader mellom konsentrasjonene funnet i oppdrettsålen og konsentrasjoner funnet i ål fanget i Gunnekleivfjorden (Fig.5 og 6). Konsentrasjonen funnet der var 21 og 19 µg/g v.v. henholdsvis for HCB og OCS (se Vedlegg 1 for konsentrasjoner i enkeltfisk der dette er målt). Disse konsentrasjoner lå for henholdsvis HCB og OCS 4.7 og 10.7 ganger høyere enn det som tidligere er funnet i ål fra Frierfjorden og antyder således en større belastning i Gunnekleivfjorden enn i Frierfjorden.

Den transplanterte ålen hadde etter 2 måneders eksponering i Gunnekleivfjorden øket konsentrasjonen av HCB 104 ganger til 0.442 µg/g v.v.. Etter 3 måneder var imidlertid konsentrasjonen redusert til 0.2 µg/g v.v. dvs. en 47 gangers økning iforhold til utgangskonsentrasjonen til oppdrettsålen. En har ingen entydig forklaring på nedgangen i HCB konsentrasjonen mellom 5/8-88 og 29/8-88. Konsentrasjonen av OCS i transplantert ål var identisk og tilsvarte 0.1 µg/g v.v. etter henholdsvis 2 og 3 måneders eksponering i Gunnekleivfjorden. Dette tilsvarer 61 ganger utgangskonsentrasjonen til den transplanterte ålen.

Økningen i HCB og OCS konsentrasjonen i den transplanterte ålen tyder på at opptak av disse komponenter direkte fra vannet, (gjellene og/eller huden) bidrar til en tildels betydelig økning i vevskonsentrasjonene av disse komponenter. Konsentrasjonene i de transplanterte ålene ligger imidlertid betydelig under det som ble funnet i fisk fra Frierfjorden og spesielt Gunnekleivfjorden (se fig.5 og 6) og antyder at direkte kontakt med sedimentet eller opptak via føde kan spille en ennå mer betydelig rolle.

Sammenligner man opptaket av Hg og opptaket av HCB og OCS i transplantert ål ser det ut til at vannet betyr mer for opptak av de klororganiske forbindelsene (økning med en faktor i området 47-104) enn for Hg (økning med en faktor på 6). Forsøk med plassering av ål i kar med sediment fra Gunnekleivfjorden viser imidlertid at også kontakt med dette gir et betydelig bidrag til innholdet klororganiske forbindelser i ål (Skei et al. 1989).

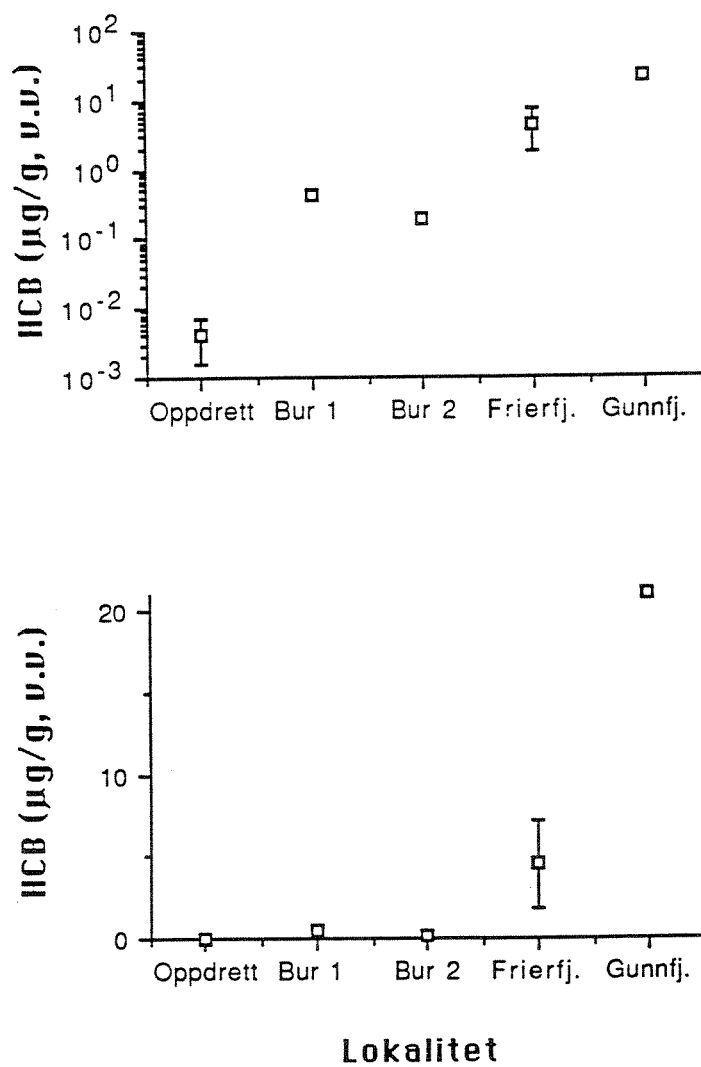
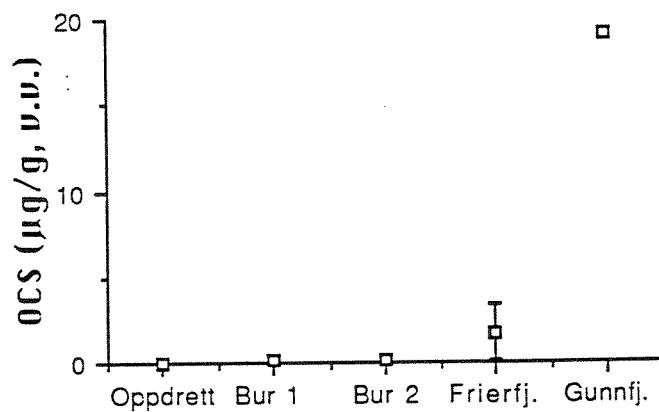
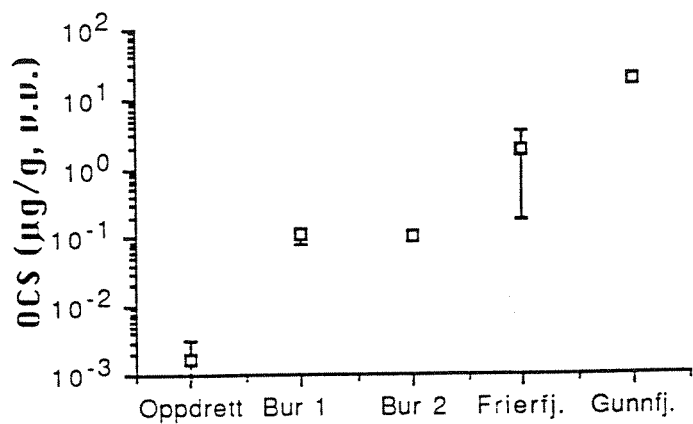


Fig.5. Konsentrasjonen av Heksaklorbenzen (HCB) i ål med ulik opprinnelse. Bur 1 og 2 representerer transplantert oppdrettsål tatt opp etter henholdsvis ca. 2 og 3 måneder i Gunnekleivfjorden. ± 1 standardavvik (s.d.) er avmerket for oppdrettsål, ål fra Frierfjorden og for transplantert ål etter 2 måneder i Gunnekleivfjorden. Merk: Figuren er tegnet både med logaritmisk (øverst) og lineær konsentrasjonsakse.



Lokalitet

Fig.6. Konsentrasjonen av oktaklorstyren (OCS) i ål med ulik opprinnelse. Bur 1 og 2 representerer transplantert oppdrettsål tatt opp etter henholdsvis ca. 2 og 3 måneder i Gunnekleivfjorden. ± 1 standardavvik (s.d.) er avmerket for oppdrettsål, ål fra Frierfjorden og for transplantert ål etter 2 måneder i Gunnekleivfjorden. Merk: Figuren er tegnet både med logaritmisk (øverst) og lineær konsentrasjonsakse.

Norske helsemyndigheter opererer foreløpig ikke med grenseverdier for klororganiske forbindelser i spiselige akvatiske organismer; men anvender skjønn på de enkelte tilfeller (se Knutzen, 1987b med referanser). I Sverige og Vest-Tyskland opererer en imidlertid med grenseverdier for HCB på henholdsvis 0.2 og 0.05 µg/g v.v. (se Knutzen, 1987b med referanser). Tar en utgangspunkt i Sveriges grenseverdi så ligger den transplanterte ål på eller noe i overkant av denne grenseverdi mens villfisken fra Gunnekleivfjorden ligger hele 105 ganger høyere. Med utgangspunkt i at OTC konsentrasjonene i transplantert ål og i ål fanget i Gunnekleivfjorden ligger i samme nivå som HCB (Fig.5 og 6) kan en konkludere at: ålen fra Gunnekleivfjorden både på grunn HCB og OCS innhold ikke bør brukes som menneskeføde.

Konsentrasjonen av klororganiske forbindelser i vannet i Gunnekleivfjorden varierer betydelig og er sannsynligvis til enhver tid avhengig av utslippsraten (Molvær, 1989). Det er derfor på bakgrunn av det relativt sparsomme datagrunnlaget for konsentrasjonen av disse komponenter i vannet i mai-august 1988 vanskelig å si noe nøyaktig om hvilke konsentrasjoner som den transplanterte fisken har vært utsatt for. Målingene på stasjon G18 (Fig. 2) viste konsentrasjoner nær 10 ng/l for både HCB og OCS i august i overflatevannet mens bunnvannet inneholdt konsentrasjoner som var 1.5-2 ganger høyere. Konsentrasjonen i bunnvannet på stasjon G18 lå i mai 1988 for HCB og OCS i området 50-60 ng/l. Konsentrasjonen i overflatevannet var gjennomgående noe lavere enn bunnvannet men ble ikke målt i mai 1988. Som en noe spekulativ tilnærming kan en anta at den transplanterte ålen har vært utsatt for gjennomsnittskonsentrasjoner som ligger i området 80-20 ng/l. I den følgende kalkulasjonen om bioakkumulering og biomagnifikasjon vil en operere med en gjennomsnittskonsentrasjon av HCB og OCS i vannet på 40 ng/l. Forutsatt at denne konsentrasjonen ikke avviker vesentlig fra det virkelige middel har det skjedd en bioakkumulering (forholdet mellom konsentrasjonen i organisme og i vannet) tilsvarende en faktor i størrelsesorden 5×10^3 . Siden konsentrasjonen av OCS og HCB i den transplanterte ålen ikke økte mellom første og andre innsamling må en anta at den fysikalsk/kjemiske fordelingsprosessen mellom vann og organisme har kommet i tilnærmet likevekt etter en periode på under 2 måneder. Som en ser av Fig. 5 og 6 så var konsentrasjonen av HCB og OCS i villål fanget i Gunnekleivfjorden vesentlig høyere enn i den transplanterte fisken. Dette betyr derfor at bidraget av klororganiske forbindelser fra sediment og føde er viktig. I forsøk der ål er plassert i kar med sediment fra Gunnekleivfjorden (Skei et al. 1989) er det vist at ål selv uten å bli foret kan ta opp klororganiske forbindelser som gir opphav til konsentrasjoner som ligger i samme størrelsesorden men allikevel noe lavere enn det som er funnet i villål. Dette betyr at den fysikalsk/kjemiske fordelingsprosessen gir et langt høyere konsentrasjonsnivå av klororganiske forbindelser i ålevev

når ålen er i kontakt med sediment fordi konsentrasjonene der er relativt høye (22.6 og 6.4 µg/g t.v for henholdsvis HCB og OCS) og sannsynligvis gir opphav til konsentrasjoner i porevannet som overstiger det som er rapportert for vannmassene (se over og Molvær, 1989). Fødens innhold av klororganiske forbindelser kan ha betydning for konsentrasjonsnivået i fisk av klororganiske forbindelser (se Knutzen, 1987b med referanser). Det forhold at sedimentet alene kan øke konsentrasjonen i ål fra bakgrunnsnivå og opp til konsentrasjoner som ligger i samme størrelsesorden som i villål fra Gunnekleivfjorden antyder at føden alene muligens ikke har avgjørende betydning for innholdet av klororganiske komponenter. Da det er meget sparsomt med bentisk dyreliv i sedimentet i Gunnekleivfjorden (Skei et al., 1989) er trolig betydningen av disse relativt liten i ernæringsammenheng for fisk iforhold til mer pelagiske organismer.

Tar en utgangspunkt i middelveien for HCB og OCS i ål fra de fem ulike kilder (oppdrett, Frierfjorden ,bur 1, bur 2 og Gunnekleivfjorden) ser en at det er en lineær relasjon mellom innholdet av HCB og OCS (Fig 7). Ser en derimot på gjennomsnittlige konsentrasjoner av HCB og OCS som funksjon av gjennomsnittlig innhold av kvikksølv så er relasjonen logaritmisk (Fig. 8).

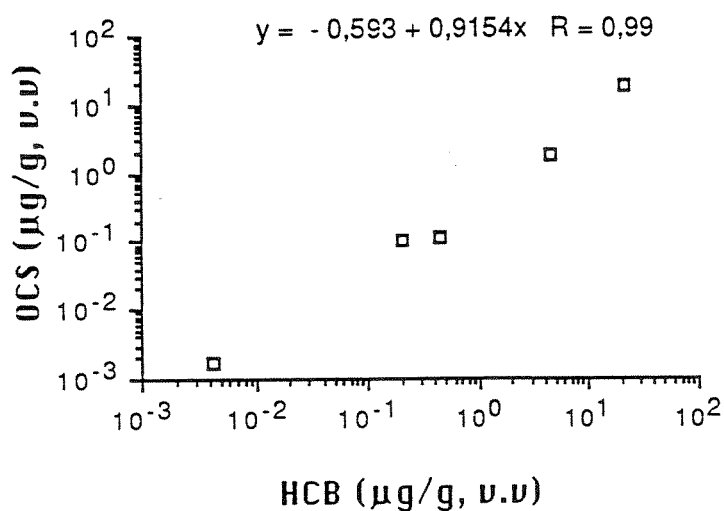


Fig.7. Gjennomsnittlig konsentrasjon av oktraklorstyren (OCS) som funksjon av gjennomsnittlig konsentrasjon av heksaklorbenzen (HCB) i ål med noe ulik opprinnelse (oppdrett, Frierfjorden ,bur 1, bur 2 og Gunnekleivfjorden). Formel for regresjonslinje er vist over.

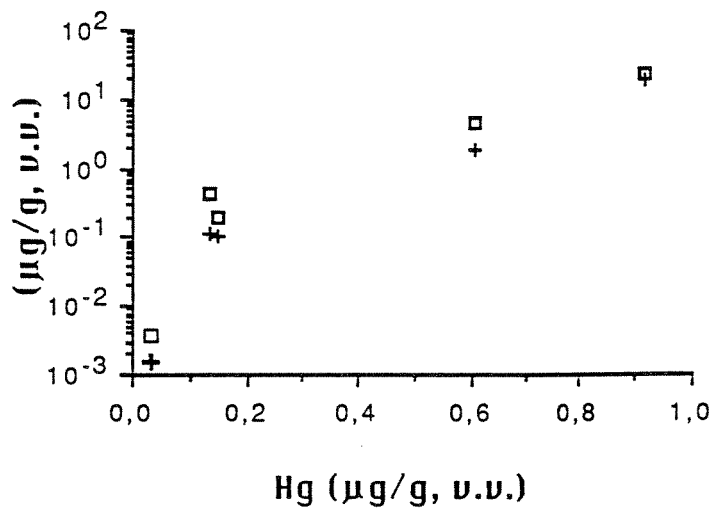


Fig.8. Gjennomsnittlig konsentrasjon av heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) som funksjon av gjennomsnittlig konsentrasjon av Hg i ål med noe ulik opprinnelse (oppdrett, Frierfjorden, bur 1, bur 2 og Gunnekleivfjorden).

Annen villfisk

Innholdet av HCB og OCS i annen villfisk fanget i Gunnekleivfjorden var vesentlig lavere enn for ål for alle de fire analyserte komponenter (Tabell 2A). Hovedårsaken til dette er sannsynligvis det høye fettinnholdet i ålen sammenlignet med de andre artene (Tabell 2A) men kan også skyldes forskjellig preferanse med hensyn til habitat og ulik oppholdstid i området. Av tabellen (2A) ser en at konsentrasjonen av HCB for alle artene ligger over den anbefalte grense på 0.2 µg/g v.v for innhold i akvatiske organismer til menneskeføde. En kan derfor ikke anbefale noen av artene av villfisk i Gunnekleivfjorden til menneskeføde. Denne anbefalingen forsterkes ytterligere ved at konsentrasjonen av OCS er høyere enn for HCB for alle artene med unntak av for ål (Tabell 3).

Tabell 2. Innholdet av klororganiske forbindelser (µg/g, v.v.) og fiskeolje (fett) i A: abbor, gjedde, skrubbe og ål fanget i Gunnekleivfjorden i juni 1988 og B: ål fra Frierfjorden 1985, transplantert ål (bur 1 og bur 2) og ål fra oppdrettsanlegg. Merk at også summen av konsentrasjonene for de fire klororganiske komponentene funnet i de ulike fiskearter også er vist i tabellen.

A:

Art	HCB	OCS	5-CB	10-CB	Sum	% olje
Abbor	0.9	5.2	<0.1	0.5	6.6	0.5
Gjedde	0.7	1.8	<0.1	0.1	2.6	0.7
Skrubbe	0.8	1.2	<0.1	0.1	2.1	0.7
Ål	21	19	0.7	2.4	43.1	20.5

B:

Art/lokalitet	HCB	OCS	5-CB	10-CB	Sum	% olje
Ål bur 5/8	0.44	0.11	0.03	<0.01	0.6	21.3
Ål bur 29/8	0.2	0.1	<0.1	<0.1	0.3	17.7
Ål fra Frierfj.	4.5	1.74				
Ål fra oppdrett	0.004	0.002	<0.0002	<0.0003		

Dekaklorbifenyyl (10-CB) og pentaklorbenzen (5CB)

Innholdet av dekalorobifenyyl (10-CB) og pentaklorbenzen (5CB) i de ulike artene er vist i tabell 2. Også for disse komponenter var konsentrasjonene klart høyest i villålen fra Gunnekleivfjorden og

betydelig høyere enn i den transplanterte ålen. Den transplanterte ålen viste imidlertid et betydelig opptak av 5-CB (150 ganger utgangskonsentrasjonen) etter 2 måneders eksponering. Konsentrasjonen av 5-CB tilsvarte imidlertid kun vel 4 % av det en fant i villfisken fra Gunnekleivfjorden. Desverre er deteksjonsgrensen i analysene som er utført på den transplanterte ålen vesentlig høyere enn den som er benyttet på oppdrettsålen slik at et en videre tolking av transplanteringsforsøkene for disse komponenter er umulig. En ser imidlertid at summen av de analyserte klororganiske forbindelser er ekstrem høy (Tabell 2).

6.3 Klorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner

Resultatene av analysene av PCDD/PCDF i ål fra Gunnekleivfjorden viste et innhold av 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter på 46,2 ng/kg friskvekt (se vedlegg 4 for rådata).

Denne konsentrasjonen er meget høy i relasjon til en øvre grense for tolerabelt ukentlig - livslangt - inntak på 35 pg/kg kroppsvekt (dvs. i underkant av 2,5 ng pr. uke for en person på 70 kg). For å fylle opp ukekvoten - uten annen eksponering - er det tilstrekkelig å spise ca. 55 g av Gunnekleiv-ålen.

Registreringene i ål fra Gunnekleivfjorden kan sammenlignes med data for samme art fra steder lenger unna magnesiumfabrikkens utslipp (Tabell 3):

Tabell 3. TCDD-ekvivalenter (ng/kg) registrert på ulike steder (Knutzen og Oehme, 1988; og denne undersøkelse).

	Lokaliteter				
	Gunne- kleivfj.	Brevik- fjorden	Langesunds- bukta	Utenfor Nevlung hamn	Jomfru- land (30 km fra utslipp)
Konsentrasjon	46,2	22	20	6,3	9,3

Det ses at Gunnekleivålen ikke inneholdt mer enn vel det dobbelte av hva som ble registrert i samme art fra Brevikfjorden og ytterst i Langesundsbukta.

Da "bakgrunnsnivået" av TCDD-ekvivalenter i ål fra bare diffust belastede områder foreløpig ikke er kjent, lar det seg ikke gjøre å angi noen forurensningsgrad ved overkonsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivået.

I betraktning av at PCDD/PCDF er stoffer med stor affinitet til fett, og at ål har et fettinnhold i størrelsesordenen 20-30 ganger så høyt som i torskefilet, er det også verdt å notere at ålen fra Gunnekleivfjorden ikke inneholdt mer enn vel 5 ganger middelverdien av det som ble funnet i fileten av torsk fra Frierfjorden og bare ca. 1% av torskeleverens TCDD-konsentrasjon (Knutzen og Oehme, 1989). Dette er desto mer bemerkelsesverdig i betraktning av at ål lever til dels nede i sedimentene der forurensningene med klororganiske stoffer må antas å akkumulere. Forholdet kan skyldes at det er dioksinforurenset føde, og ikke opptak over kroppsflaten/gjeller som er utslagsgivende for fiskens dioksininnhold (kfr. referanser hos Knutzen og Oehme, 1989). I tabellen nedenfor er det foretatt en sammenligning mellom "dioksinprofiler" i ålen fra Gunnekleiv og de øvrige fangststedene. "Profilen" er fremstilt som det prosentvise bidraget fra utvalgte enkeltforbindelser og grupper av PCDD/PCDF til sum 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter.

Tabell 5. "Dioksinprofiler" (bare utvalgte forbindelser/stoffgrupper) for ål fra Gunnekleivfjorden, Brevikfjorden, Sandværhusen (ved Nevlunghamn) og Arøy/Stussholmen (innenfor Jomfruland)). Hver komponent/gruppe i tabellen er oppgitt som % av sum 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter for utvalgte forbindelser/stoffgrupper. Merk at enkelte komponenter presentres både alene og som en sum av andre, og at listen ikke tar med 100 % av komponentene.

Komponenter/ stasjoner	Gunnekleiv- fjorden	Brevik- fjorden	Sandvær- husen	Arøy/Stuss- holmen
2,3,7,8-TCDF	0,4	-	0,5	-
2,3,4,7,8-PeCDF	11,7	34,4	48,8	26,4
1,2,3,6,7,8-HxCDF	18,2	19,8	16,2	17,5
Σ2,3,7,8-HxCDF	43,0	39,7	30,0	35,2
Σ2,3,7,8-HpCDF	0,7	0,9	0,7	1,4
2,3,7,8-TCDD	4,3	-	-	-
1,2,3,7,8-PeCDD	30,2	18,6	18,4	20,9
Σ2,3,7,8-HxCDD	8,9	8,0	(<6)	7,5
Σ2,3,7,8-HpCDD	-	-	-	1,9

Det ses av tabellen at det er godt samsvar mellom Gunnekleivfjorden og de andre fangststedene for 1,2,3,6,7,8-HxCDF og gruppen Σ 2,3,7,8-HxCDF. Dette er hovedbestanddeler i utslippet fra magnesiumfabrikken (hhv. 33 og 65% av avløpsvannets innhold av 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter (Knutzen og Oehme, 1989).

Derimot viste Gunnekleivålen indikasjoner på avvik for 1,2,3,7,8-PeCDD. Denne komponenten viste et forholdsmessig større innhold i Gunnekleivfjorden enn på de andre lokaliteter mens 2,3,4,7,8-PeCDF viste et lavere relativt innhold. Foreløpig er det lite grunnlag for å spekulere over disse forskjeller, som ut fra det sparsomme antall data kan vise seg å være tilfeldig. Imidlertid er ikke kilden for dioksinforurensningen i Gunnekleivfjorden de nåværende utslipp fra magnesiumfabrikken, idet disse er ledet direkte til Frierfjorden.

Midlere konsentrasjon av HCB og OCS i ålen fra Gunnekleivfjorden er målt til henholdsvis nær 21 mg/kg og ca. 19 mg/kg friskvekt (Tabll 2). Konsentrasjonsforholdene HCB/TCDD-ekvivalenter og OCS/TCDD-ekvivalenter i ålen fra Gunnekleivfjorden er mer enn 4×10^5 . For HCB/TCDD-ekvivalenter er dette 1000 ganger mer enn i dagens utslipp fra magnesiumfabrikken til Frierfjorden (størrelsesordenen 500, kfr. kap. 4 Knutzen og Oehme, 1989), mens det for OCS/TCDD-ekvivalenter er enda større forskjell. Disse manglende samsvar gir ytterligere indikasjoner på at forurensningsbelastningen fra Gunnekleivfjordens sedimenter er forskjellig fra dagens avløpsvann mht. den relative rolle av ulike klororganiske forbindelser og stoffgrupper. Imidlertid vil også selektiv anrikning av stoffene i fisk (og forskjell mellom ulike arter av fisk i denne henseende) kunne spille en rolle. Det bør påpekes at nivået av dioksiner i sedimentet i Gunnekleivfjorden var 2-3 ganger høyere enn i Frierfjorden (Næs, 1989).

7. LITTERATUR

Bergstrøm, R. og G. Nordheim, 1986. Persistente klorerte hydrokarboner i sjøfuglegg fra kysten av Telemark. Fauna, 39, 53-57.

Dybing, E. og B. Underdal, 1981. Humantoksikologiske aspekter vedrørende klorerte hydrokarboner og tungmetaller i fisk, med spesiell referanse til Grenlandsfjordområdet. Rapport til Norske Helsedirektoratet, oktober 1981, 39s.

Gulbrandsen, R., K. Baalsrud, J. Molvær og B. Rygg, 1987. Brukerundersøkelse for Grenlandsfjordene. NIVA-rapport, 8000312.

Hodson, P.V., 1988. The effect of metal metabolism on uptake, disposition and toxicity in fish. Aquat. Toxicol. 11, 3-18.

Knutzen, J., 1987a. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk (Back-ground levels of metals in marine fish). NIVA-rapport nr. 2050, 66s.

Knutzen, J., 1987b. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. Om "background levels" og organochlorines in fish. NIVA-rapport nr. 2002, 173 s.

Knutzen, J. og M. Oehme, 1989. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skalldyr og sedimenter fra Frierfjorden med tilgrensende områder 1987-1988. NIVA-rapport nr. 2189, 143s.

Larsson, Å. og K. Lewander (1973). Metabolic effects of starvation in the eel, Anguilla anguilla L.. Comp. Biochem. Physiol., 44, 367-374.

Mikac, N.; M. Picer, P. Stegnarn og M. Tusek-Znidaric, 1985. Mercury distribution in a polluted marine area, ratio of total mercury, methyl mercury and selenium in sediments, mussels and fish. Water Res., 19, 1387-1392.

Molvær, J., T. Bokn, L. Kirkerud, K. Kvalvågnes, G. Nilsen, B. Rygg, og J. Skei, 1979. Resipientvurdering av nedre Skienselva, Frierfjorden og tiliggende fjordområder. Rapport nr 8. Sluttrapport, NIVA-rapport 0-70111.

Molvær, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 2: Miljøgifter i vannmassene. Transport av miljøgifter gjennom kanalene. NIVA-rapport nr.2195, 68s.

Nakanashi, H., M. Ukita, M. Sekine og S. Murakama, 1987. Mercury pollution in Tokuyama Bay (abstract). Int. Assoc. for sediment- Water studies, 4th Int. Symp. Interactions between sediments and water, Melbourne, Australia, 1987.

Næs, K., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 1. Konsentrasjon og mengde av miljøgifter i sedimentene. NIVA-rapport nr. 2192, 76s.

Rossi, R., M. Bianchini, A. Carrieri and P. Franzoi, 1987. Observations on movements of yelloweels, Anguilla anguilla L., after displacement from coastal waters to sea. J. Fish Biol., 31, 155-164.

Rygg, B., B. Bjerkgeng og J. Molvær, 1985. Grenlandsfjorden og Skienselva 1985. (Statlig program for forurensningsovervåkning, rap. nr. 245/86) NIVA-rapport nr. 1900, 79s.

Rygg, B., N. Green, J. Knutzen og J. Molvær, 1988. Grenlandsfjordene og Skienselva 1987. (Statlig program for forurensningsovervåkning, rap. nr. 327/88) NIVA-rapport nr. 2159, 72s.

Skei, J., A. Pedersen, T. Bakke og J.A. Berge, 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 4: Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet (Eksperimentelt arbeid på Solbergstand). NIVA rapport nr. 0-8806804.

Tesch, F.-W., 1977. The eel, Biology and management og Anguillid eels. Chapman and Hall, London, 434s.

Thompson, J.A.J.; R.W. Macdonald og C.S. Wong, 1980. Mercury geochemistry in sediments of a contaminated fjord of coastal British Columbia. Geochem. J., 14, 71-82.

Turner , R.R. og S.E. Lindberg. 1978. Behaviour and transport of mercury in river - reservoir system downstream an inactive chloroalkali plant. Env. Sci. Technol., 12, 918-923.

WHO (World Health Organisation), 1973. Trace elements in Human Nutrition. Report of a WHO Expert Committee. Techn. Rep.Ser. No. 532, Geneva, 65s.

8. Vedlegg 1: Rådata for transplantert ål

Vedleggstabell 1A. Rådata for transplantert ål tatt ut av bur 5/8-1988 (ca.2 måneders eksponering). Merk: For disse fem fisk ble det også utført individuelle analyser for dekalorbifenyl (10-CB). For alle analysene var imidlertid konsentrasjonen under deteksjonsgrensen som var 10 ng/g.

	Fisk nr.	Dekt start	Dekt 5/8	%TS	%olje	Lengde	Hg ($\mu\text{g/g}$ v.v.)	HCB (ppm v.v.)	OCS (ppm, v.v.)
1	Ål nr. 1	220	161	40.50	22.30	51.00	.077	.28000	.08200
2	Ål nr. 2	280	205	30.30	12.20	51.50	.161	.46000	.12000
3	Ål nr. 3	280	212	34.90	19.60	55.00	.140	.32000	.08000
4	Ål nr. 4	290	205	43.20	30.60	52.50	.173	.54000	.15000
5	Ål nr. 5	430	331	38.40	21.70	58.00	.115	.61000	.12000

	Fisk nr.	5-CB (ppm v.v.)	Hg ($\mu\text{g/g}$ t.v.)	Dekt red. (g)	Dekt red. %
1	Ål nr. 1	.01900	.190	59.000	26.818
2	Ål nr. 2	.02400	.530	75.000	26.786
3	Ål nr. 3	.02400	.400	68.000	24.286
4	Ål nr. 4	.04800	.400	85.000	29.310
5	Ål nr. 5	.04200	.300	99.000	23.023

Vedleggstabell 1B. Enkel statistikk for data (individdata) fra transplantert ål (Tabell 1A) tatt ut av bur etter ca. 2 måneders eksponering.

X₁: Vekt start

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
300	77.782	34.785	6050	25.927	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
220	430	210	1500	474200	0

X₂: Vekt 5/8

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
222.8	63.79	28.528	4069.2	28.631	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
161	331	170	1114	264476	0

X₃: %TS

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
37.46	5.022	2.246	25.223	13.407	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
30.3	43.2	12.9	187.3	7117.15	0

X₄: %olje

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
21.28	6.583	2.944	43.337	30.936	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
12.2	30.6	18.4	106.4	2437.54	0

X₅: Lengde

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
53.6	2.903	1.298	8.425	5.415	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
51	58	7	268	14398.5	0

Vedleggstabell 1B (fortsettelse).

X₆: Hg ($\mu\text{g/g}$ v.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.133	.038	.017	1.462E-3	28.741	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.077	.173	.096	.665	.094	0

X₇: HCB (ppm v.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.442	.141	.063	.02	31.851	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.28	.61	.33	2.21	1.056	0

X₈: OCS (ppm, v.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.11	.03	.013	8.708E-4	26.729	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.08	.15	.07	.552	.064	0

X₉: 5-CB (ppm v.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.031	.013	5.706E-3	1.6280E-4	40.635	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.019	.048	.029	.157	5.581E-3	0

X₁₀: Hg ($\mu\text{g/g}$ t.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.364	.127	.057	.016	34.891	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.19	.53	.34	1.82	.727	0

Vedleggstabell 1B (fortsettelse).

X₁₁: Vekt red. (g)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
77.2	15.466	6.917	239.2	20.034	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
59	99	40	386	30756	0

X₁₂: Vekt red. %

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
26.045	2.451	1.096	6.009	9.412	5
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
23.023	29.31	6.287	130.223	3415.652	0

Vedleggstabell 1C. Rådata (individdata) for transplantert ål tatt ut av bur 29/8- 1988 (ca.3 måneders eksponering). Merk: For disse fiskene ble det ikke målt på klororganiske forbindelser på enkeltfisk. Åpne felt betyr at individet ikke ble analysert.

	Fisk nr.	Vekt start	Vekt 29/8	%TS	%olje	Lengde
1	Ål nr. 6	300	187	36.70	18.00	51.50
2	Ål nr. 7	290	•	•	•	•
3	Ål nr. 8	380	•	•	•	•
4	Ål nr. 9	400	•	•	•	•
5	Ål nr. 10	370	258	37.80	21.40	49.50
6	Ål nr. 11	290	•	•	•	•
7	Ål nr. 12	400	•	•	•	•
8	Ål nr. 13	340	213	34.80	17.00	55.50
9	Ål nr. 14	280	194	33.80	16.20	51.00
10	Ål nr. 15	460	•	•	•	•
11	Ål nr. 16	250	•	•	•	•
12	Ål nr. 17	230	•	•	•	•
13	Ål nr. 18	370	281	42.70	27.20	55.00
14	Ål nr. 19	420	322	38.70	22.10	57.00
15	Ål nr. 20	330	238	40.80	24.90	49.50
16	Ål nr. 21	•	192	40.10	25.90	52.00
17	Ål nr. 22	•	175	33.10	20.90	52.00
18	Ål nr. 23	•	210	33.50	16.70	53.00
19	Ål nr. 24	•	300	37.70	23.30	54.50
20	Ål nr. 25	•	336	36.00	17.10	58.00

	Fisk nr.	Hg (µg/g v.v.)	Hg (µg/g t.v.)	Vekt red. (g)	Vekt red. %
1	Ål nr. 6	.220	.600	113.000	37.667
2	Ål nr. 7	•	•	•	•
3	Ål nr. 8	•	•	•	•
4	Ål nr. 9	•	•	•	•
5	Ål nr. 10	.132	.350	112.000	30.270
6	Ål nr. 11	•	•	•	•
7	Ål nr. 12	•	•	•	•
8	Ål nr. 13	.188	.540	127.000	37.353
9	Ål nr. 14	.118	.350	86.000	30.714
10	Ål nr. 15	•	•	•	•
11	Ål nr. 16	•	•	•	•
12	Ål nr. 17	•	•	•	•
13	Ål nr. 18	.094	.220	89.000	24.054
14	Ål nr. 19	.143	.370	98.000	23.333
15	Ål nr. 20	.126	.310	92.000	27.879
16	Ål nr. 21	.160	.400	•	•
17	Ål nr. 22	.156	.470	•	•
18	Ål nr. 23	.124	.370	•	•
19	Ål nr. 24	.166	.440	•	•
20	Ål nr. 25	.158	.440	•	•

Vedleggstabell 1D. Enkel statistikk for data fra enkeltindivider av transplantert ål (Tabell 1C) tatt ut av bur etter ca. 3 måneders eksponering.

X₁: Vekt start

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
340.667	66.49	17.168	4420.952	19.518	15
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
230	460	230	5110	1802700	5

X₂: Vekt 29/8

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
242.167	56.065	16.184	3143.242	23.151	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
175	336	161	2906	738312	8

X₃: %TS

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
37.142	3.074	.887	9.45	8.277	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
33.1	42.7	9.6	445.7	16657.99	8

X₄: %olje

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
20.892	3.884	1.121	15.084	18.591	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
16.2	27.2	11	250.7	5403.47	8

X₅: Lengde

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
53.208	2.792	.806	7.794	5.247	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
49.5	58	8.5	638.5	34059.25	8

Vedleggstabell 1E (fortsettelse).

X₆: Hg (µg/g v.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.149	.034	.01	1.141E-3	22.69	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.094	.22	.126	1.787	.279	8

X₇: Hg (µg/g t.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.405	.102	.029	.01	25.213	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.22	.6	.38	4.86	2.083	8

X₈: Vekt red. (g)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
102.429	15.197	5.744	230.952	14.837	7
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
86	127	41	717	74827	13

X₉: Vekt red. %

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
30.181	5.737	2.168	32.916	19.009	7
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
23.333	37.667	14.333	211.27	6573.945	13

Vedleggstabell 1F. Enkel statistikk for rådata fra enkeltindivider av ål tatt ut av bur både 5/8 og 29/8-88 (Tabell 1A og 1C).

X₁: Vekt start

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
330.5	69.697	15.585	4857.632	21.088	20
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
220	460	240	6610	2276900	5

X₂: %TS

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
37.235	3.581	.869	12.825	9.618	17
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
30.3	43.2	12.9	633	23775.14	8

X₃: %olje

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
21.006	4.608	1.118	21.238	21.939	17
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
12.2	30.6	18.4	357.1	7841.01	8

X₄: Lengde

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
53.324	2.738	.664	7.498	5.135	17
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
49.5	58	8.5	906.5	48457.75	8

X₅: Hg (µg/g v.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.144	.035	8.420E-3	1.205E-3	24.074	17
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.077	.22	.143	2.452	.373	8

Vedleggstabell 1F (fortsettelse).

X6: Hg ($\mu\text{g/g}$ t.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.393	.108	.026	.012	27.376	17
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.19	.6	.41	6.68	2.81	8

X7: Vekt red. (g)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
91.917	19.538	5.64	381.72	21.256	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
59	127	68	1103	105583	13

X8: Vekt red. %

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
28.458	4.968	1.434	24.677	17.456	12
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
23.023	37.667	14.643	341.494	9989.597	13

9. Vedlegg 2: Rådata for villål fra Gunnekleivfjorden

Vedleggstabell 2A. Rådata for målinger og analyser utført på enkeltindivider av villål fanget i Gunnekleivfjorden i juni, 1988.

	Fisk nr.	Vekt	%TS	%olje	Lengde	Hg ($\mu\text{g/g v.v.}$)	Hg ($\mu\text{g/g t.v.}$)
1	Ål nr. 1	481	34.80	17.00	61.00	1.013	2.910
2	Ål nr. 2	382	36.70	21.50	58.00	.785	2.140
3	Ål nr. 3	560	40.70	26.80	67.00	.395	.970
4	Ål nr. 4	850	40.20	24.00	74.00	.973	2.420
5	Ål nr. 5	181	32.10	17.70	48.00	1.306	4.070
6	Ål nr. 6	222	42.80	27.00	50.00	1.190	2.780
7	Ål nr. 7	183	30.50	15.40	47.00	.421	1.380
8	Ål nr. 8	329	35.90	20.40	58.50	.391	1.090
9	Ål nr. 9	556	40.20	23.80	66.50	.856	2.130
10	Ål nr. 10	195	35.70	19.60	55.00	.925	2.590
11	Ål nr. 11	243	42.70	27.30	52.00	.956	2.240
12	Ål nr. 12	271	38.50	21.40	55.50	.828	2.150
13	Ål nr. 13	230	41.40	22.90	52.00	.998	2.410
14	Ål nr. 14	144	27.00	10.10	44.00	.907	3.360
15	Ål nr. 15	96	29.30	11.40	45.00	1.553	5.300
16	Ål nr. 16	177	40.50	22.30	49.00	.887	2.190
17	Ål nr. 17	159	30.30	12.20	47.50	.964	3.180
18	Ål nr. 18	265	34.90	19.60	55.00	1.403	4.020
19	Ål nr. 19	405	43.20	30.60	60.00	.678	1.570
20	Ål nr. 20	263	38.40	21.70	50.00	.910	2.370

Vedleggstabell 2B. Enkel statistikk (Vedleggstabell 2A)
for villål fanget i Gunnekleivfjorden i juni, 1988.

X₁: Vekt

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
309.6	183.912	41.124	33823.621	59.403	20
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
96	850	754	6192	2559692	0

X₂: %TS

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
36.79	4.901	1.096	24.019	13.321	20
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
27	43.2	16.2	735.8	27526.44	0

X₃: %olje

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
20.635	5.491	1.228	30.148	26.609	20
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
10.1	30.6	20.5	412.7	9088.87	0

X₄: Lengde

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
54.75	7.989	1.786	63.829	14.592	20
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
44	74	30	1095	61164	0

X₅: Hg ($\mu\text{g/g}$ v.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
.917	.305	.068	.093	33.3	20
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.391	1.553	1.162	18.339	18.587	0

X₆: Hg ($\mu\text{g/g}$ t.v.)

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
2.563	1.052	.235	1.107	41.034	20
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
.97	5.3	4.33	51.27	152.454	0

10. Vedlegg 3: Rådata for annen villfisk i Gunnekleivfjorden

Vedleggstabell 3A. Lengde og vekt på analysert skrubbe og abbor fanget i Gunnekleivfjorden i juni, 1988.

	Dekt, skrubbe	Lengde, skrubbe	Dekt, abbor	Lengde, abbor	Dekt, gjedde	Lengde, gjedde
					381.000	40.000
1	123.000	21.500	146.000	22.500		
2	170.000	24.000	223.000	27.000	•	•
3	115.000	23.000	315.000	29.000	•	•
4	184.000	24.500	249.000	29.500	•	•
5	175.000	24.500	331.000	29.500	•	•
6	156.000	23.500	247.000	27.000	•	•
7	123.000	21.000	193.000	26.500	•	•
8	156.000	23.000	224.000	25.500	•	•
9	210.000	25.500	274.000	27.000	•	•
10	160.000	24.500	•	•	•	•
11	168.000	24.000	•	•	•	•

Vedleggstabell 3B. Enkel statistikk for data (Vedleggstabell 3A) for skrubbe og abbor brukt til analyser.

X₁: Vekt, skrubbe

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
158.182	28.677	8.646	822.364	18.129	11
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
115	210	95	1740	283460	0

X₂: Lengde, skrubbe

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
23.545	1.35	.407	1.823	5.734	11
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
21	25.5	4.5	259	6116.5	0

X₃: Vekt, abbor

Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
244.667	57.648	19.216	3323.25	23.562	9
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
146	331	185	2202	565342	2

X₄: Lengde, abbor

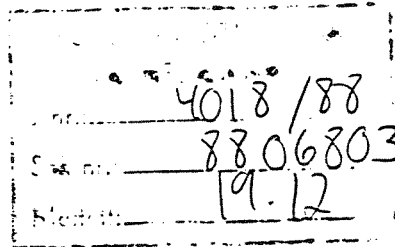
Mean:	Std. Dev.:	Std. Error:	Variance:	Coef. Var.:	Count:
27.056	2.214	.738	4.903	8.184	9
Minimum:	Maximum:	Range:	Sum:	Sum Squared:	# Missing:
22.5	29.5	7	243.5	6627.25	2

11. Vedlegg 4: Rådata for dioksinanalyse av ål.



Norsk institutt for vannforskning
 v/John Arthur Berge
 Postboks 33, Blindern

0313 OSLO 3



Deres ref.:

Vår ref.:
 MOE/MAA/0-1331

Lillestrøm, 16. desember 1988

ANALYSERESULTATER FOR POLYKLORERTE DIBENZO-P-DIOKSINER (PCDD) OG DIBENZOFURANER (PCDF) I ÅL FRA GUNNEKLEVSFJORDEN

Vi henviser til Deres bestilling og oversender herved analyseresultatene for polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) og dibenzo-p-dioksiner (PCDD) i ål fra Gunneklevsfjorden:

- ¹³C-merkete 2,3,7,8-substituerte PCDD og PCDF ble tilsatt prøven for å kunne kontrollere kvaliteten av prøveopparbeidelsen. Gjenvinningstallene for prøven ligger stort sett innenfor kvalitetssikringsnormen (50-150%).
- Individuelle påvisningsgrenser er beregnet for hver prøve ved et signal/støyforhold 3:1. Blindverdiene av metoden tilsvarer deteksjonsgrensen. Jevn kontroll av blindverdier er en viktig del av vår kvalitetssikringsrutine og bare blindverdier som tilsvarer deteksjonsgrensen er akseptable. Påvisningsgrensene påvirkes av prøvebakgrunnen og varierer med analysert prøvemengde.
- Analysemetode NILU FO 1/86 ble benyttet til prøveopparbeidelse.
- Konsentrasjonene av de mest toksiske 2,3,7,8-substituerte forbindelser ble regnet om til 2,3,7,8-tetraklordioksin(TCDD)-ekvivalenter. Denne forbindelsen er den mest toksiske av alle 210 polyklorete dioksiner og dibenzofuraner. Konsentrasjonene av de mindre giftige komponentene veies i forhold til toksisitetforskjellen, og alle konsentrasjoner regnes etterpå om i 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter. Omregningsfaktorene til den nye nordiske modellen ble brukt, som også anvendes i internasjonal sammenheng.
- I fiskeprøver anrikes bare komponenter med klor i posisjon 2,3,7,8. En mønstergjenkjenning av kildene er derfor umulig.

Vedlegg: 1

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

Postal address:
 P.O.Box 64
 N-2001 LILLESTRØM, Norway

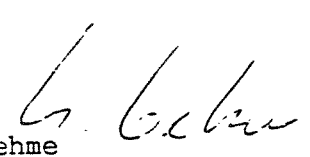
Office address:
 Elvegt. 52
 LILLESTRØM

Telephone: (06) 81 41 70
 Telefax : (06) 81 92 47
 Telex : 74854 nilu n

Bank: 5102.05.19030
 Postgiro: 3 30 83 27

- Sammenlignet med PCDF/PCDD-nivået i ål fra den ytre del av Grenlandsfjorden er særlig konsentrasjonene på 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, HxCDD og 2,3,7,8-TCDF betydelig høyere. Dette er interessant fordi at det hittil alltid ble funnet mye høyere PCDF- enn PCDD-konsentrasjoner i fiskeprøver fra Frierfjorden. Dette indikerer sammen med isomerprofilene i de tidligere sedimentanalysene en mulig tilleggskilde.

Med vennlig hilsen



M. Oehme
Laboratoriesjef

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i ål (1/6, 7/6, 13/6-88) fra Gunneklevsfjorden

Komponent	pg/g	G(%)		
Antall g/prøve	10			
2378-tetra-CDF	1,7	59		
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	1,8			
23478-penta-CDF	10,8	60		
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	106	52		
123678-hexa-CDF	84,4			
123789-hexa-CDF	<0,02			
234678-hexa-CDF	8,95			
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	65,3	44		
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	*)			
Σ total				
2378-tetra-CDD	2,0	35		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	27,9	49		
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	11,8			
123678 hexa-CDD	29,2	49		
123789 hexa-CDD	<0,07			
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	<0,4	83		
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	<1	73		
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	46,2			

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

*) : adsorbent på kolonnen