

0-  
83061

ARKIV  
EKSEMPLAR

1893

**0-83061**

# **Seminar om miljøgifter i fisk fra Frierfjorden**

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

**Hovedkontor**  
Postboks 333  
0314 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80

**Sørlandsavdelingen**  
Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033

**Østlandsavdelingen**  
Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

**Vestlandsavdelingen**  
Breiviken 2  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.: 83061
Undernummer:
Løpenummer: 1893
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  Seminar om miljøgifter i fisk fra Frierfjorden.	Dato: 26. august 1986
	Prosjektnummer: 83061
Forfatter (e):  Birger Bjerkeng, NIVA (red.)	Faggruppe:
	Geografisk område: Telemark
	Antall sider (inkl. bilag): 61

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
------------------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt: Ved forberedte innlegg fra representanter for myndigheter, industri og forskningsinstitusjoner, og en etterfølgende diskusjon, ble tolkning av miljøgift-data for fisk i Frierfjorden drøftet. En konklusjon ble at tilgjengelig data-materiale er for spinkelt til å avklare om en tilsynelatende topp i kvikksølvinnholdet i 1975-76 har sammenheng med en mudring i 1975, eller om det skyldes endringer i populasjonssammensetningen for innfanget fisk. Ved fremtidig prøvetaking bør datamaterialet forbedres for å gjøre det lettere å tolke data.
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

4 emneord, norske:

1. Overvåking
2. Seminar
3. Miljøgifter
4. Fisk
5. Kvikksølv
6. Statistikk

4 emneord, engelske:

1. Monitoring
2. Seminar
3. Toxic Pollutants
4. Fish
5. Mercury
6. Statistics

Prosjektleder:

*Birger Bjerkeng*

For administrasjonen:

*Hauken Thonstad*

ISBN 82-577-1112-8

Norsk institutt for vannforskning  
Norsk regnesentral (NR)

O-83061

SEMINAR OM MILJØGIFTER I FISK FRA FRIERFJORDEN.

Referat fra seminar 30. januar 1986.

26. august 1986

Prosjektleder: Birger Bjerken, NIVA  
Medarbeidere: Kim Esbensen, NR  
Sigmund Kalvenes, NR  
Brage Rygg, NIVA  
Bjørn Sollie, NR

## FORORD

Statens Forurensningstilsyn (SFT) ba i 1985 om at NIVA i samarbeid med Norsk Regnesentral (NR) skulle arrangere et seminar om problemet "Miljøgifter i fisk fra Frierfjorden."

Den konkrete bakgrunnen var en viss uklarhet som har eksistert når det gjelder tolkningen av data for kvikksølvinnhold i torsk fra Frierfjorden, spesielt i relasjon til de mudringsarbeider Norsk Hydro har utført i fjorden.

Målsettingen var å samle de involverte parter, dels for å avklare hvilke konklusjoner datamaterialet i det hele tatt gir grunnlag for, men også for å komme frem til retningslinjer for fremtidig prøvetaking ved overvåkning av miljøgift-konsentrasjoner i fisk.

Seminalet ble arrangert som en del av prosjektet "Bruk av statistiske metoder i overvåkingen". Dette er et felles-prosjekt mellom NIVA og NR, dels finansiert ved midler fra SFT og NTNF, og dels av instituttenes egne forskningsmidler.

Denne rapporten gir et referat av seminaret, som ble avholdt som et en-dags seminar på NIVA torsdag 30. januar 1986. Seminaret samlet 20 deltagere, en liste finnes bakerst i rapporten.

Referatet av de fleste innleggene, og den etterfølgende diskusjon, er stort sett basert på notater tatt opp i løpet av seminaret. Referatutkastene er forelagt alle aktive deltagere til kommentar, og rettet opp ut fra de anmerkninger som er kommet inn.

For to av innleggene er de skriftlige bidrag fra innlederne brukt direkte. Det gjelder følgende tre kapitler:

Kapittel 8: RESULTATER AV EN DYNAMISK MODELL FOR OPPTAK/UTSKILLING AV KVIKKSØLV,  
ved Birger Bjerkeng.

Kapittel 9: EN KOMMENTAR TIL DET EKSISTERENDE DATAMATERIALET,  
ved Birger Bjerkeng.

Kapittel 10: TORSKEN PÅ SKAGERRAK-KYSTEN,  
ved Didrik S. Danielssen og Jakob Gjørseter.

Ansvarlig for planleggingen av seminaret var Brage Rygg og Birger Bjerkeng fra NIVA, samt Sigmund Kalvenes, Bjørn Sollie og Kim Esbensen fra NR. Konstanse Sørevik på NIVA har tatt seg av det praktiske arrangementet.

Oslo den . 1986

Birger Bjerkeng

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

Seksjon	Side
BAKGRUNN FOR SEMINARET	1
SAMMENDRAG OG OPPSUMMERING	3
1    INNLEDNING - PROBLEMSTILLINGEN SETT FRA FORVALTNINGENS SIDE - Morten Svelle, Statens forurensningstilsyn . . . . .	6
2    BAKGRUNNEN FOR AT MÅLING AV MILJØGIFTER I FISK I FRIERFJORDEN BLE STARTET - Bjarne Underdal, Institutt for næringsmiddelhygiene ved Norges Veterinærhøgskole . . . . .	8
3    DATA OM UTSLIPP OG MUDRINGSAKTIVITETER, BAKGRUNN FOR NORSK HYDRO'S STATISTISKE ANALYSER - Egil Haver, Norsk Hydro . . . . .	10
4    PRESENTASJON AV DEN STATISTISKE ANALYSEN SOM ER UTFØRT VED NORSK HYDRO - Per Gramme, Norsk Hydro . . . . .	13
5    RESULTATER FRA NIVA'S OVERVÅKNING I VANN OG SEDIMENT - Brage Rygg, norsk institutt for vannforskning . . . . .	18
6    BAKGRUNNEN FOR NORSK REGNESENTRAL'S ENGASJEMENT I SAKEN - Sigmund Kalvenes, Norsk regnesentral . . . . .	21

Seksjon	Side
7	KOMMENTARER TIL NORSK HYDRO'S STATISTISKE ANALYSE - Bjørn Sollie, Norsk Regnesentral . . . . . 22
8	RESULTATER AV EN DYNAMISK MODELL FOR OPPTAK /UTSKILLING AV KVIKKSØLV - Birger Bjerkeng, Norsk institutt for vannforskning . . . . . 24
9	EN KOMMENTAR TIL ANALYSEN AV DET EKSISTERENDE DATAMATERIALET - Birger Bjerkeng, Norsk institutt for vannforskning . . . . . 33
10	TORSKEN PÅ SKAGERAK-KYSTEN - Didrik S. Danielssen og Jakob Gjøsæter, Statens Biologiske stasjon, Flødevigen . . . . . 38
11	AKVARIEFORSØK MED OPPTAK OG UTSKILLING AV KVIKKSØLV - Bjarne Bøe, Fiskeridirektoratets sentral-laboratorium . . . . . 44
12	ANALYSEMETODER VED MILJØGIFT-MÅLINGER I FISK. MÅLERESULTATER FOR UTSKILLINGSHASTIGHET. - Gunnar Norheim, Veterinærinstituttet . . . . . 46
13	DISKUSJON OM TOLKNINGEN AV EKSISTERENDE DATA FRA FRIERFJORDEN 50
14	OPPSUMMERING FRA EN STATISTIKERS SYNSPUNKT, SAMT NOEN SYNSPUNKTER PÅ FREMTIDIGE UNDERSØKELSER - Kim Esbensen, Norsk Regnesentral . . . . . 54

Seksjon	Side
15 DISKUSJON OM PRØVETAKINGSSTANDARD. AVSLUTTENDE KOMMENTARER .	56
LITTERATUR	58
DELTAGERE PÅ SEMINARET	61

#### BAKGRUNN FOR SEMINARET

Data for miljøgift-innhold i torsk fra Frierfjorden har vært behandlet tidligere av flere instanser.

Særlig kvikksølv-data kan gi grunnlag for forskjellige tolkninger av utviklingen over tid.

Midlere vekt-korrigert kvikksølv-konsentrasjon gir et bilde av en kraftig nedgang i 1972-1974, etterfulgt av en topp i 1975, med en gradvis reduksjon i årene etterpå.

Norsk Hydro påpeker i sine rapporter at innfanget fisk kan komme fra i allfall to ulike fiskestammer, hvor en stamme har oppholdt seg lang tid inne i Frierfjorden, og en annen har kommet inn fra ytre fjord-områder. (Gramme 1978 og 1980). De lave kvikksølvkonsentrasjonene i 1972 - 74, såvel som de høye konsentrasjonene i 1975, kan da skyldes variasjoner i fordelingen av fisk fra ulike stammer, og ikke at forurensnings-nivået har variert i perioden.

Institutt for næringsmiddel-hygiene ved Norges Veterinærhøyskole sammen med Veterinær- instituttet og Skiens off. kjøtt- og næringsmiddel-kontroll har utgitt en rapport (Underdal et.al. 1981), og NIVA har behandlet saken i sine overvåknings-rapporter (bl.a. Rygg et. al. 1985).

I disse rapportene har en tildels vært tilbøyelig til å anta at økningen i konsentrasjon i 1975 kan skyldes en midlertidig økning i forurensningsnivået, men det har ikke vært mulig å knytte dette til kjente utslipp eller økt belastning ved f.eks. mudring eller dumping. Et NIVA-notat (Molvær og Rygg 1982) konkluderer med at en mangler sikre holdepunkter for å avgjøre om mudringene har medført forurensningsproblemer.

I en artikkel publisert av Gramme (Norsk Hydro), Norheim (Vet.inst.), Bøe (Fisk.dir.), Underdal (Vet.høysskolen) og Bøckman (Norsk Hydro) konkluderes det med at det er tegn til sub-populasjoner i materialet (Gramme et.al. 1984).

Norsk Regnesentral har forsøkt å undersøke oppdelingen i sub-populasjoner nærmere, uten å finne entydige svar, men konkludert med at det ikke er sterke tegn til noen slik oppdeling når en prøver å estimere sub-populasjonene ved formelle statistiske metoder (Torp 1984).

På denne bakgrunn ba Statens Forurensningstilsyn (SFT) om at NIVA i samarbeid med NR skulle arrangere et "mini-seminar" hvor alle parter



deltok, slik at vi om mulig kan få en avklart hvilke konklusjoner datamaterialet i det hele tatt kan gi grunnlag for.

Hensikten var å få frem mest mulig informasjon om forhold som kan ha betydning for tolkningen av disse bestemte data, men dessuten å diskutere generelt hvordan tilsvarende undersøkelser bør legges opp.

Målet var ikke nødvendigvis å komme frem til hvilken forklaring som er den mest sannsynlige. Det viktigste var å unngå å velge en bestemt forklaring på sviktende grunnlag.

### SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Målinger av kvikksølvinnholdet i fisk fra Frierfjorden ble startet i 1968, først og fremst for å se om nivået holdt seg innenfor det som er forsvarlig ut fra et næringsmiddel-hygienisk synspunkt.

Resultatene har vist en tidsutvikling i kvikksølvinnholdet i fisk som ikke kan forklares ut fra data om kvikksølvbelastningen til fjorden. Beregnet årgjennomsnitt for kvikksølv-innhold i torsk fra Frierfjorden viser en rask reduksjon i 1973-74, etterfulgt av en topp i 1975-76. Data for utslipp av kvikksølv til Frierfjorden viser derimot en trinnsvis reduksjon, spesielt i årene 75-76 (fra 750 til 200 kg/år), men også noe senere.

Toppen i 1975-76 bekreftes tilsynelatende av de hydrografiske data, som tyder på at også vannmassene hadde svært høye konsentrasjoner i september 1975. Det er imidlertid ingen tegn til dette i juni 1975, rett etter avsluttet mudring. Kontaminering kan ikke utelukkes, selv om målte verdier i september 1975 var 10-20 ganger større enn de kontaminerings-verdier som er påvist ved senere undersøkelser. Estimert mengde kvikksølv i vannmassene i september 1975 er 3-5 tonn. Dette er urimelig høyt ifølge Norsk Hydro, det tilsvarer totalt sedimentert mengde i Frierfjord-bassenget.

Data for blåskjell viser ikke økning, og bekrefter derfor ikke at det var en reell forurensningstopp.

Spørsmålet er hvordan dette bildet skal tolkes.

Selv om det har vært brukt ulike analyse-metoder i forskjellige perioder, er det ikke noe som tyder på at det kan forklare de observerte variasjoner i kvikksølvnivå i fisk.

Det finnes heller ikke opplysninger om utslipp som kan forklare variasjonene.

Dersom toppen i 1975-76 har sammenheng med reelle variasjoner i forurensningssituasjonen, er det nærliggende å se den i sammenheng med den store mudringen som ble foretatt i 1974/75. Ifølge Norsk Hydro er det imidlertid lite kvikksølv i mudder-masse, det bekreftes også av senere analyser at den dumpede massen har langt lavere kvikksølv-innhold enn det som senere er sedimentert. Undersøkelser ved senere mudringer bekrefter at det ikke frigis Hg under mudringen. Eventuell påvirkning må i tilfelle skyldes opphvirvling av sediment på dumpestedet.

Vann-analysene peker i retning av at en effekt av mudringen i tilfelle må være forsinket i tid. Endringer i kjemiske forhold kan gi omdanning og utløsning av kvikksølv, f.eks. ved vannutskiftninger, og det kan tenkes å forklare forsinket påvirkning, slik vannanalysene tyder på. På den annen side kan mudring også gi økt binding til sedimentet.

Utløsning fra sedimenter er altså en mulighet, enten i sammenheng med eller uavhengig av mudringen, men det finnes ikke data som peker spesielt i den retning. Lave konsentrasjoner i sedimentene etter mudring taler mot at det kan ha skjedd en forsinket utløsning fra sedimentene.

En annen mulig forklaring, først lansert av Norsk Hydro, er at fisk fanget i Frierfjorden delvis kan komme fra stammer som vanligvis holder til i områdene utenfor, og at variasjonene fra år til år i 1972-76 kan skyldes at dette gjør seg gjeldende i ulik grad. Dette er bygd på en ikke-formell analyse av data, basert på vekt-korrigerte konsentrasjoner, som viser tegn til en mer eller mindre systematisk oppsplitting i delpopulasjoner i materialet.

For deler av materialet er det midlertid vist at det også er mulig å få fornuftige resultater uten å trekke inn hypotesen om to eller flere populasjoner.

Beregninger med en dynamisk modell for opptak og utskilling av kvikksølv viser dessuten at raske variasjoner i forurensningsnivå over tid kan gi øyeblikks-situasjoner som vanskelig kan tolkes ut fra konsentrasjon/vekt-relasjon alene.

Kyst-torsk er delt geografisk i mange små-populasjoner, med ulike vekst- og ernærings-forhold. Merkeforsøk tyder på at kyst-torsken vandrer lite, stort sett innenfor en avstand av 5 km. Det er imidlertid forholdsvis liten avstand mellom Frierfjorden og Eidangerfjorden. Massive ut/inn- vandringer i et fjordområde pga. variasjoner i hydrografiske forhold kan tenkes å gi systematiske endringer i populasjons-strukturen. Det kan derfor ikke utelukkes ut fra biologisk informasjon at forklaringen på forløpet i 1972-1976 ligger i delpopulasjons-teorien.

Også hypotesen om delpopulasjoner blir derfor stående som en mulighet. Den kan imidlertid ikke anses for bekreftet ut fra det materialet den er basert på.

Variasjoner i årskullenes størrelse kan også tenkes å forklare de observerte variasjonene i gjennomsnittlig kvikksølvnivå i fanget fisk.

Konklusjonen blir at det ikke er mulig å finne ut hva tidsforløpet

1972-1976 kan skyldes ut fra det materialet som foreligger. Det er for mange mulige forklaringer, og datamaterialet, som er innsamlet for andre formål, er for spinkelt til å teste alle alternative hypoteser mot hverandre.

En lovende mulighet til å teste hypotesen om sub-populasjoner og fiske-vandring er å måle konsentrasjon av Hg både i lever og muskel, fordi forholdstallet vil kunne vise om fisken er i likevekt med miljøet der den har oppholdt seg nylig, eller om den er i en akkumulasjonsfase, f.eks. fordi den nettopp er kommet inn fra områder med lavere konsentrasjoner. Dette kan gjøres også på eldre prøver, men det finnes ikke oppbevart prøver fra før 1975, og det konkrete spørsmålet mht. nedgangen i 1973-74 kan derfor ikke avklares av dette.

For fremtidig prøvetaking bør datamaterialet forbedres:

- En bør se på flere variable sammen, f.eks. ved prinsipal-komponent-analyse.
- Målinger på fisk, i vann og sediment bør kobles.
- Hver fisk bør karakteriseres bedre, ved å angi:  
Tid, sted, art, lengde, vekt, alder, levervekt, fett-% i lever (og muskel).

Evnen til å skille mønstre vokser ofte sterkt med antall variable, og det er derfor ønskelig å måle flere variable enn i dag. Variable med antatt liten biologisk betydning, men som er lette å analysere, kan også være nyttige.

Spesielt bør det fremheves at målinger bør gjøres i både muskel og lever, fordi forholdstallet kan være et nyttig mål på om fisken er i likevekt med miljøet, og hjelpe til å skille eventuelle del-populasjoner fra hverandre.

Ulike fagfolk bør samarbeide om å bygge opp et fornuftig analyseprogram.

Prøvetakings-strategien bør også forbedres, ved større prøver (50-100 fisk) og bedre geografisk informasjon om fangstene.

# 1 INNLEDNING - PROBLEMSTILLINGEN SETT FRA FORVALTNINGENS SIDE - Morten Svelle, Statens forurensningstilsyn

Det problemet vi skal ta opp i dette seminaret er antagelig kjent for de fleste av deltagerne.

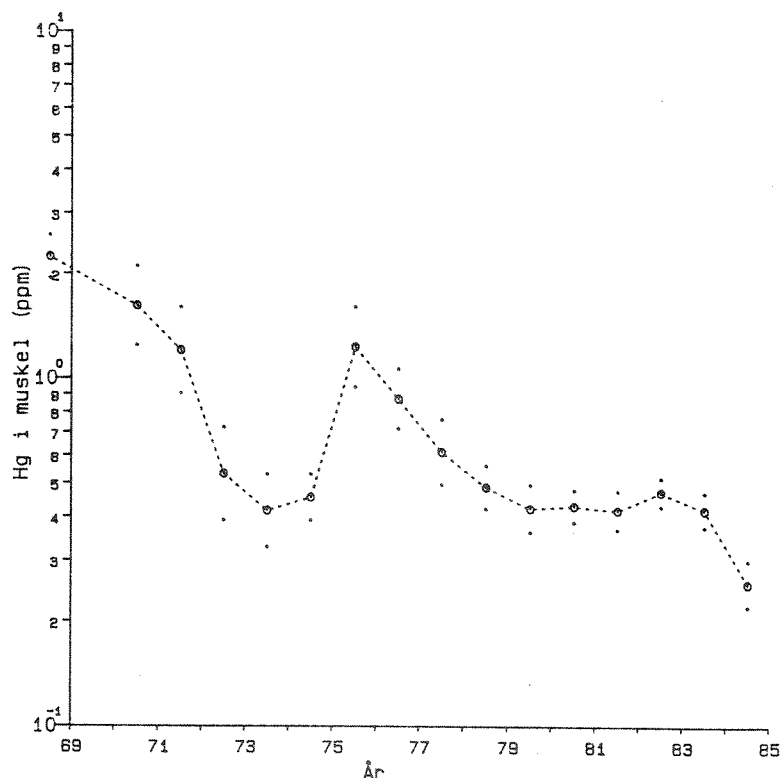


Fig. 1. Kvikksølvkonsentrasjon i muskel i torsk fra Frierfjorden (mg/kg) våtvekt. Geometrisk årgjennomsnitt med 95% konfidensintervall på gjennomsnitt, omregnet til "normalfisk" på 1 kg. (Fra Rygg et. al 1985, Figur 6.1)

Det er registrert en utvikling i innholdet av kvikksølv i fisk fanget i Frierfjorden som ikke kan forklares ut fra det vi vet om kvikksølvbelastningen til fjorden.

Årgjennomsnitt for de fangster som er foretatt viser en kraftig reduksjon i årene 1973-74, etterfulgt av en topp i 1975-76 (figur 1).

Tall for kvikksølvbelastningen på fjorden viser derimot en trinnvis nedgang, med en kraftig reduksjon i 1975-76, og deretter konstant utslipp inntil det skjedde en videre reduksjon i 1981-82, se figur 2.

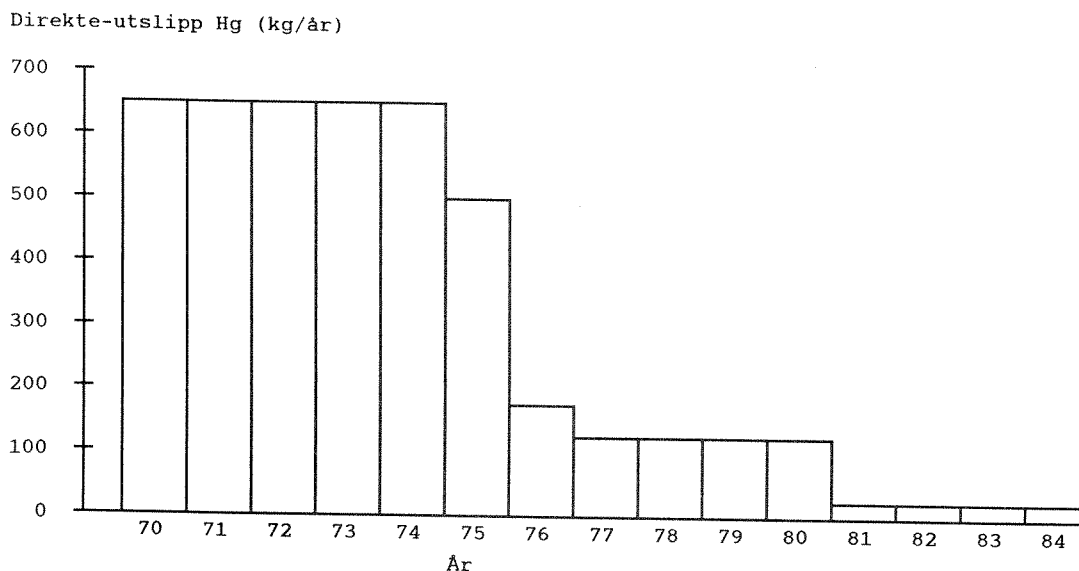


Fig. 2. Direkte tilførsler av kvikksølv til Frierfjorden.

Det har vært foreslått alternative forklaringer på dette:

- \* To ulike fiskepopulasjoner, en som holder til inne i Frierfjorden, og en som kommer inn utenfra.
- \* En midlertidig økning i forurensningsnivået, enten pga. mudring eller noe annet.

Spørsmålet er fortsatt uklart.

For Statens forurensningstilsyn har spørsmålet en direkte praktisk interesse, både mht. fremtidige mudringer, og når det gjelder å bedre undersøkelsesmetodikken for fremtiden.

Målet for seminaret kan formuleres slik:

1. Finne mest sannsynlig forklaring på observasjonene hvis det er mulig.
2. Avklare om det er andre måter å bruke materialet på for å finne ut dette.
3. Finne ut om det er mulig å få tilleggsinformasjoner som gjør spørsmålet klarere.
4. Ta stilling til hvordan prøvene burde vært tatt.
5. Finne ut hvordan prøver bør tas for at vi skal kunne påvise endringer av en viss størrelse, og hvor små endringer det er praktisk mulig å kunne påvise.

## 2 BAKGRUNNEN FOR AT MÅLING AV MILJØGIFTER I FISK I FRIERFJORDEN BLE STARTET - Bjarne Underdal, Institutt for næringsmiddelhygiene ved Norges Veterinærhøgskole

Bakgrunnen for at det ble iverksatt undersøkelser av kvikksølv-innholdet i fisk i Norge var rapporter fra Japan og Sverige om kvikksølvforurensning. Problemet ble tatt opp ut fra et næringsmiddelhygienisk synspunkt.

Flere områder ble undersøkt, men Skiensvassdraget og Frierfjorden var en av de vannforekomster som ble fulgt opp grundigere i 1970-årene. Etterhvert ble oppmerksomheten konsentrert mest om Frierfjorden. Undersøkelsene ble gjort i samarbeid med byveterinær Hoff i Skien.

En rapport i 1970 konkluderte med at innholdet av kvikksølv i torsk i Frierfjorden var betenkelig høyt, og det ble anbefalt reduksjoner i utslippene.

Måleprogrammet var fra starten lagt opp etter følgende kriterier:

- \* Målingene ble gjort på torsk.
- \* Forskjellige prøvetakingspunkter.
- \* Prøvetaking både høst og vår.
- \* Minst 15 torsk i hver prøveserie.

Konsentrasjonene ble bestemt ved nøytron-aktiveringsanalyse frem til 1975. Metoden var utviklet i Sverige (Sjøstrand), og det var et analysesamarbeid med svenske miljøer, hvor prøver ble utvekslet for gjensidig kontroll av analyse-resultater.

I 1975 ble det opprettet et analysefelleskap med Veterinærinstituttet i Oslo, hvor Gunnar Norheim siden har stått ansvarlig for analysene av kvikksølv.

Rapporter fra svenske forskningsmiljøer viste stort sett at kvikksølv-reduksjoner etter utslippsreduksjoner skjedde langsomt, med en halveringstid på 2-3 år.

Analyse-resultatene fra Frierfjorden viste imidlertid en tidsutvikling med høye verdier i 1972, deretter lave verdier i 1973-74, etterfulgt av en topp i 75-76. I årene etterpå skjedde igjen en reduksjon, med en liten stigning igjen i 78-79, se figur 3.

Hva kan så forklaringen være?

Bruk av kvikksølv i bl.a. papirfremstilling tok slutt i 1970.

Hg innleires i bunn sedimentet, hvor det kan ligge stabilt i metallisk form, eller omdannes til metyl-kvikksølv eller dimetyl-kvikksølv. I denne formen løses det ut i vannfasen, dimetyl-kvikksølv også til

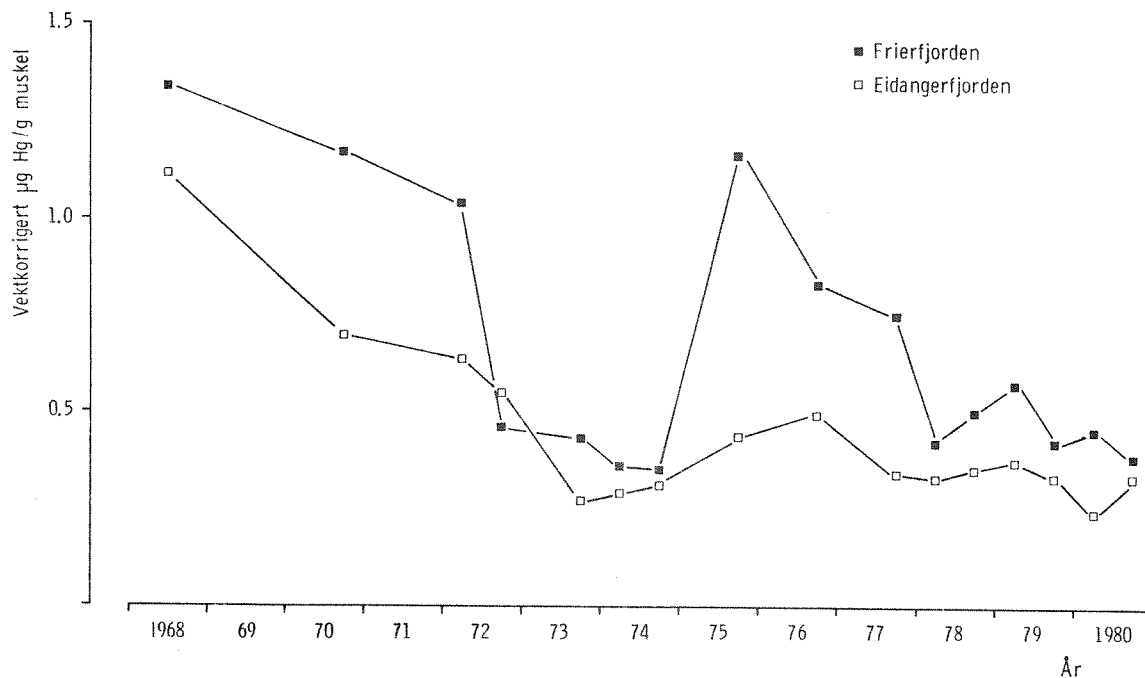


Fig. 3. Vektkorrigerede gjennomsnittsverdier for kvikksølv i muskulatur (mikrogr Hg/kg våtvekt) fra torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1968 - 1980. (Underdal et. al. 1981, figur 2)

luft. Kvikksølv i sediment er derfor en potensiell kilde til ny forurensning.

Direkte utslipp som årsak til toppen i 1975-76 er lite sannsynlig, det er iallfall ikke påvist.

Vi vet imidlertid at det skjer store utskiftninger av dypvannmasser i Frierfjorden, hvor opptil 50% av volumet kan skiftes ut. Det kommer da bunnvann opp i de øvre vannlagene.

Det kan tenkes å opptre dypvannsfenomener som gir akutt utløsning av Hg fra sedimentene, kanskje utløst av mudringer.

I 1975 ble det mudret store mengder, dette kan utløse omdanning av kvikksølv, og gjøre det tilgjengelig for næringskjeden.

Det kan være mange faktorer som sammen gir en slik virkning.

Når de gjelder hypotesen om sub-populasjoner, så virker det rart at en bare skulle ha fanget fisk fra "lav-konsentrasjons" populasjoner i 1973 til 1974, og så bare fisk fra en helt annen populasjon i 1975 og 1976.



### 3 DATA OM UTSLIPP OG MUDRINGSAKTIVITETER, BAKGRUNN FOR NORSK HYDRO'S STATISTISKE ANALYSER - Egil Haver, Norsk Hydro

Utslippene av kvikksølv fra Norsk Hydro's anlegg er redusert sterkt siden 1972, se tabell 1.

Utslipp til Gunneklevfjorden har gitt store mengder i sedimentene der, men via vannutskiftninger er det også endel som tilføres Frierfjorden.

Tabell 1. Oversikt over utslippenes utvikling over tid (kg/år):

Tidsrom ---->	Før 72	72-74	75	76	77-80	81-85
Utslipp, PF	>600	600	250	50	<10	<10
Fra Gunneklev	50-100	50-100	50-100	50-100	50-100	<20
Luftnedfall, PF	20	20	20	20	20	20
Med elvevann	60	60	60	60	60	60
SUM (Ca.)	>750	750	400	200	150	<100

PF: Porsgrunn Fabrikker

Siden 1968 er det utført en rekke større og mindre mudringer. I tabell 2 er det gitt en oversikt over disse mudringene.

Tabell 2. Mudringer i Frierfjordområdet 1968 til 1986.

TIDSPUNKT	STED	VOLUM M <sup>3</sup>	HG-INNHOLD TOTALT KG	DUMPESTED
1968	Herøya	15000	-	Frierfjorden
1972	Herøya	<500	-	Frierfjorden
1973	Herøya	5000	-	Frierfjorden
1974/1975	Rafnes	500000	<200	Frierfjorden
1976	Herøya	14000	-	Frierfjorden
1977	Herøya	3100	-	Frierfjorden
1978	Vollsfj	60000	-	Vollsfjorden
1979	Herøya	12700	110	Gunneklevfjorden
1982	Herøya	2500	40	Frierfjorden
1983	Herøya	4500	-	Frierfjorden
1984	Herøya	4000	-	Frierfjorden

Vestre kai ble bygd i 1966-1967. I den forbindelse ble det foretatt en større mudring i kaiområdet.

Den største mudringen foregikk i 1975, da ca. 500.000 m<sup>3</sup> uforurenset

sediment ble fjernet fra kaiområdet ved Rafnes, og dumpet i Frierfjordens dyprenne.

Muddermassen besto stort sett av silt og leire, og midlere Hg-innhold var 0.02 mg/kg tørrstoff. (Ref. analyser av NGI). Den eneste potensielle kilden til kvikksølvforurensning var derfor ved oppvirvling av sedimentene på dumpstedet.

NIVA har vist at det forurensede sedimentlaget på dumpeområdet er omlag 15 cm tykt og inneholder 10-15 mg Hg/kg tørrvekt ved et vanninnhold på 90%. Dumpeområdets utbredelse er ikke kartlagt, men kan anslås til maks. 2 km<sup>2</sup>. Dette betyr at sedimentene i dumpesonen maks. inneholder 500 kg kvikksølv, hvilket derved også viser maksimalmengde kvikksølv som kunne blitt tilført Frierfjorden ved mudringen ved Rafnes.

Overvåkning ved senere mudringer har ikke påvist at det har forekommet tilførsler av kvikksølv til omliggende vannmasser.

I blåskjell er det ingen signifikant endring i kvikksølvinnhold i 1974-1975 i forhold til i 1980-81.

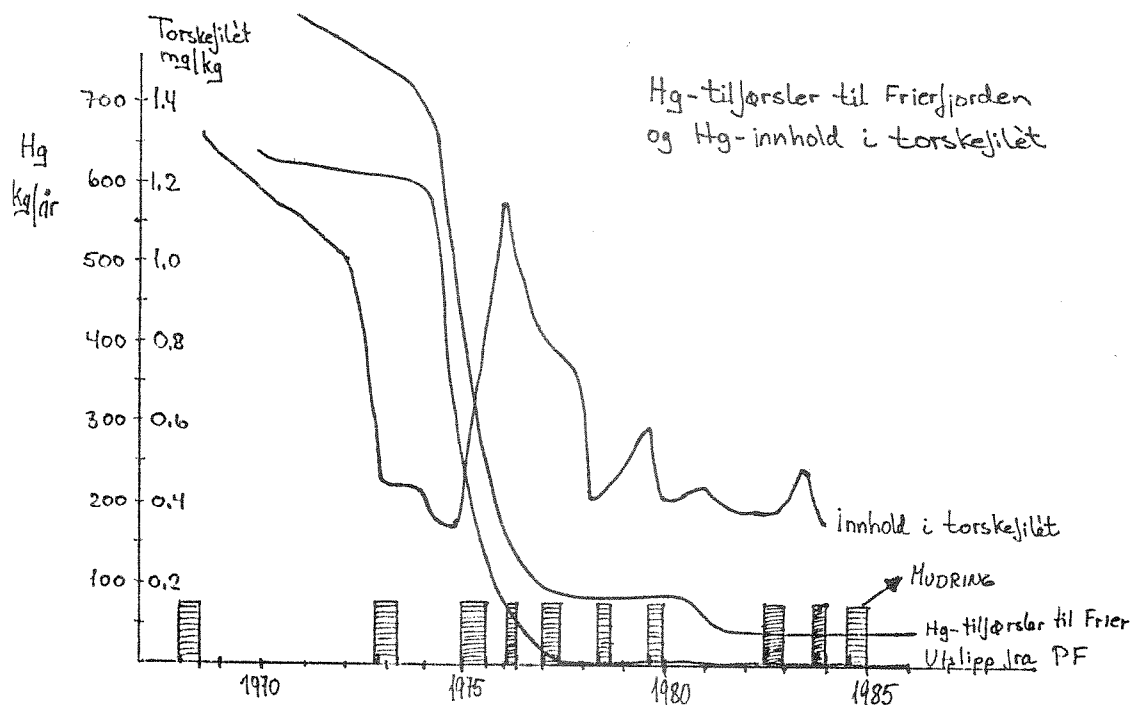


Fig. 4. Tidsutvikling for kvikksølv-tilførsler til Frierfjorden og Hg-innhold i torskefilet, samt tidspunkt for mudringer.

Figur 4 gir en sammenstilling av utviklingen over tid for utslipp av Hg til Frierfjorden og registrert innhold i torskefilet. Tidspunkt for

mudringer er også vist.

Det er tydelig uoverenstemmelse mellom data for fisk og for utslipp. Dette, sammen med det faktum at ingen andre biologiske organismer viste tilsvarende toppe i 1975 og 1976, var bakgrunnen for at Norsk Hydro gjorde den statistiske analyse av data-materialet for torsk som Per Gramme nå vil presentere.

#### 4 PRESENTASJON AV DEN STATISTISKE ANALYSEN SOM ER UTFØRT VED NORSK HYDRO - Per Gramme, Norsk Hydro

Figur 5 viser alle Hg-analysene i filet i torsk mot fangst-år.

De lave verdiene rundt 1974 virker påfallende, og det er også påfallende liten spredning i resultatene fra dette tidsrommet.

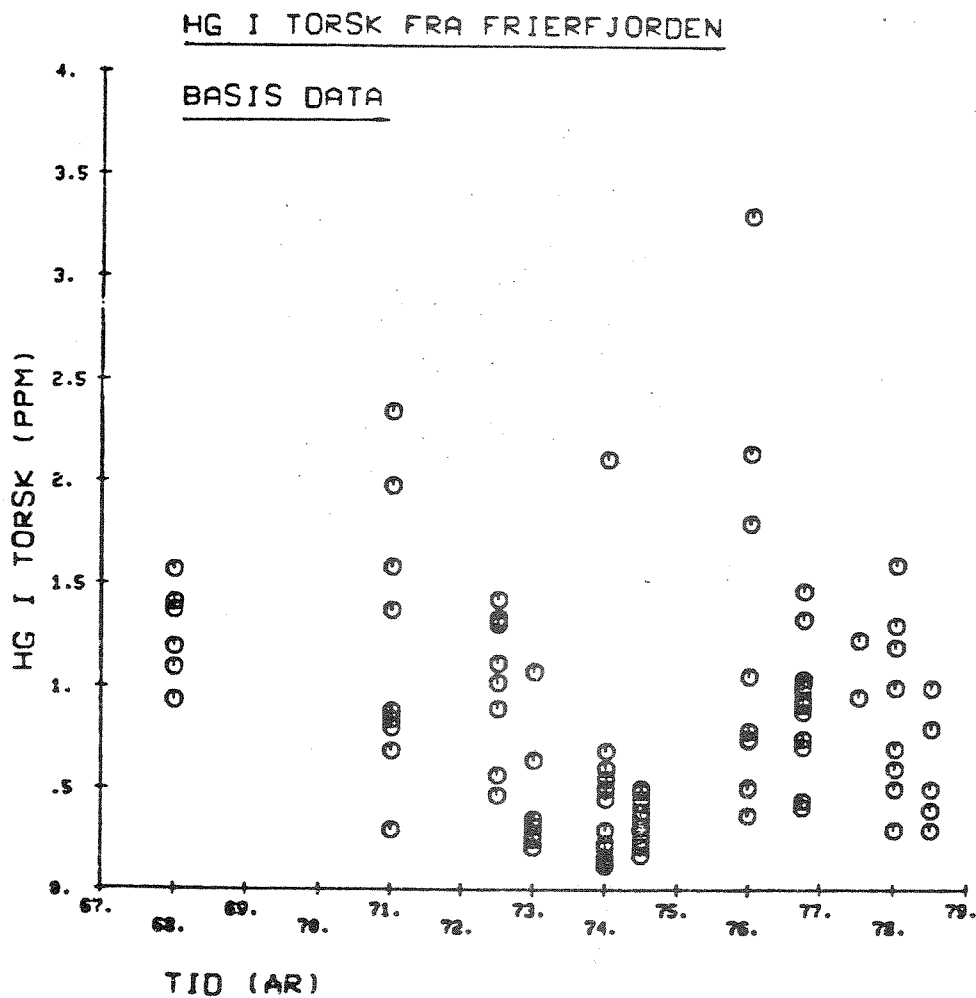


Fig. 5. Hg i torsk fra Frierfjorden, basis-data (Fra Gramme 1978, fig.1).

For å undersøke dette nærmere så vi først på Hg-konsentrasjon som funksjon av vekt. Ved å korrigere Hg-konsentrasjonene for vekt, og plote resultatene i et normalfordelingsplott, fremkommer det de fleste år et knekkpunkt i kurven. Når en tegner Hg-konsentrasjonene mot vekt ser det ut til at data samler seg om to rette linjer, med ulik helning gjennom origo. Disse linjene kan uttrykkes ved ligningen

[Hg] = b [vekt]

Den fisken som ligger rundt den nederste linjen (lavest b-verdi) finner vi igjen til venstre for knekken i normal-plottet. Dette mønsteret finnes igjen i flere datasett, og kan være en indikasjon på at det i virkeligheten dreier seg om to (eller flere) grupper av fisk, altså ulike sub-populasjoner.

I 1974 er det ingen knekk i normalfordelingsplottet, og plott av Hg mot vekt gir punkter som samler seg om bare en linje.

Tabell 3. Oppdeling i subpopulasjoner innen område og år (Gramme 1978, fra tabell 2). Tall i parentes viser antall fisk klassifisert i hver sub-populasjon.

ÅR	FRIERFJORDEN		EIDANGERFJORDEN		YTRE FJORDOMRÅDER	
	lav b	høy b	lav b	høy b	lav b	høy b
1968	kun høye b-verdier * (6)		kun høye b-verdier * (17)		kun høye b-verdier * (22)	
1970	(2) ***	(9) ***	(12) ***	(4) ***	-	-
1972 kv.2	(5) ***	(4) ***	(13) **	(13) **	kun høye b-verdier * (2)	
1972 kv.4	(6) ***	(3) ***	(5) ***	(3) ***	kun lave b-verdier * (5)	
1973	(12) ***	(4) ***	(19) ***	(3) ***	kun lave b-verdier * (9)	
1974	(14) *	-	(7) **	(14) **	(7) **	(3) **
1975	(5) **	(9) **	(10) ***	(6) ***	(3) **	(2) **
1976	(7) ***	(7) ***	(11) ***	(4) ***	(4) **	(11) **
1977	(10) ***	(8) ***	(8) **	(7) **	(3) **	(3) ** 1)
1978	(8) **	(1) **	(3) **	(2) **	(4) **	(1) **

\* - ingen oppdeling

1) høy b er lav sammenlignet med året før.

\*\* - antydning til oppdeling

\*\*\* - tydelig oppdeling

Tabell 3 viser resultatet av denne analysen for forskjellige år, og for Frierfjorden og Eidangerfjorden parallelt.

Det må presiseres at det stort sett er få fisk pr. år, typisk 10-15 fisk. Dette er kanskje for lite til å trekke noen slutninger på basis

av ett år.

Imidlertid er det samsvar mellom b-verdiene fra år til år. B-verdiene i Frierfjorden ligger noe høyere enn b-verdier for fisk fra tilsvarende delpopulasjoner i Eidangerfjorden, i samsvar med hva en vil vente dersom det er to forskjellige stammer, som stort sett holder til i hvert sitt område, men med en viss vandring.

Det er likevel et beskjedent datasett det er snakk om, og det er vanskelig å trekke bestemte konklusjoner.

Vi har også sett på data fra Fiskeridirektoratet, for årene 1977-78. Også disse data viste omtrent samme resultat. Vi fant nå tegn til tre populasjoner, se figur 6.

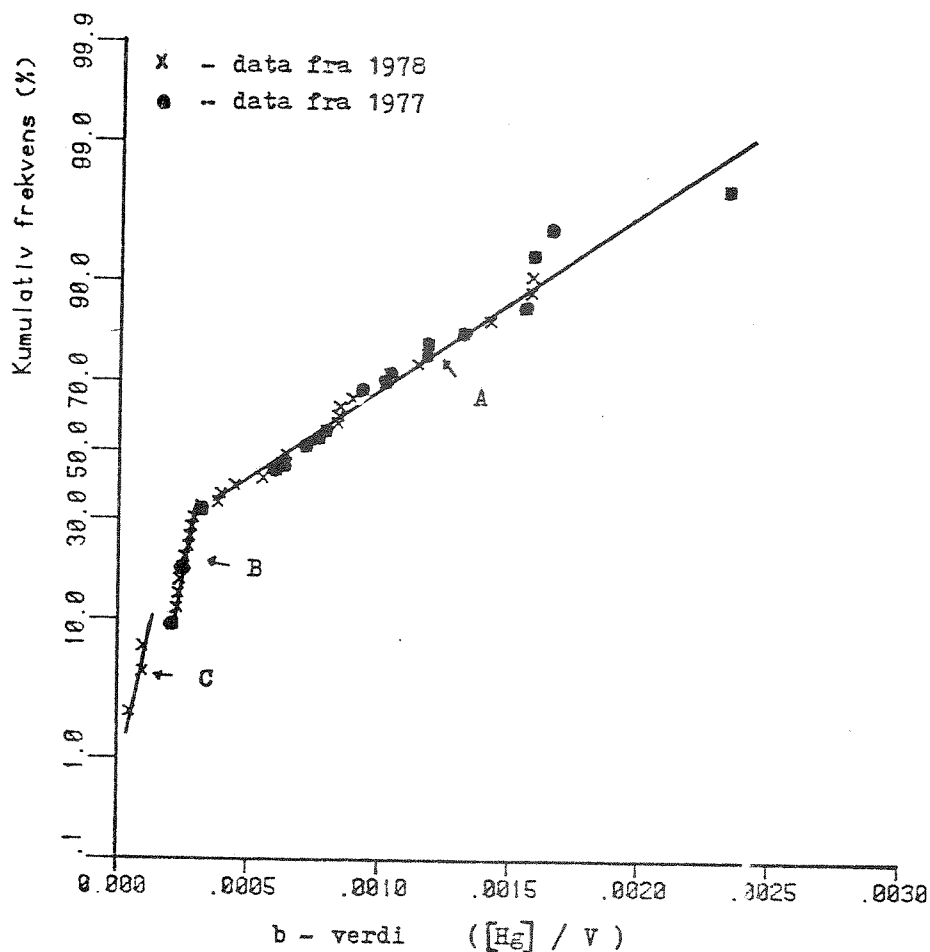


Fig. 6. Hg i torsk, 1977-78, normalplott (Gramme 1980, fig.6)

Nivåene stemmer med det en ellers har funnet for fisk fra hhv. Frierfjorden, Eidangerfjorden og frie vannmasser.

Når det gjelder sammenhengen mellom Hg og vekt uttrykkes den i litteraturen ved ligningen:

$$\text{Hg} = b \text{ Vekt}^{\omega}$$

Vi har brukt  $\omega=1$ , men for å se på betydningen av denne antagelsen har vi også laget normalfordelingsplott basert på Hg-verdier vektkorrigert med  $\omega=0.75$ ,  $0.5$  og  $0.4$ . Knekkpunktene blir i alle fall på omtrent samme sted.

I en publikasjon sammen med Veterinærmyndigheter og Fiskeridirektoratet har vi behandlet alle data fra 1977 til 1980 sammen (Gramme et.al. 1984). Normalfordelingsplottet får da en krum overgangssone, som kan skyldes to populasjoner, men evt. også log-normal fordeling. Ettersom en snevrer inn tidsintervallet gir plottene en skarpere knekk.

Den myke overgangen kan skyldes tidsutviklingen fra år til år. For eventuelt å motvirke dette ble vekt-korrigerte konsentrasjoner normalisert ved å korrigere separat for årlig gjennomsnitt og spredning. Et nytt normalfordelingsplott med normaliserte data for 1977 til 1980 ga igjen en skarp knekk, se figur 7.

Det ble også laget plott bare basert på fisk i størrelse 0.7 til 1.0 kg, for å redusere virkningen av eventuelle feil i vektkorleksjonen, se figur 8. Fremdeles viste plottet det samme knekkpunktet.

Sammenheng mellom oktaklorstyren (OCS) i lever relativt til muskel og Hg-konsentrasjoner syntes å bekrefte den opprinnelige hypotesen, men vi er nå gjort oppmerksom på at dette kan være en virkning av at begge variable henger sammen med vekt (kfr. avsnitt 8.3).

#### Konklusjon på dette blir:

- Vi har funnet systematiske indikasjoner på to/flere populasjoner.
- Reduksjonen i 1974 virker merkelig, og stemmer ikke med det som ellers er kjent om halveringstider for Hg i fiskefilet etter utslippsreduksjoner.
- Av de mulige hypoteser som kan forklare reduksjonen i 1975 vurderer vi det slik at det er <10% sjanse for å ta feil hvis vi velger den hypotesen som er basert på to populasjoner.

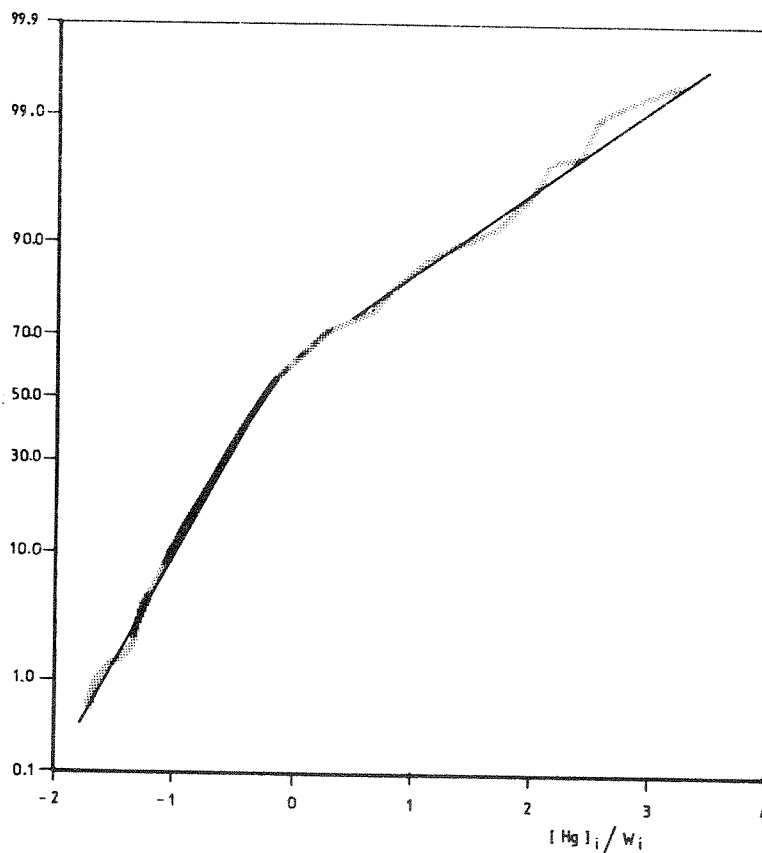


Fig. 7. Normalplott av normaliserte b-verdier, basert på data for kvikksølvkonsentrasjon i torskemuskel fra laboratorium A (1977-80) og laboratorium B (1975-1980). Totalt 186 fisk. (Fra Gramme et.al. 1984,fig.9)

I tilknytning til dette innlegget ble det spurt om gjennomsnittlig vekt for fisk fanget i 1974 og 1975. Følgende data ble oppgitt:

I 1974 ble det fanget fisk fra 300 til 1300 gram, snitt var 386 gram om våren og 695 gram om høsten, og for hele året 550 gram.

I 1975 var gjennomsnittet 730 gram, og vekten varierte mellom 400 og 2000 gram.



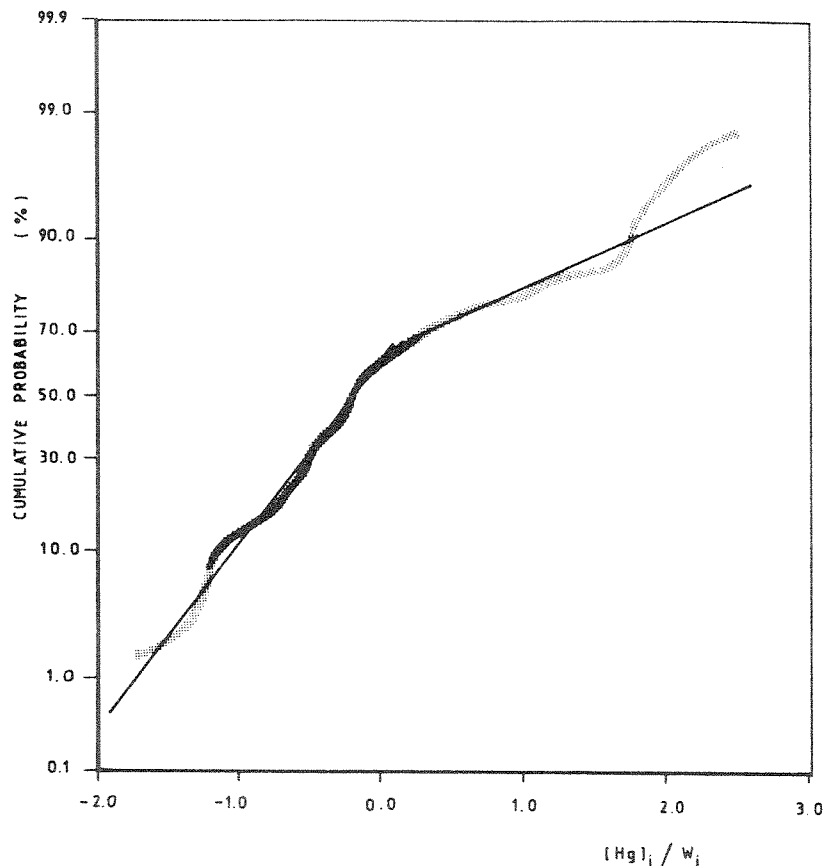


Fig. 8. Normalplott av normaliserte b-verdier basert på data for kvikksølvkonsentrasjon i torskemuskel for fisk med kroppsvekt 0.7 til 1.0 kg fra laboratorium A (1977-80) og laboratorium B (1975-1980) Totalt 61 fisk. (Fra Gramme et.al. 1984, fig.10)

##### 5 RESULTATER FRA NIVA'S OVERVÅKNING I VANN OG SEDIMENT - Brage Rygg, norsk institutt for vannforskning

Figur 9 viser Hg i fisk og vannmasser, samt tidspunkter for mudring.

I vannmassene ble det funnet lave konsentrasjoner også like etter mudring, i juni 1975. I september 1975, ca. et halvt år etter at mudring var avsluttet, ble det funnet høye verdier på flere stasjoner og på flere dyp, helt opp i 3-8 mikrogram/l.

Som figur 9 viser, ble det i tiden etterpå også funnet forhøyede konsentrasjoner i fisken.

*Det ble opplyst at Gunnar Norheim hadde analysert materiale han hadde fått privat, som bekreftet stigningen i konsentrasjon i fisk ved dette tidspunktet.*

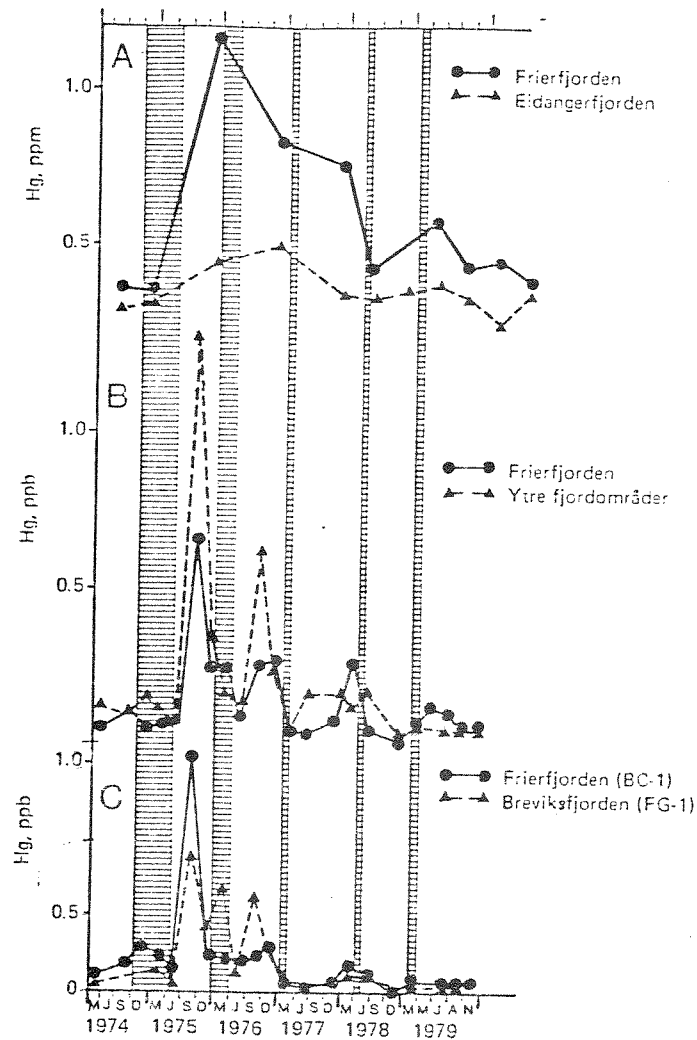


Fig. 9. Tidsutvikling for Hg-innhold i fisk og i vannmasser, samt tidspunkter for mudring (skravert). A: fisk, B: dypvann, C: overflatelag.

Et grovt overslag over mengde Hg i vannmassene i september 1975 ut fra målingene gir som svar 3-5 tonn.

Til og med 1975 ble det brukt samme emballasje og samme innsamlingsmetode. Det ble senere påvist kontaminering fra emballasjen på 0.1 til 0.4 mikrogram/l, men de observerte verdiene var opptil 10-20 ganger høyere.

Konsentrasjonene øker utover i fjordsystemet, og er størst ute i Eidangerfjorden. Det kan tenkes to alternative forklaringer på dette:

- A. Det kan være en forurenset vannmasse som er på vei ut, og at målingene er gjort i siste fase av uttransporten.
- B. Det kan være forurensning fra et annet sted.

Oppholdstiden i Frierfjorden er 3-4 uker i intermediære vannlag. Dumping ble avsluttet 2-3 måneder før prøvetaking i juni 1975, og en påvirkning ville derfor ikke kunne spores da.

Det foreligger sedimentdata som viser at den dumpede muddermassen har forholdsvis lave Hg-konsentrasjoner (0.5 ppm), mens det nye sedimentet som hadde lagt seg på toppen i 1980 hadde konsentrasjoner på 3-4 ppm. Normal-nivå i naturen er ca. 0.1 ppm.

Nye prøver tatt i januar 1986 vil vise hvordan utviklingen har vært siden.

## 6 BAKGRUNNEN FOR NORSK REGNESENTRAL'S ENGASJEMENT I SAKEN - Sigmund Kalvenes, Norsk regnesentral

Grunnen til at Norsk regnesentral er engasjert i denne saken er at det på initiativ fra SFT er kommet i stand et samarbeid mellom NIVA og NR for å bedre bruken av statistikk innenfor NIVA's overvåkningsprosjekter.

Hensikten med dette er at vannforskere på NIVA og statistikere på NR skal samarbeide intimt om konkrete problemstillinger, og derved få bedre gjensidig forståelse for hverandres fagområder, og utvikle kompetanse begge steder.

Som første "Case" ble tatt opp spørsmålet med to-populasjonshypotesen i Frierfjorden.

Torfinn Torp ved NR tok utgangspunkt i Norsk Hydro's arbeid, hvor det var gjennomført en intelligent bruk av uformelle metoder. (Gramme 1978 og 1980, samt Gramme et.al. 1984)

Styrken med slike uformelle metoder er at de kan gi interessante indikasjoner på sammenhenger i materialet.

Svakheten er at en ikke får noe tallmessig uttrykk for sikkerheten i konklusjoner.

Torp brukte de beste av tilgjengelige metoder basert på sannsynlighets-maksimering, og fant liten grunn til å anta to populasjoner i materialet (Torp 1984). Det betyr ikke at hypotesen ikke likevel kan være sann.

Norsk Hydro's resultater er fortsatt interessante, om enn ikke overbevisende.

Dersom problemet er interessant nok til fortsatt bearbeiding, bør vi få frem mer informasjon:

- \* Fiskeribiologisk informasjon som kan si noe om hypotesene er rimelige.
- \* Data for andre variable, som gjennom multivariate teknikker kan gi bedre mulighet for å påvise eventuelle delpopulasjoner.

Bjørn Solli har forsøkt å vise at en kan få fornuftige resultater på det samme materiale Norsk Hydro har brukt, uten å trekke inn hypotesen om to populasjoner.

7 KOMMENTARER TIL NORSK HYDRO'S STATISTISKE ANALYSE - Bjørn Sollie,  
Norsk Regnesentral

Norsk Hydro's arbeid er interessant, og gir sterke indikasjoner på at det ligger noe her som det er verdt å undersøke nærmere.

Gramme har vist plott av Hg-konsentrasjoner mot vekt med innregnede linjer

$$[\text{Hg}] = b V^{\omega}, \text{ med } \omega=1$$

Disse plottene ga inntrykk av at data samlet seg om to parallelle linjer med ulik b-verdi.

Slike linjer kan imidlertid pålegge dataene en struktur, og jeg tok derfor et slikt plott, fjernet linjene, og fylte alle punkter så de ble like. Når folk med erfaring i å se strukturer i slike plott ble bedt om å peke på mulige strukturer kom det ulike mer eller mindre fantasifulle forslag.

Det var derfor interessant å se hva en kunne få ved å tilpasse en linje til dataene uten å anta en oppsplitting i sub-populasjoner. Dvs. at det ikke velges noen  $\omega$  på forhånd, istedet finnes den verdi som gir best tilpasning til data, ved enkel lineær regresjon på log-log skala.

$$\log[\text{Hg}] = \log(b) + \omega \log(\text{vekt})$$

(En fisk hadde spesielt høy verdi i forhold til vekten, en annen hadde svært lav verdi i (0.06) i original-data, men 1.06 i Norsk Hydro's rapport. Eventuell feil innvirker antagelig ikke særlig på resultatet, men det er kanskje verdt å se nærmere på de to punktene.)

Forskjellige datasett ga omtrent samme helning på regresjonslinjen:

	verdi på $\omega$ :
1977, med de samme 19 data som Norsk Hydro hadde brukt:	$\log[\text{Hg}] = -1.19 + 0.36 \log(\text{vekt})$ (st.avvik 0.19)
1977, 35 data:	0.39
1978, 66 data:	0.38
1977 og 1978, 101 data:	0.38

Ut fra dette er det ingen grunn til å anta at helningen er ulik, og data ble derfor vektkorrigert ut fra helningen for data fra både 1977 og 1978:

$$b = [\text{Hg}]/V^{\omega} \quad , \quad \text{med } \omega = 0.38$$

Verdiene på b varierte fra 0.004 til 0.175 (De to ekstrempunktene som er nevnt foran).

Når punktene nå ble plottet i et "normal-score" plott (omtrent det samme som et normal-fordelingsplott), viste de en buet form, typisk for skjeve fordelinger.

Histogram for b-verdiene lignet det en får for vanlig log-normal fordeling, dvs. hvor  $x = \ln(b)$  er normal-fordelt.

Et normal-score plott av  $\ln(b)$ -verdier viste nær rettlinjett forløp, korrelasjon med normal-score var 0.991.

*Gramme: Her var data fra Fiskeri-direktoratet og Veterinær-instituttet blandet. Når en behandler dem hver for seg gir normalplottene en skarpere knekk.*

*Sollie: Det blir veldig små observasjons-serier, og da kan det bli vilkårlig hvor en tegner bruddlinjer.*

Som konklusjon:

Data fra 1977 og 1978 lar seg beskrive ved en vanlig log-normal fordeling. Det må presiseres at det likevel selvsagt kan være snakk om en blanding av to populasjoner, selv om det ikke er klare tegn til det ut fra denne analysen.

Det må tilføyes at et såkalt Phi-P/Q plott, som skal kunne vise mønsteret i avvik fra normal-fordeling, gir et klart mønster, som indikerer en blanding av to populasjoner, men det er usikkert hvor sterk indikasjonen er.

Det kan være en blanding av populasjoner, men med liten forskjell mellom gjennomsnittlig konsentrasjon. Det kan være verdt å lete mer grundig.

## 8 RESULTATER AV EN DYNAMISK MODELL FOR OPPTAK /UTSKILLING AV KVIKKSØLV - Birger Bjerkeng, Norsk institutt for vannforskning

De statistiske analysene som hittil er gjort, både av Norsk Hydro, Norsk Regnesentral og ved NIVA, bygger på en antatt stasjonær tilstand, dvs. at den matematiske modellen baserer seg på at fisken er i likevekt med sine omgivelser. Dette virker ikke tilfredsstillende når en nettopp skal ta stilling til om det kan ha skjedd raske endringer over tid i den aktuelle perioden.

Ved å ta utgangspunkt i en dynamisk matematisk modell for opptak og utskilling av metyl-kvikksølv har jeg prøvd å illustrere hva slags øyeblikksbilder en kan få med fisk av ulik størrelse og fra forskjellige årsklasser, når all fisk utsettes for identisk miljøpåvirkning, men hvor det skjer variasjoner i miljøet over tid.

Beregningene bygger på forenklete antagelser for et teoretisk tilfelle, som ikke foregir å avspeile de forholdene som har eksistert i Frierfjorden, og resultatene må bare ses som en kvalitatativ illustrasjon av mulige situasjoner.

Modellen er hentet fra Norstrom et.al, 1976. Den er der anvendt på kvikksølv-akkumulering i en forholdsvis liten ferskvannsfisk (maks. lengde 34 cm).

Modellen beskriver endring pr. tidsenhet i akkumulert mengde  $P$  av en forurensningskomponent (her kvikksølv) som funksjon av fysiologiske prosesser. Omskrevet til endring pr. tidsenhet i konsentrasjon  $C$  (gitt som  $P/W$  hvor  $W$  er vekt), ser modellen slik ut:

$$\begin{aligned}
 dC/dt = & \frac{e_{pw} C}{e_{ox} C_{ox} q_{ox}} \left( \alpha_{1r} W^{\gamma-1} + \kappa \beta \frac{dW/dt}{W} \right) && \text{(opptak fra vann)} \\
 & + \frac{e_{pf} C}{e_f} \left[ \alpha_{1r} W^{\gamma-1} + \kappa(\beta+1) \frac{dW/dt}{W} \right] \\
 & - C \left( k_{cl} W^{\zeta} + \frac{dW/dt}{W} \right) && \text{(utskilling og "fortynning")}
 \end{aligned}$$

Modellen er basert på følgende "delmodeller":

a. Energi-forbruk til vanlig stoffomsetning =  $\alpha_{lr} W^\gamma$

hvor  $\alpha_{lr}$  er en funksjon av vann-temperatur,  
gitt av Norstrom et.al. fig.3)

og  $\gamma = 0.81$

b. Energi-forbruk til vekst =  $\kappa(\beta+1)\frac{dW}{dt}$

hvor  $\beta = 1.0$

og  $\kappa =$  energi-ekvivalent for organisk stoff = 1.0 kcal/g

c. Utskillingshastighet for kvikksølv:  $dP/dt = -P k_{cl} W^\zeta$

hvor  $k_{cl} = 0.202 g^{-\zeta} wk^{-1}$

og  $\zeta = -0.58$

Dessuten inngår følgende parametre for å regne om energi-omsetning til omsatte kvikksølvmengder:

Energi-ekvivalent for oksygen:

$$q_{ox} = 3.42 \text{ kcal/g}$$

Effektivitets-koeffisienter:

$e_f = 0.82$  for opptak av føde

$e_{ox} = 0.75$  for oksygenopptak fra vann gjennom gjellene.

$e_{pf} = 0.8$  for kvikksølvopptak fra føde

$e_{pw} = 0.12$  for kvikksølvopptak fra vann gjennom gjellene

Parametrene ovenfor beskriver fysiologiske forhold. De er tatt direkte fra Norstrom et.al, 1976. De er i artikkelen presentert som arts-uavhengige konstanter eller kurver, men kan selvsagt likevel ha begrenset gyldighet, og representerer i beste fall bare gjennomsnittsverdier.

I tillegg må vekst pr. tidsenhet ( $dW/dt$ ) beskrives, enten i form av en egen differensial-ligning, f.eks.

$$dW/dt = f(W, t, \text{næringstilgang, miljøfaktorer})$$

eller direkte som en funksjon  $W(t)$ .



Jeg har valgt det siste, og bruker følgende vekst-modell:

A. Vekst fra år til år beskrives ut fra tilgjengelige data for torsk:

- A1. Lengde L som funksjon av alder er først tilpasset empirisk til data fra Oslofjorden (Lars Kirkerud) ved minstekvadrat-tilpasning på log-skala:

$$L(\text{cm}) = 36 t^{0.313} \quad \text{hvor } t = \text{alder (år)}.$$

Kurveformen  $L = k t^\alpha$  er valgt skjønsmessig. Den ga bedre tilpasning enn en eksponensiell form som referert i Norstrom et. al 1976.

- A2. Vekt er deretter bestemt som funksjon av lengde, ut fra tilgjengelige data fra Frierfjorden. Resultatet er:

$$W(\text{g}) = \lambda L^{2.86} \quad \text{hvor } \lambda = 0.01562 (\text{g cm}^{-2.86})$$

B. Veksten over året er beregnet med en skjønsmessig valgt modell:

$$\frac{dW}{dt} = 1.5 \Delta W \frac{t^2}{\tau^3} e^{-0.5(t/\tau)^3}$$

hvor t = tidspunkt i uker relativt til start av vekst-sesong.

$\tau$  = modell-konstant = 13 uker.

$\Delta W$  = total tilvekst over ett år.

Vekstsesongen antas å starte i ca. uke 20., dvs. midt i mai.

Modellen gir et forløp karakterisert ved:

Ca. 1/3 av årsveksten ved t = 13 uker.

Ca. 2/3 av årsveksten ved t = 18 uker.

Ca. 90-95 % av veksten ved t = 26 uker, dvs. midt i november.

Dette gir seg ikke ut for å være annet enn en skjønsmessig valgt modell, men den gir forhåpentlig et noenlunde realistisk bilde for formålet.

For å kunne integrere modellen som en differensial-ligning i tid må vi dessuten ha følgende miljø-data:

$C_{\text{ox}}$  = oksygenkonsentrasjon i vann.

T = Temperatur som funksjon av tid (gir  $\alpha_{\text{lr}}$  som funksjon av tid)

$C_{\text{pw}}$  = kvikksølv-konsentrasjon i vann.

$C_{\text{pf}}$  = kvikksølv-konsentrasjon i føde.

Oksygenkonsentrasjoner og temperatur som funksjon av tid på året er beskrevet ved kubisk interpolasjon mellom følgende data-punkter, beregnet ut fra data for Frierfjorden:

Tid (uker)	1.93	5.86	10.46	16.57	20.95	23.66
Oksygen(ml/l)	4.3	5.3	4.4	2.5	6.4	6.6
Temp (°C)	8.9	6.7	6.7	6.5	7.4	10.4

Tid (uker)	29.79	33.00	37.07	42.52	46.87	49.57
Oksygen(ml/l)	5.1	4.6	4.4	4.2	3.8	4.0
Temp (°C)	13.3	13.0	13.0	13.0	11.7	11.0

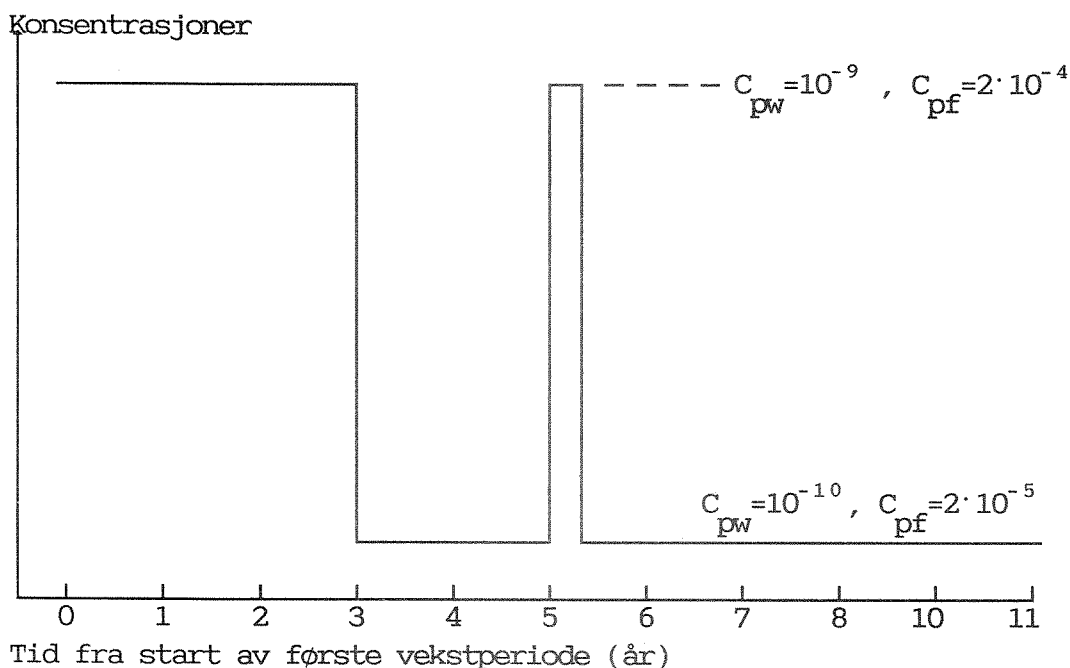


Fig. 10. Valgt forløp for kvikksølvkonsentrasjon i vann og føde ved modell-simulering

Konsentrasjonen av kvikksølv i miljøet som funksjon av tid er valgt som vist i figur 10. Størrelsesorden er omtrent som observert i Frierfjorden, men ellers er forløpet nokså tendensiøst valgt i forhold til den aktuelle problemstillingen. Det er antatt at konsentrasjon i føde varierer helt parallellt med konsentrasjon i vann, og likt for alle størrelser av fisk. Dette er selvsagt urealistisk.

Den totale modellen, med parametre som beskrevet ovenfor, er så integrert numerisk som differensial-ligning over flere år, for å

beskrive konsentrasjon som funksjon av tid.

Hvert år introduseres en ny årsklasse, representert ved tre fisk, med lengder på 70%, 100% og 130% av det modellen ovenfor gir. Dette skal illustrere virkningen av variasjon i størrelse innen en årsklasse.

Hver årsklasse følges gjennom 7 vekstsesonger.

Noen resultater er vist i figur 11-16, som gir øyeblikksbilder av konsentrasjon som funksjon av vekt. Hver fisk er markert med et tall som angir alder (årsklasse).

Det må presiseres at dette er et resultat av en forenklet modell. Relativ vekst-hastighet er ikke variert innenfor en årsklasse. Det er heller ikke tatt med noen individuell variasjon fra fisk til fisk i modell-parametrene ellers, slik en antagelig vil ha i virkeligheten. Variasjoner fra år til år i andre variable enn miljøgift-konsentrasjonene er heller ikke inkludert.

I virkeligheten vil en derfor vente mer spredning av konsentrasjonene på et gitt tidspunkt, både innenfor en årsklasse og mellom årsklasser, enn det denne modellberegningen gir.

Lovmessigheten i mønsteret for variasjon i størrelse gjør dessuten at det fremtrer mønstre i figurene som ikke er reelle.

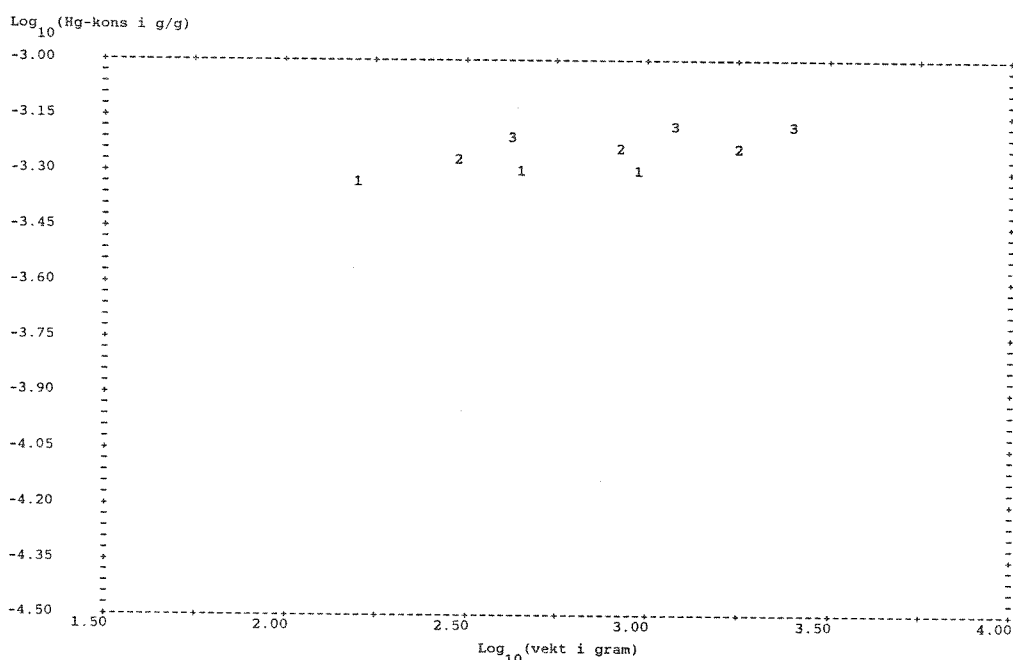


Fig. 11. Modell-beregning, øyeblikksbilde ved  $t = 3$  år

Figur 11 viser situasjonen etter 3 sesonger med konstant høye konsentrasjoner i vann og føde. Konsentrasjonen i fisken er her mer

avhengig av alder enn av vekt. Innenfor hver aldersklasse varierer konsentrasjonen lite med vekt. Vinkelkoeffisienten  $\omega$  er langt mindre enn 1, anslagsvis 0.2. Dette stemmer omtrent med det Norstrom et.al. 1976 kom frem til for en stasjonær situasjon.

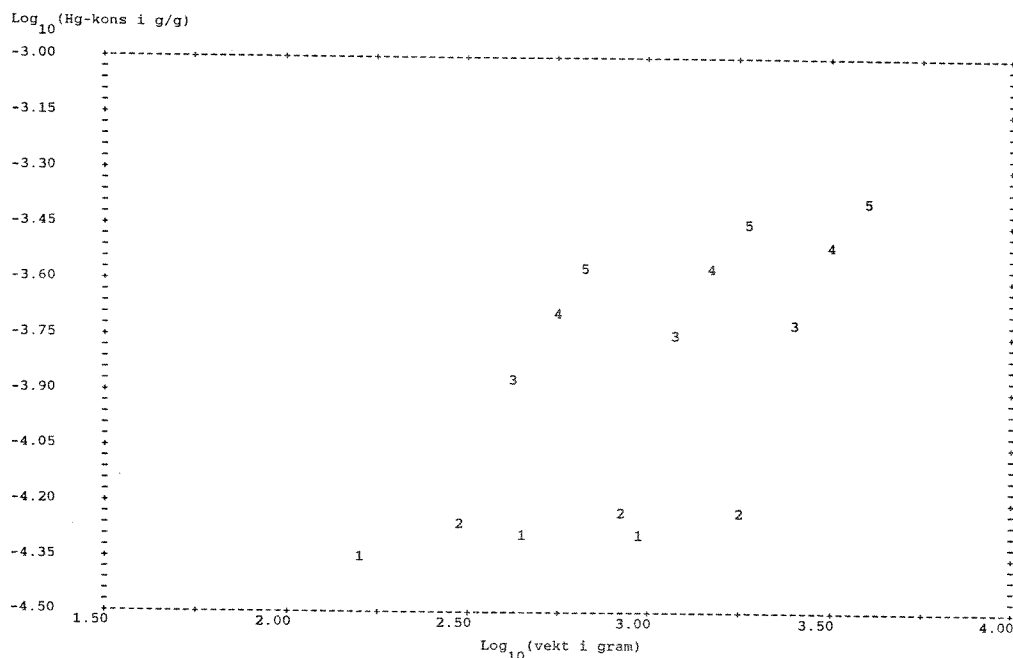


Fig. 12. Modell-beregning, øyeblikksbilde ved  $t = 5$  år

Etter ytterligere 2 sesonger, nå med konsentrasjoner redusert til 1/10, ser bildet ut som i figur 12. De to laveste årsklassene skiller seg nå ut, med langt lavere konsentrasjoner enn den eldre fisken. Generelt er det nå mye større tilsynelatende vektavhengighet i konsentrasjonene, men punktene ligger ikke langs en rett linje. Det må presiseres at den grupperingen omkring linjer med helning ca. 1 som fremtre for eldre årsklasser ikke er reell, den skyldes bare det valgte lovmessige mønsteret for vektvariasjon innenfor hver årsklasse.

I starten av vekstsesong nr. 6 er det lagt inn en kortvarig økning i konsentrasjonene i vann og føde over 12 uker. Rett etter det har vi et bilde som i figur 13. Den nye årsklassen har nå høye konsentrasjoner, og det er ikke lenger noen avhengighet av vekt (koeffisienten  $\omega = 0$ ). Også 1 og 2-gruppen øker raskt i konsentrasjon.

Så reduseres konsentrasjonene i vann og føde tilbake til det lave nivået, og etter nye 12 uker ser bildet ut som i figur 14. Konsentrasjonen for den yngste årsklassen er sunket sterkt, mens de eldre årsklassene ikke har fått særlig lavere konsentrasjoner.

I årene etterpå (figur 15 og 16) synker konsentrasjonen, samtidig som den tilsynelatende vekt-avhengigheten blir mindre. Det skyldes dels utskillings- og fortynningsprosesser, og dels at den eldste fisken etterhvert forsvinner fra beregningene. Bildet nærmer seg det en vil få for en stasjonær tilstand.

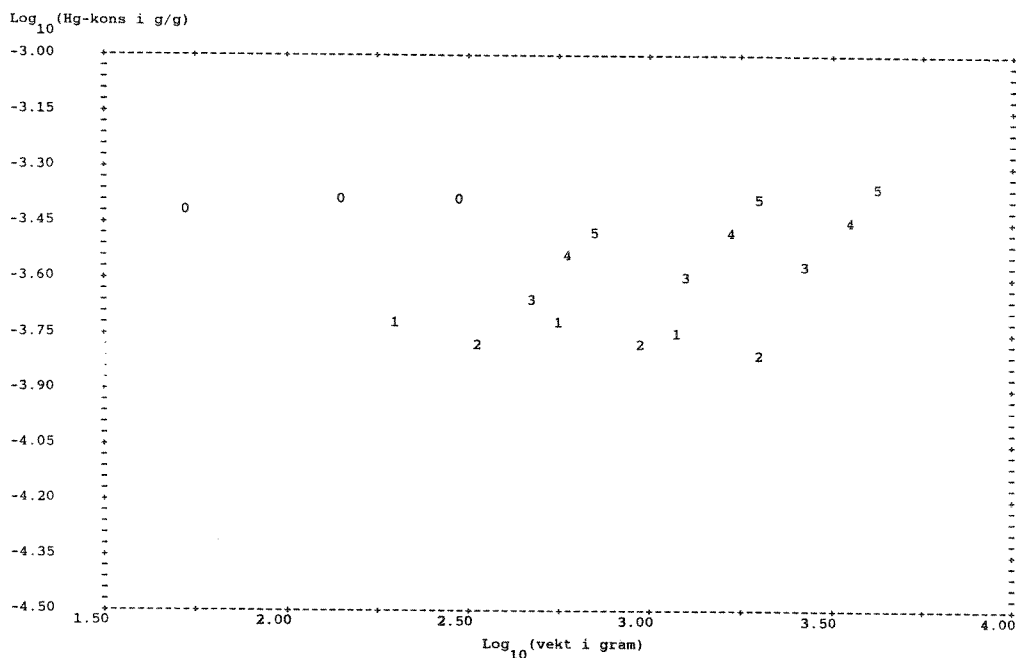


Fig. 13. Modell-beregning, øyeblikksbilde ved t = 5 år og 12 uker

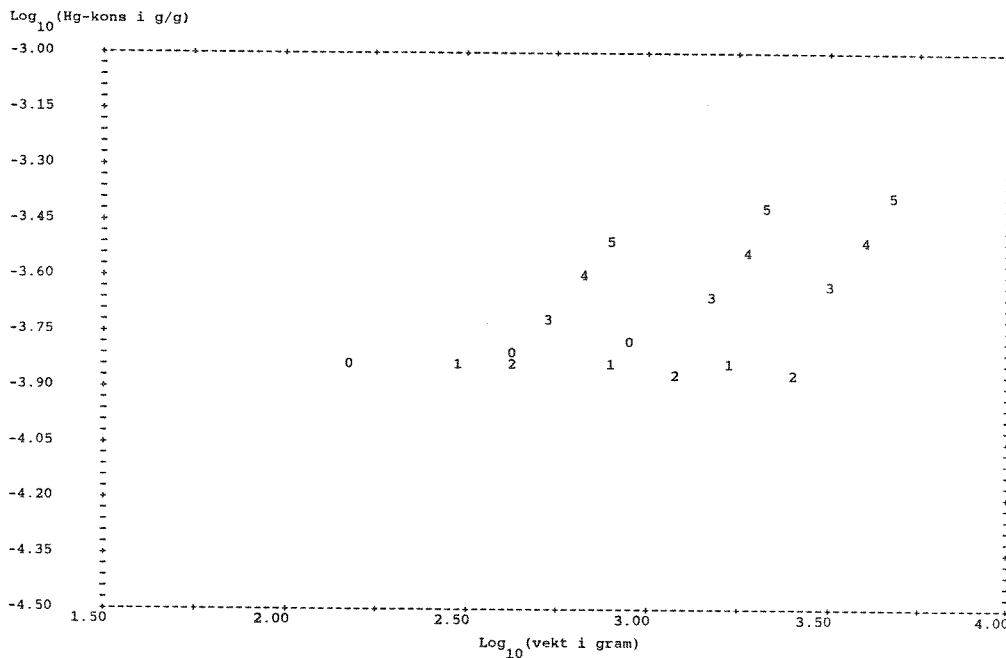


Fig. 14. Modell-beregning, øyeblikksbilde ved t = 5 år og 24 uker

Det må igjen presiseres at figurene gir et ufullstendig bilde av den variasjon en kan vente seg i virkeligheten. I modellen ligger resultatene for en årsklasse omtrent langs en horisontal linje. I virkeligheten vil vi heller vente at en årsklasse fordeler seg i en punktsky på et konsentrasjons/vekt-diagram.

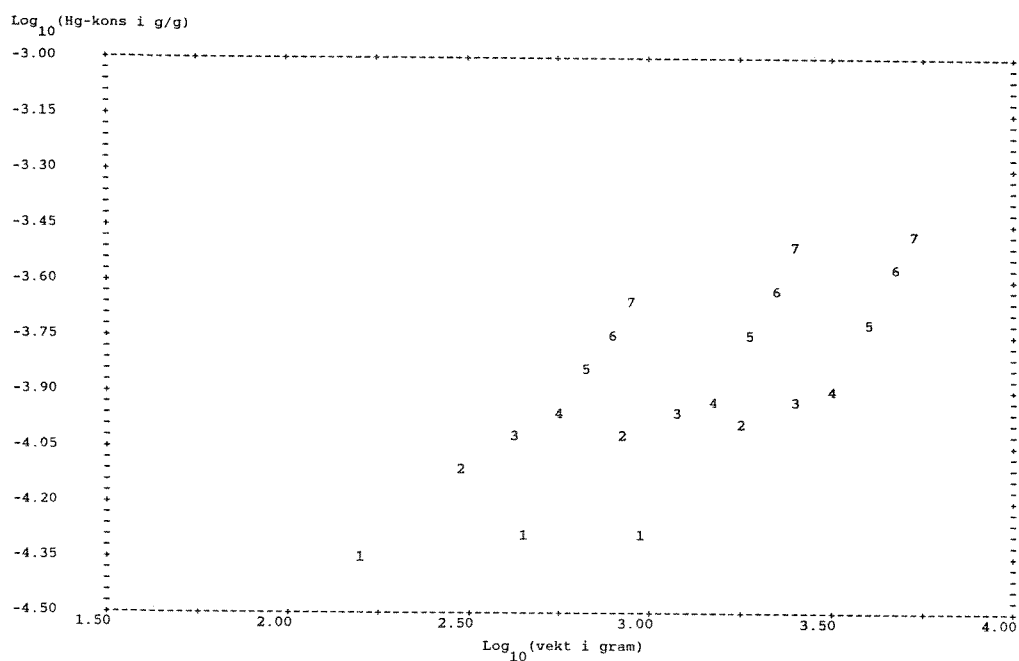


Fig. 15. Modell-beregning, øyeblikksbilde ved  $t = 7$  år

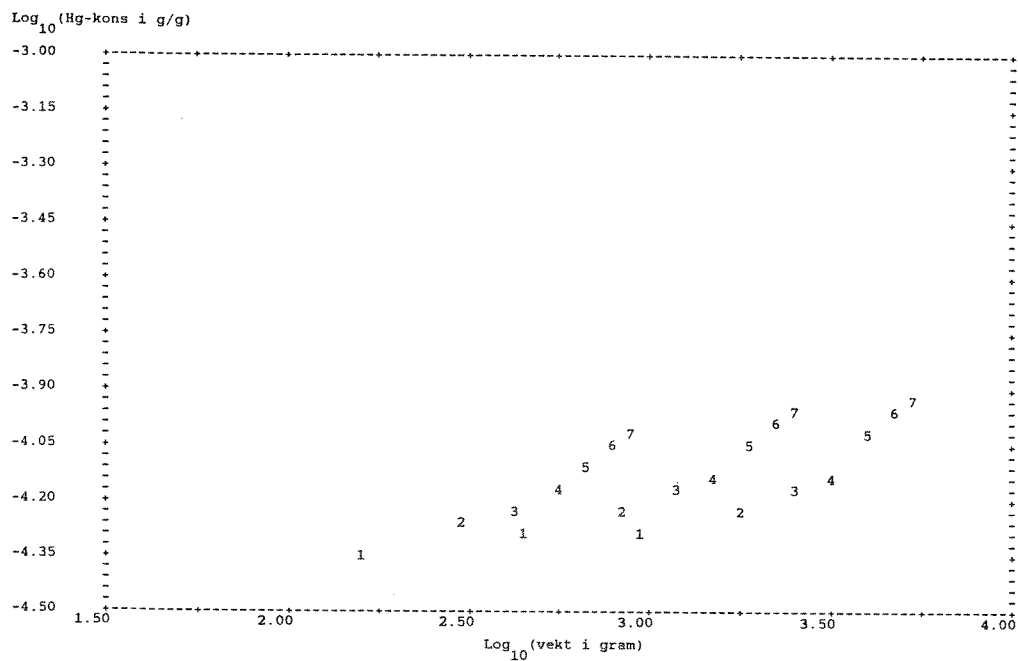


Fig. 16. Modell-beregning, øyeblikksbilde ved  $t = 10$  år

For å bruke modellen mer realistisk måtte en ta med ulikheter mellom årsklasser, modellere konsentrasjonen i føden som en (stokastisk) funksjon av konsentrasjon i miljøet, og ta hensyn til individuell (stokastisk) variasjon innenfor hver årsklasse, og variasjoner fra år til år i miljø-parametre.

Hovedpoenget i resultatene av modellberegningen er:

1. Vektavhengigheten, dvs. koeffisienten  $\omega$  i ligningen

$$Hg = b V^{\omega}$$

varierer sterkt når konsentrasjonene i miljøet varierer over tid, og vil ikke alltid være veldefinert. Den er bare uttrykk for et mer eller mindre tilfeldig øyeblikksbilde i et dynamisk forløp, og det finnes derfor ingen lovmessig sammenheng en vil vente å finne igjen overalt.

Dette bekreftes av data, dersom en bestemmer  $\omega$  uavhengig fra år til år får en sterkt varierende resultater.

2. Unge årsklasser i rask vekst gir ifølge modellen rask respons på variasjon i miljøet, mens eldre fisk reagerer mye langsommere.
3. Ulik respons i forskjellige årsklasser gir noe som kan se ut som subpopulasjoner. Det er likevel ikke funnet slike oppdelinger rundt linjer med helning  $\omega=1$ , så det kan ikke forklare en oppsplitting som det er funnet tegn til i Gramme et. al. 1984.
4. Den tilsynelatende vektavhengigheten vil i noenlunde stasjonære situasjoner være gitt av en koeffisient  $\omega < 1$  med denne modellen. Dette stemmer også med Norstrom et.al., 1976, som fant en koeffisient  $\omega=0.23$  for stasjonære forhold. (Imidlertid er det da ikke tatt hensyn til eventuell forskjell i konsentrasjon i føden for ulike årsklasser).
5. Generelt vil alder være en viktigere parameter enn vekt når det gjelder å forklare variasjoner i konsentrasjon.

Selv med en forenklet modell, som bare tar hensyn til noen av de mulige kildene til variasjon i kvikksølvkonsentrasjoner i fisk, får vi altså et variabelt og vanskelig tolkbart bilde sålenge vi bare ser på vekt som korreksjonsfaktor.

Dersom fisken ble aldersbestemte i tillegg, ville en antagelig lettere kunne vurdere tidsutviklingen i forurensningssituasjonen ved å følge en årsklasse over tid.

9 EN KOMMENTAR TIL ANALYSEN AV DET EKSISTERENDE DATAMATERIALET -  
Birger Bjerkeng, Norsk institutt for vannforskning

En mulighet som ikke er utnyttet er å trekke flere variable inn i analysen, gjennom f.eks. prinsipal-komponent-analyse, hvor en ser på samvariasjon mellom variable. En kan da finne lineære kombinasjoner av variable som gir en klarere inndeling i grupper. Et lite forsøk på dette tydet på at en iallfall for enkelte år kan få frem oppdelinger som ikke synes på et enkelt kvikksølv/vekt-plott.

Jeg har også forsøkt å splitte opp data ytterligere, for om mulig å få et bedre bilde av variasjonene. Ved hjelp av opplysninger om fangststed og dato er materialet splittet opp i enkelt-fangster, så langt det er mulig.

Tanken er at det kan være interessant å se om de avvikende årsgjennomsnittene i 1973-74 er gjennomsnitt av enkeltfangster med forskjellig avvik, eller om avviket går i samme retning for alle enkelt-fangstene. Det siste tilfellet vil forsterke en konklusjon om at noe reelt ligger bak avviket, og at det ikke er tilfeldige variasjoner, f.eks. ved at en tilfeldigvis har truffet ulike småstammer av fisk. Hva en reell tendens eventuelt skyldes er et annet spørsmål.

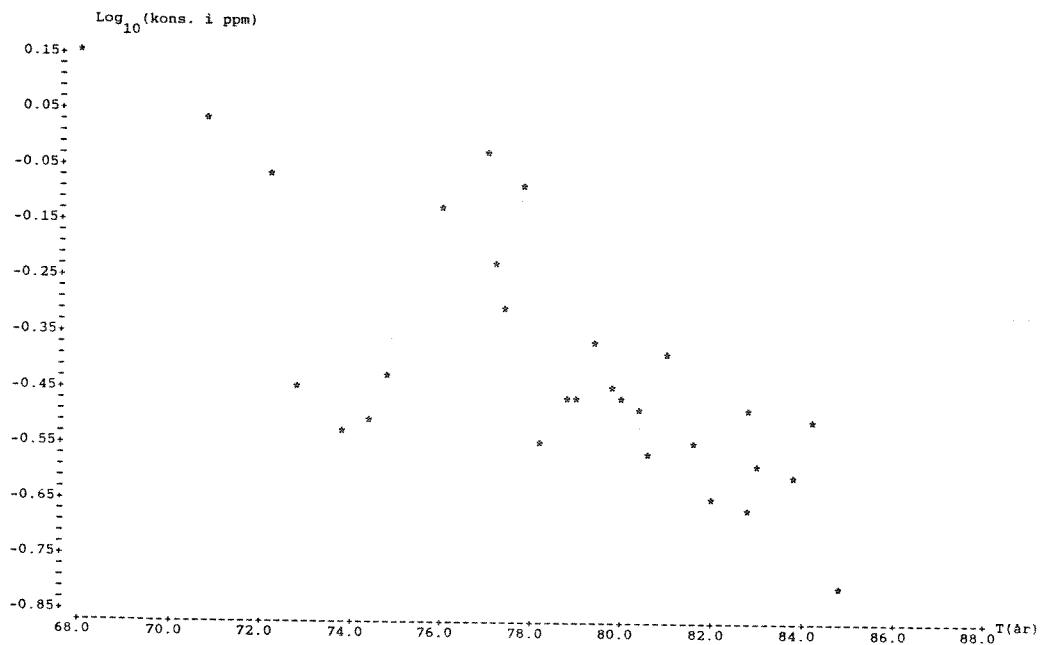


Fig. 17. Geometrisk gjennomsnitt i konsentrasjon for "enkeltfangster", korrigert til 500g fisk. Verdi på  $\omega$  er bestemt uavhengig for hvert punkt.

Figur 17 og 18 viser resultatet når vektkorreksjon er foretatt uavhengig for hver enkeltfangst, og de målte konsentrasjonene er



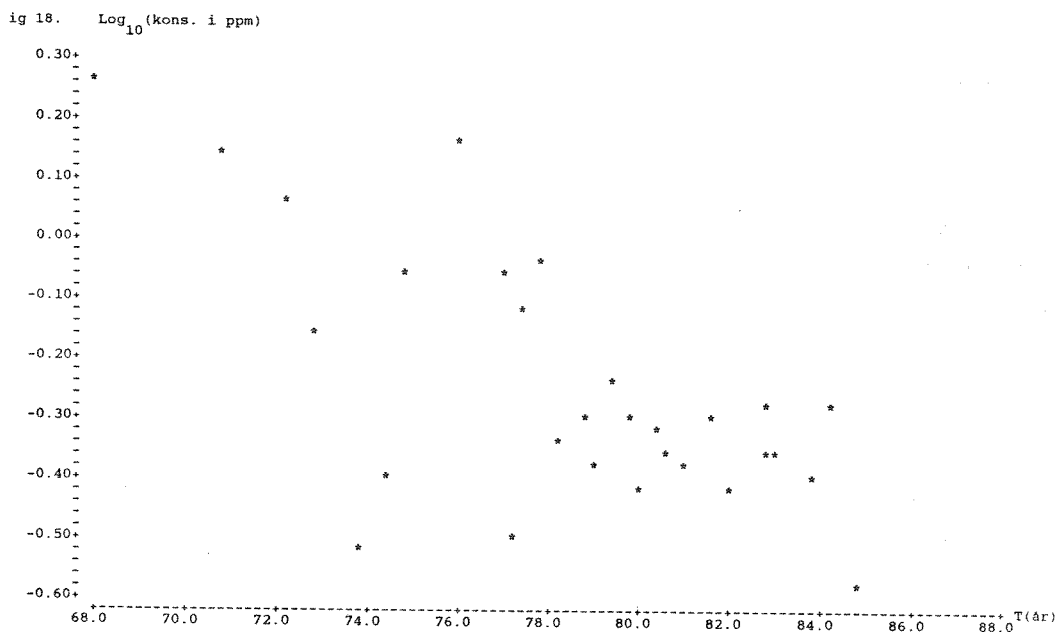


Fig. 18. Geometrisk gjennomsnitt i konsentrasjon for "enkeltfangster", korrigert til 1000g fisk. Verdi på  $\omega$  er bestemt uavhengig for hvert punkt.

korrigert til henholdsvis 500 og 1000 g fisk. Med korreksjon til 500g fisk kan det se ut til at det i en periode rundt 73-75 er en systematisk tendens til lave verdier, mens de er spesielt høye i en periode etterpå. Med korreksjon til 1000g blir bildet mer uklart, og gir mer inntrykk av en nedadgående tendens med fluktuasjoner.

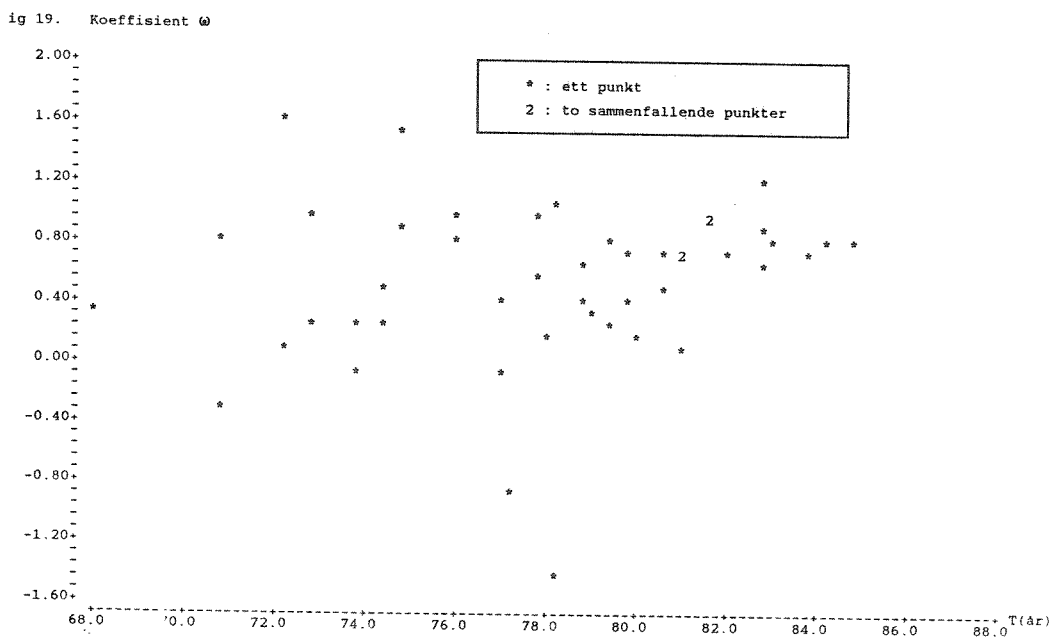


Fig. 19. Koeffisient  $\omega$  for forholdet konsentrasjon vs. vekt, bestemt for "enkeltfangster" av torsk i Frierfjorden.

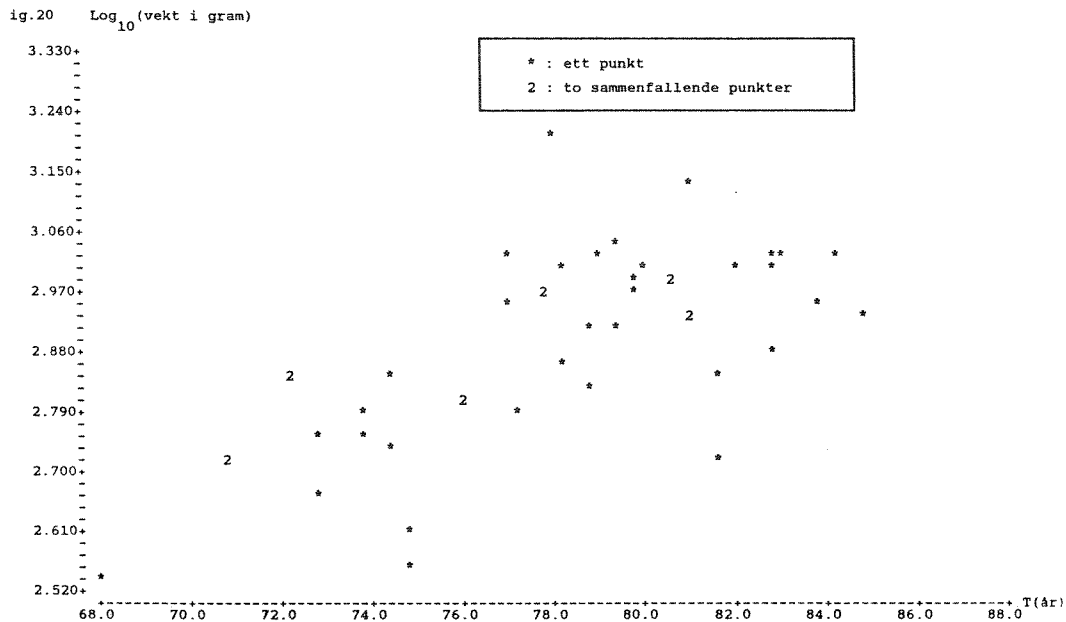


Fig. 20. Gjennomsnitts-vekt for "enkelt-fangster" av torsk i Frierfjorden.

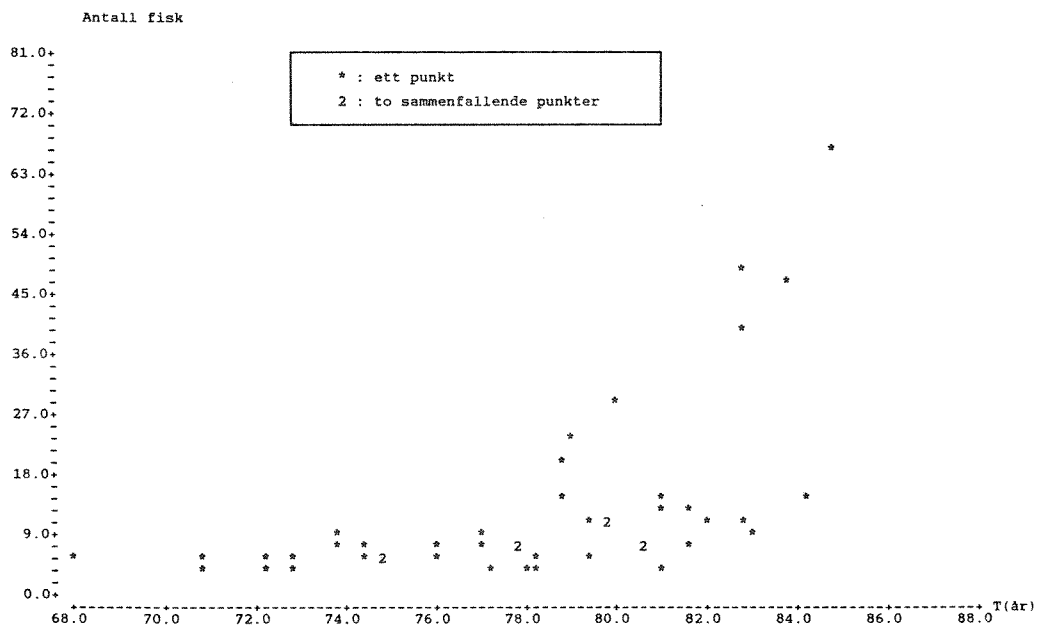


Fig. 21. Antall fisk i "enkelt-fangster" av torsk i Frierfjorden

Figur 19 viser estimerte  $\omega$ -verdier for enkelt-fangstene. De varierer mellom  $\pm 1.5$ , med de fleste verdiene mellom 0 og 1. (En gjennomsnitts-verdi for  $\omega$  midlet over hele observasjons-settet vil ligge i området 0.55 - 0.6.)

Figur 20 og 21 viser at det er nokså stor variasjon i gjennomsnitts-vekt, og at det stort sett er få fisk bak hvert punkt. Det er derfor

tildels store usikkerheter i punktene i figur 17, 18 og 19. For de siste årene har det tildels ikke vært mulig å splitte opp, slik at det her er mange store grupper.

De estimerte  $\omega$ -verdiene for enkelt-fangster viser stor spredning, men datamaterialet er for dårlig til å avgjøre om dette skyldes tilfeldige feil ved prøvetakingen, eller om det avspeiler systematiske avvik i vektavhengighet på grunn av forhold i populasjonen som vi ikke har oversikt over.

En bør alt i alt være forsiktig med å trekke slutninger ut fra disse figurene. Det er et spinkelt data-materiale bak mange av punktene i diagrammene, og modell-formuleringen tyder på at det er mange faktorer utenom en endring i forurensningsnivå i fisk som kan tenkes å gi variasjon i konsentrasjonsnivå i fisk.

#### Tilslutt en kommentar til Gramme et.al. 1984:

I Gramme et.al. 1984 påvises bl.a. at det er signifikant negativ korrelasjon mellom forholdet (OCS)lever/(OCS)muskel og forholdet Hg/vekt. Dette tas som bekreftelse på hypotesen om subpopulasjoner av fisk i det innsamlede materiale. Argumentet er at fisk som nettopp er kommet inn i fjorden må forventes å ha både høyere konsentrasjon av OCS i lever i forhold til muskel, og lavere Hg-innhold, enn fisk som har vært der lenge.

Ved nærmere ettersyn ser det imidlertid ut som dette likevel ikke er noen entydig bekreftelse på hypotesen. De to brukte variablene er nemlig hver for seg korrelert med vekten av fisken, og det kan forklare den observerte samvariasjonen.

Jeg har ikke hatt nok opplysninger til å gjøre analysen på nøyaktig samme måte, men har gjennomført en liknende analyse på et omtrent tilsvarende materiale (antagelig noe utvidet, jeg har brukt alle tilgjengelige data mellom 1.7.1977 og 31.6.1981).

Analysen er gjennomført på log-transformerte data.

På tilsvarende måte som i artikkelen er verdiene for hver variabel delt inn i lav/middels/høy ved utføring av kji-kvadrat-analysen. Jeg har valgt å dele inn slik ut fra vekt-korrigert konsentrasjon  $b=[\text{kons.}]/W$ , hvor  $W$ =vekt:

lav:  $\log(b) \leq \text{snitt} - 0.5 \cdot \text{st.avvik}$   
 middels:  $\text{snitt} - 0.5 \cdot \text{st.avvik} \leq \log(b) \leq \text{snitt} + 0.5 \cdot \text{st.avvik}$   
 høy:  $\text{snitt} + 0.5 \cdot \text{st.avvik} \leq \log(b)$

Fisk med middels nivå for OCS-forhold eller Hg/vekt-forhold er kuttet ut, og kji-kvadrat analyse på det gjenværende materialet ga dette resultatet:

Verdi-par:	Pos/ neg. korr.	Sign.nivå	$\chi^2$	Frihetsgrader
OCS-forhold vs. Hg/vekt	neg	<0.005	9.29	1
OCS-forhold vs. vekt	pos	<0.010	9.61	2
HG/vekt vs. vekt	neg	<<0.001	32.96	2

I de siste to tilfellene blir antall frihetsgrader = 2, fordi alle tre vektklasser er med i analysen.

Den negative sammenhengen mellom OCS-forhold og Hg/vekt ser ut til å forklares av at OCS-forhold i snitt er størst for stor fisk, mens Hg/vekt er størst for liten fisk. Det siste trenger ikke bety annet enn at kvikksølv-konsentrasjonen ikke er direkte proporsjonal med vekten som antatt, men som regel øker noe svakere med økende vekt.

Det må understrekes at dette selvfølgelig ikke undergraver hypotesen om sub-populasjoner på noen måte, det bare svekker ett av de resultater som opprinnelig syntes å bekrefte den.

## 10 TORSKEN PÅ SKAGERAK-KYSTEN - Didrik S. Danielssen og Jakob Gjøsæter, Statens Biologiske stasjon, Flødevigen

### Innledning

Torsken er en av våre viktigste fiskearter og finnes langs hele norskekysten. Den deles ofte i norsk-arktisk torsk og kysttorsk. Kysttorsken kan videre deles i lokale populasjoner og typer. Disse inndelingene er imidlertid uklare.

Det er skrevet mye om torskens biologi. Torsken er imidlertid en meget variabel fisk slik at studier foretatt i et område ikke uten videre kan antas å ha gyldighet for et annet område.

Vår kunnskap om torsken på Skagerakkysten er mangelfull, og bygger for en stor del på eldre undersøkelser der de anvendte metodene ikke alltid tilfredsstillende dagens krav.

Denne oversikten er basert på den litteratur som er tilgjengelig og på nyere, upubliserte data fra Statens Biologiske Stasjon Flødevigen.

### Populasjonsstruktur

Torskens populasjonsstruktur har vært mye diskutert i senere år. De siste tilgjengelige undersøkelsene tyder på at det er lite genetisk variasjon mellom de forskjellige grupper av torsk (Mork et al. 1985). Likevel synes det å være klart at torsken er delt opp i mange små populasjoner, selv om man ikke vet hvor stor utveksling det kan være mellom disse populasjonene.

Dannevig (1954) mente at det fantes flere typer av torsk på Sørlandskysten og han beskrev: 1) "dyptorsk" som fantes på dypt vann i fjordene og i skjærgården, 2) "taretorsk" som lever på grunt vann i skjærgården og 3) "fjordtorsk" som lever på grunt vann i fjordene.

Han bygget sin oppdeling i første rekke på forskjeller i hudpigmentene, men antydte også variasjoner i kroppsproporsjoner. Denne grupperingen er ikke verifisert, og det er vanskelig å avgjøre om de representerer en stabil struktur.

Det finnes også indikasjoner på at de ulike fjordene har separate bestander. Belegg for dette kan en få bl.a. ved vekstundersøkelser og merkeforsøk. Det er påvist at det er vekstforskjeller mellom de enkelte fjorder og mellom fjorder og skjærgården (Dannevig 1933, Løversen 1946). Det er f.eks. påvist at fisk i Flødevigen vokser forttere enn fisk i Søndeledfjorden, men langsommere enn i skjærgården

utenfor (Dannevig 1966).

### Vandringer

For bl.a. å belyse torskens vandringer er det gjennom årene foretatt merkeforsøk på flere steder på den norske Skagerrakkysten (Dahl 1906, Løversen 1946, Moksness og Øyestad 1984, Danielssen 1981). I tillegg er det foretatt merkeforsøk i Oslofjorden (Ruud 1939) og på danskesiden av norskerenna (Danielssen 1969). Merkeforsøkene på den norske Skagerrakkysten er foretatt ved Arendal, Risør og Bamble, og viser alle at torsken er svært stedegen. Dette vises tydelig av Løversen 1946 (Tabell 3) hvor de fleste gjenfangstene er tatt innenfor 1 km fra merkeposisjonene, og meget få er tatt lenger unna enn 5 km enten de var merket i Arendals- eller Risørområdet.

Tabell 3. Merkeforsøk på Skagerrakkysten 1937-1939 (Løversen 1946)

Dato for merking.	21--25/1 37	18/5 37	19/5 37	10/12 37	16/3 39	16/5 39	10/6 39	Sum
Sted .....	Flødevigen	Torungen— Tvesteinen	Ausa— Halvorshl.	Sømskilen	Risør skjærgård	Søndeled- fjord	Ærøy— Halvorshl.	
Antall merket ....	80	50	50	88	100	100	5	
Gjenfanget i en avstand av:	antall %	antall %	antall %	antall %	antall %	antall %	antall %	antall %
0— 1 km .....	26 64	6 25	3 11	22 39	53 78	27 47	0 0	137 49
1— 2 " .....	3 7	0 0	12 46	23 40	10 15	16 27	1 25	65 23
2— 5 " .....	10 24	15 63	8 31	7 12	4 6	12 21	2 50	58 21
5—10 " .....	0 0	0 0	0 0	1 2	1 1	2 3	0 0	4 2
10—15 " .....	0 0	1 4	1 4	1 2		1 2	1 25	5 2
15—20 " .....	2 5		2 8					4 2
22 " .....		1 4						1
35 " .....		1 4						1
Fangstst. mangler				3 5				3 1
Sum	41 100	24 100	26 100	57 100	68 100	58 100	4 100	278 100

Dette understøttes av Danielssens (1981) undersøkelser i Risørområdet hvor 93% av gjenfangstene ble tatt innenfor 15 n.m. fra merkeposisjonen. Merkeforsøket på Bamblekysten (Danielssen unpubl.) har gitt færre gjenfangster enn hva man skulle forvente, og alle i løpet av det første halve året etter merkingen. Spredningen var i løpet av denne tiden også her svært liten (Fig. 22). Den samme stedegenhet viser merkeforsøkene i Oslofjorden.

Torsken på den andre siden av norskerenna vandrer ikke over norske-  
 renna mot norskekysten, men har isteden en viss vandring mot Nordsjøen  
 og tildels også mot Kattegat (Fig. 23).

Merkeforsøkene viser også at fisken foretar en vertikal vandring i  
 løpet av året. Når overflatevannet begynner å bli varmt utover  
 sommeren, trekker torsken ut på dypere vann, for så å komme opp på  
 grunnen igjen om høsten. Når overflatevannet blir kaldt utover

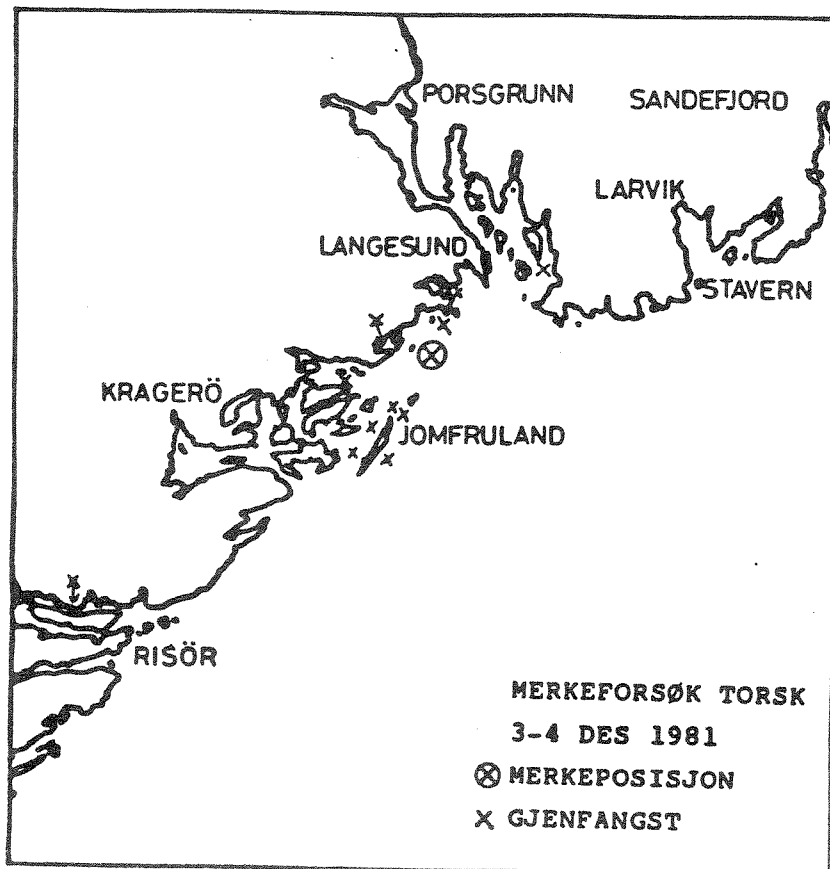


Fig. 22. Merkeforsøk ved Langesund 1981

vinteren går den igjen ned på større dyp (Dannevig 1966).

#### Gyting, egg- og ynglestadiet

Torsken på Skagerrakkysten gyter fra midten av februar til mai, oftest med hovedtyngden i mars-april (Dahl 1906, Dannevig 1966, Dahl et al. 1983). Gytingen foregår ved en temperatur på 4-6<sup>0</sup> C, og temperaturen synes i vesentlig grad å bestemme gytetiden.

Det finnes lite data om hvor torsken gyter, men eggundersøkelser tyder på at gytingen foregår i de fleste fjordene langs Sørlandskysten og i skjærgården (Dahl 1906). Sannsynligvis vil egg drive ut og inn av fjordene med strømmen, og det er uklart i hvilken grad egg gytt i en fjord vil slå seg ned som yngel i samme fjord.

I Langesundsområdet er det funnet egg og larver av torsk i Frierfjorden, Breviksfjorden, Mørjefjorden og i Langesundsbukta hvert år i perioden 1974-1978. Den relative mengden varierte mellom områdene og fra år til år. De største tetthetene påvist var omkring 125 egg/m<sup>2</sup>

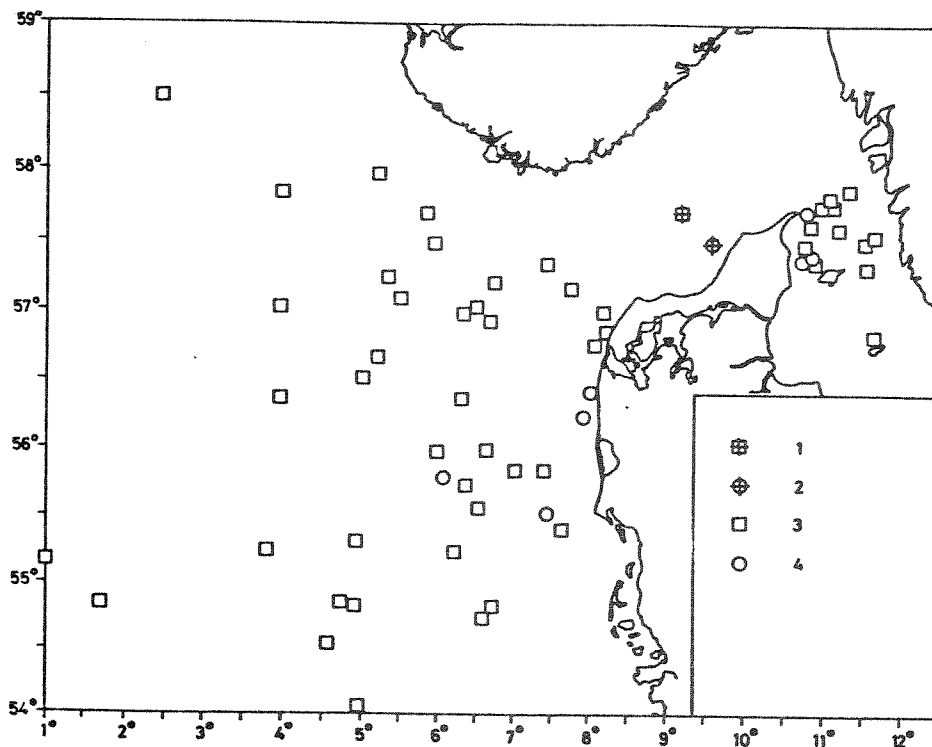


Fig. 23. Merkeforsøk syd for norskerenna i Skagerrak 1954-1965. 1 og 2 - utsetting, 3 og 4 - gjenfangster. Gjenfangster i Skagerrak er ikke tatt med på kartet (Danielssen 1969).

overflate (Dahl et al. 1983).

Eggene er pelagiske og finnes hovedsakelig i de øverste 50 m av vannsøylen. Dette varierer imidlertid med hydrografiske forhold, og i fjorder med mye ferskvann i overflaten vil eggene befinne seg under dette laget. Forsøk utført med torskeegg fra Skagerrakkysten viser at de vil være i likevekt med vannmassene ved en tetthet på ca 1.0238-1.0271 (Moksness, unpubl.).

Ved temperaturer omkring 6<sup>0</sup> C klekker eggene etter ca 14 dager (Iversen og Danielssen 1984). Larvene er pelagiske til de er 2-3 måneder gamle. De har da nådd en lengde på omkring 3 cm og de bunnslår seg.

Mye yngel bunnslår seg i strandsonen. Det er mer uklart i hvilken utstrekning det finnes yngel dypere. Dahl (1906) gjorde undersøkelser på dyp ned til omkring 20 m og fant yngel, men i mindre konsentrasjoner enn i strandsonen. Det tas ikke O-gruppe i rusefangstene i Sørlandsfjordene. Fra andre landsdeler er det imidlertid vist at O-gruppen kan bunnslå seg på dyp ned til minst 100m (Godø et al. in press), og i Barentshavet finnes O-gruppen på enda dypere vann (e.g. Ponomarenko 1984).



Yngelen begynner å bunnslå seg i april-mai, og holder seg i strandsonen frem til oktober-november. Da blir temperaturen for lav, og fisken trekker ut på dypere vann. En del av fisken synes å trekke opp igjen som 1-gruppe neste vår.

På 0-gruppe stadiet har yngelen meget stor toleranse for brakkvann.

### Vekst og modning

Torskeyngelen vokser raskt i løpet av sommeren, og i september-oktober er middellengden omkring 10-11 cm. Lengden varierer imidlertid fra år til år og fra område til område. Eksempler på vekstkurver er vist i fig. 24. Spredningen i lengde og vekst innen en årsklasse kan være meget stor.

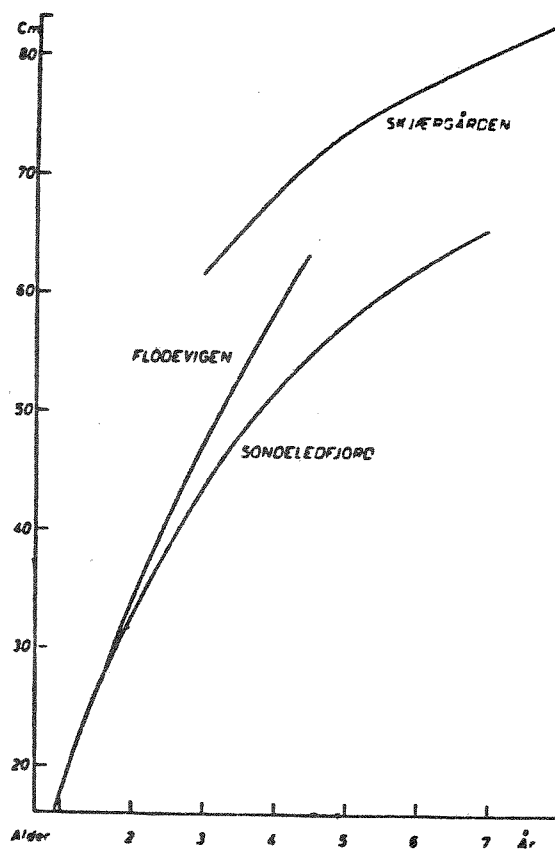


Fig. 24. Vekstkurver for torsk fanget i Flødevigen, i Søndeledfjorden ved Risør, og i skjærgården utenfor (fra Dannevig 1966).

Torsken blir kjønnsmoden ved en alder av 3 til 6 år. Det synes imidlertid å være klare geografiske variasjoner. Fisken er yngst og minst ved kjønnsmodning i indre fjorder og større ute i skjærgården (Dannevig 1954). Utenfor Flødevigen fant Sivertsen (1935, 1937) at svært få fisk modnet som treåringer, mens omkring 85-90% av fire- og femåringene var modne. Lengden av gytefisk var omkring 60-80 cm. Ifølge Dannevig (lc.) vil imidlertid ca halvparten av treåringene gyte.

### Ernæring

Torsken er en alteter som stort sett spiser hva den kan finne av dyr med passende størrelse. Hva man finner i torskemagene vil derfor variere med tid og sted. Fra Sørlandskysten foreligger bare data om torskens føde om høsten og tidlig på vinteren.

En undersøkelse av mageinnholdet hos O-gruppen innsamlet mellom Kragerø og Mandal i september 1932 viste at ca 48% hadde spist krepsdyr, 33% fisk og 19% hadde krepsdyr og fisk i magene (Dannevig 1954). Det er ikke oppgitt hvor stort innslaget av andre arter var.

I 1984 ble torsk fra 20 til 100 cm innsamlet fra Flødevigen, Hvasser og Jomfruland. I disse var strandkrabber viktigste bytte, fulgt av andre krepsdyr og fisk. Den fisken som kunne identifiseres var oftest kutling. Skjell og mark ble funnet i mindre enn 5% av fiskene (Tveite unpubl.).

I 1985 ble det samlet inn materiale fra Risørområdet. Hos O-gruppen hadde ca 21% spist krabbe og 13% hadde spist fisk. Reker, krill og andre bunndyr ble funnet i noen få fisk. Blant eldre fisk var fisk, i første rekke kutling, dominerende (47%) fulgt av krabbe (32%). Reker ble også tatt relativt hyppig (12%) (Danielssen og Gjøsæter unpubl.).

*I tilknytning til dette innlegget ble det påpekt av Bøckman at det er liten distanse det er snakk om mellom Eidangerfjorden og Frierfjorden, i forhold til distansene ved de omtalte merkeforsøkene.*

### 11 AKVARIEFORSØK MED OPPTAK OG UTSKILLING AV KVIKKSØLV - Bjarne Bøe, Fiskeridirektoratets sentral-laboratorium

Noen akvarieforsøk utført ved Fiskeridirektoratet (Julshamn et.al. 1982) kan gi en alternativ måte å teste to-populasjons hypotesen.

Problemet kan formuleres slik: Er det mulig å klassifisere torsk fra Frierfjorden i to eller flere populasjoner på grunnlag av Hg eller andre variable?

I det forsøket som er omtalt i Julshamn et.al., 1982, ble fisk med vekt 100-300 gram foret med diett som inneholdt metyl-kvikksølv. Utviklingen i konsentrasjonen av kvikksølv i filet og i lever ble fulgt under forsøket.

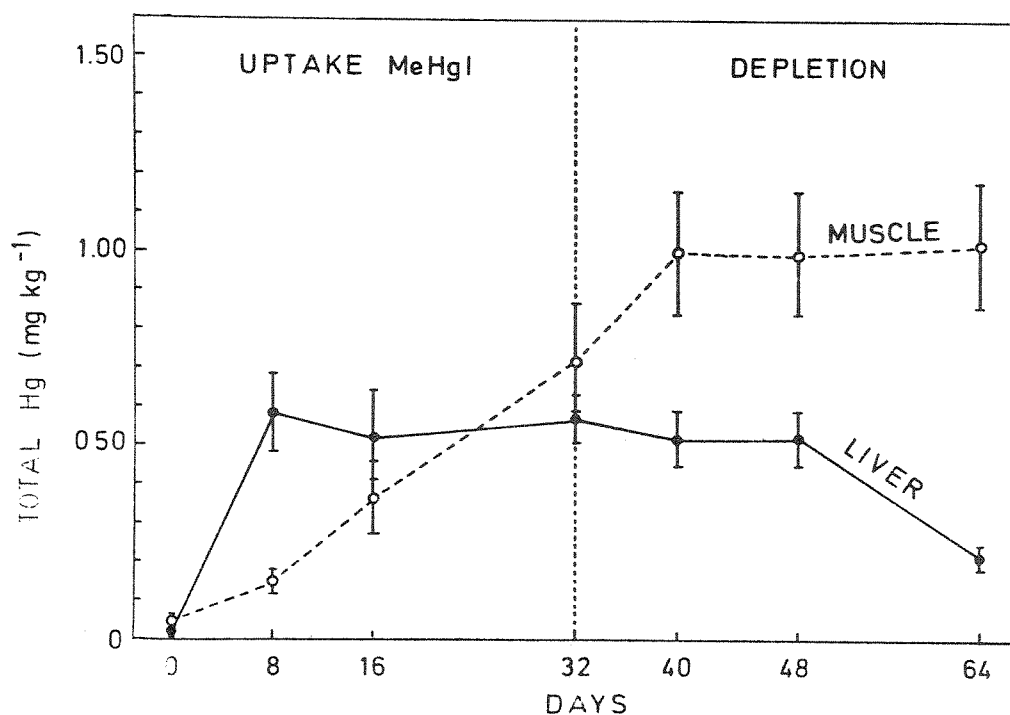


Fig. 25. Opptak av metyl-kvikksølv i muskel og lever i torsk matet med metylkvikksølvholdig for, og virkning av etterfølgende utskillingsperiode. (Julshamn et.al., 1982, figur 3).

Som figur 25 viser økte konsentrasjonen i lever raskest i begynnelsen, men den flatet også relativt raskt ut (etter ca. 10 dager). Konsentrasjonen i filet økte langsommere i starten, men økningen varte lenger (ca. 30 dager), og sluttkonsentrasjonen i filet var ca. 2-3 ganger høyere enn i lever.

Ser vi på forholdet mellom konsentrasjon av Hg i filet og i lever, så var forholdstallet  $<1$  i begynnelsen av opptaksperioden. Ved ca. 20 dager var det økt til 1, og stabiliserte seg tilslutt på 2-3. Fisken var da kommet opp i likevektskonsentrasjoner ut fra konsentrasjon i føden.

Forsøkene ble avsluttet med en periode hvor fisken ble gitt føde uten Hg. Da sank konsentrasjonen i lever raskt (halveringstid 16 dager), mens konsentrasjonen i filet bare sank langsomt.

Undersøkelser av torsk i Barentshavet har gitt et forholdstall for [Hg]-filet/[Hg]-lever på 2 til 3. Dette bekrefter at en slik verdi er typisk for fisk som er i likevekt med omgivelsene.

Hvis en derfor skulle finne at dette forholdet er  $<1$  for noe av fisken som fanges i Frierfjorden, så tyder det på at fisken nettopp er kommet inn i fjorden, og ennå ikke er i likevekt mht. kvikksølv-nivå.

Et forsøk på å undersøke dette i Frierfjorden var planlagt i 1985, men kunne ikke gjennomføres pga. problemer med fisket det året. Det er imidlertid meningen å gjennomføre det i 1986, og resultatene vil da kanskje si noe om to-populasjons teorien.

## 12 ANALYSEMETODER VED MILJØGIFT-MÅLINGER I FISK. MÅLERESULTATER FOR UTSKILLINGSHASTIGHET. - Gunnar Norheim, Veterinærinstituttet

Analysemetodikken er et viktig grunnlag for at beregninger på data skal gi fornuftig resultat.

For Hg i torsk fra Frierfjorden er det brukt tre metoder:

Fra 1968 til 1974: Nøytron-aktivering  
Fra 1975 til 1981: Kalddamp-teknikk  
Siden 1982 : Hydrid-generator

Kalddamp-teknikken er den dårligste av disse tre metodene, mens hydrid-generator-teknikken gir best presisjon. Resultatene skulle imidlertid være tilfredstillende fra alle metodene.

Reanalyse av gamle prøver viser spredte eksempler på store avvik fra tidligere resultat når den nyeste teknikken brukes, men stort sett er det bra overensstemmelse.

Kvikksølv må tross alt betraktes som forholdsvis enkelt å analysere.

Klorerte hydrokarboner er mer problematiske.

Konsentrasjon i lever av octaklorstyren (OCS), hexaklorbenzen (HCB) og decaklorbiphenyl (DCB) er målt siden 1975 ved ekstraksjon med eter. Det er brukt samme metode hele tiden, og vi har derfor en ganske god serie. Det er imidlertid vanskeligere å få god overensstemmelse mellom laboratorier ved disse analysene enn ved bestemmelse av kvikksølv.

Konsentrasjon i muskel er målt ved:

1975 - 1977: Ekstraksjon med hexan-isopropanol  
Siden 1978: Behandling med svovelsyre og ekstraksjon med heptan.

Når det gjelder forholdene i Frierfjorden, så har utslippene pågått lenge, og det må derfor være mye miljøgifter i reservoarer i sedimentene.

Det er funnet over 2 ppm Hg i enkelte måkeegg fra Jomfruland fra 1969, og dette er bemerkelsesverdig høyt.

### Tidstrender:

I Mjøsa ble det gjort undersøkelser i 1969, disse ble tatt opp igjen fra 1979. Resultatene viser at det ikke er skjedd store endringer på 10-15 år etter at utslippene ble stanset. Det ble ikke funnet noen klar nord/sør-gradient, selv om det tidligere utslippet var i nord.

Når det gjelder opptak av kvikksølv i fisk er alder den viktigste faktoren, og ernæring gir det største inntaket. Fordi eldre fisk vil ernære seg på høyere trofisk nivå enn ung fisk, så kan en i visse situasjoner få koeffisienter  $\omega > 1$  i ligningen

$$[\text{Hg}] = b V^{\omega}$$

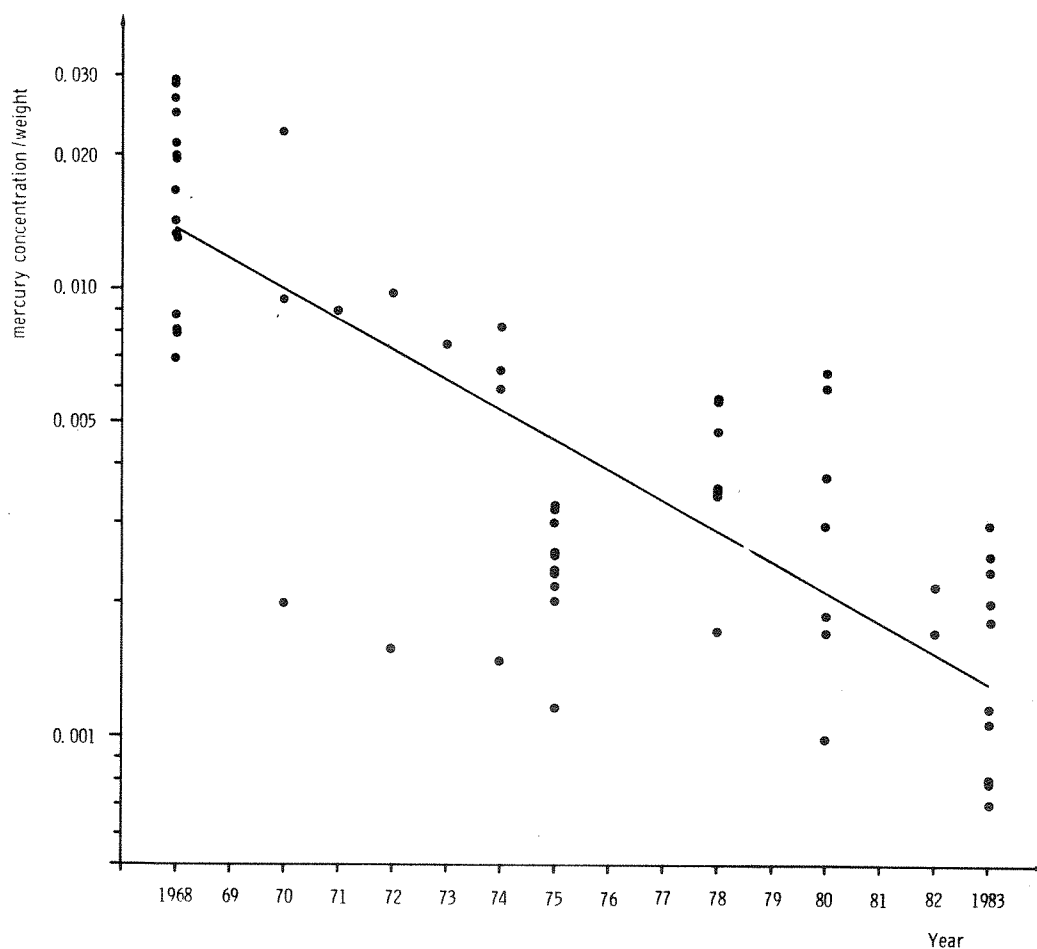


Fig. 26. Forholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og vekt som funksjon av tiden hos ørret fra Kammerfosselva

Analyser av kvikksølv i fisk fra Kammerfosselva viser halveringstider på 5-6 år, se figur 26 og 27. Dette tyder på at det tar lang tid fra utslipp stopper til miljøet renses.

Akvarieforsøk med regnbueørret ved temperatur  $7^{\circ}\text{C}$  ga følgende halveringstider i lever etter injeksjon av hexaklorbenzen og octaklorstyren:

- For HCB: 80 dager
- For OCS: 140 dager

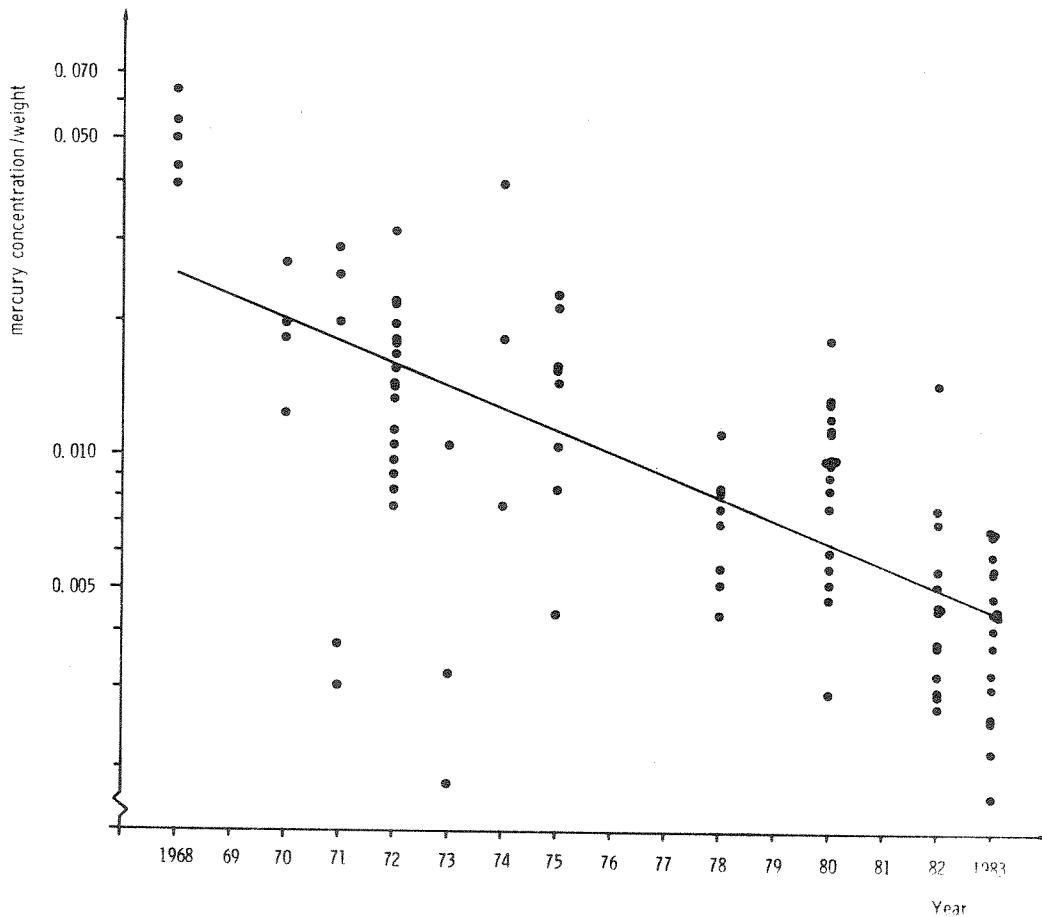


Fig. 27. Forholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og vekt som funksjon av tiden hos abbor fra Kammerfosselva

Forsøk med injisering av ekstrakter fra torsk fra Frierfjorden har delvis gitt noe større verdier:

Når stoffet injiseres alene:	Med andre forbindelser tilstede:
For HCB: 60-70 dager	120-140 dager
For OCS: 90-120 dager	150-220 dager

Figur 28 viser forholdet mellom konsentrasjonen av HCB og OCS i lever og muskel i dette forsøket.

Forholdet er høyt i begynnelsen, avtar til <1 etter 5-8 uker, og synker deretter videre.

Forsøkene er nærmere omtalt i Norheim et.al. 1985.

Det finnes noe data før 1975, analysert på SI, men det er delvis brukt andre prøver, slik at resultatene ikke alltid kan sammenlignes.

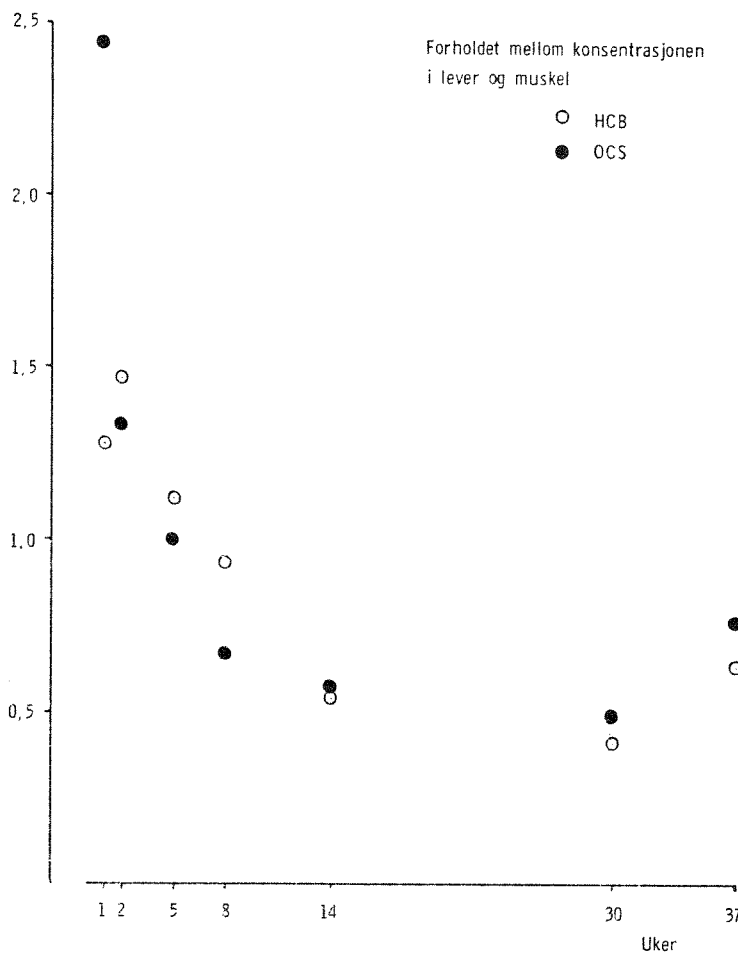


Fig. 28. Forholdet mellom konsentrasjon av hexaklorbenzen og octaklorstyren i lever og muskel fra regnbueørret som funksjon av tiden, etter intraperitoneal injeksjon av stoffene i jordnøttolje.

Fett-prosent i lever kan innvirke på Kadmium-innhold (Lars Kirkerud),  
det samme kan tenkes for Hg.



## 13 DISKUSJON OM TOLKNINGEN AV EKSISTERENDE DATA FRA FRIERFJORDEN

Kalvenes: Det ser ut til at det fortsatt er like uavklart hvilken forklaring som bør velges for de observasjoner som er gjort.

Innlegget fra Bøe var imidlertid interessant, og tyder på at det kan finnes en enkel måte å avklare spørsmålet om flere populasjoner.

Haver: Spørsmålene som knytter seg til observerte Hg-variasjoner har stor praktisk interesse for industrien. Det er en viktig målsetting for oss å finne ut om variasjonene har noen relasjon til mudringen eller ikke.

Bøckman: Midt på 70-tallet visste man ikke mye om effekter av mudring. Nå vet vi mer, og det er ikke påvist noen slike effekter ved de undersøkelser som er foretatt etter 1979.

Underdal: Det er likevel et faktum at det har vært utslag i Hg-konsentrasjon i fisk parallellt med mudring-aktiviteten. Både ved mudringen i 1975 og ved en mindre mudring i 1977-78 så vi en økning i Hg-konsentrasjon i fisk ca. 1/2 år etterpå.

Omdanning av sedimentert metallisk Hg til metyl-kvikksølv er en kompleks, flertrinns prosess. Plutselige oksygentilførsler kan endre red.oks.-potensialet, og gi omdanning til monometyl-kvikksølv og videre til dimetyl-kvikksølv som løses ut i vannmassene. Dette kan føre utløsning av store mengder fra sedimentene på kort tid. Også målingene i vannmassene viser at det var noe som skjedd på denne tiden.

Haver: De massene som ble mudret var ikke forurenset, og en masseberegning viser at den totale mengden kvikksølv var alt for liten til å kunne gi særlig påvirkning. Dette er også bekreftet av sediment-analysene i Frierfjorden. Beregningen av Hg-mengden i vannmassene i desember 1975 gir ca. 3-5 tonn Hg, og det er urimelig mye. Det tilsvarer den samlede kvikksølv mengde som er sedimentert i Frierfjordbassenget.

Bøckman: Ved mudringen i 1975 grov vi opp sedimenter ved Rafnes, transporterte dem ut og dumpet dem på store dyp ute i fjorden, hvor det er anoksisk dypvann. De mudrede massene sank raskt. Under mudringen var det lave konsentrasjoner i vannmassene.

Målinger og laboratorieundersøkelser som ble gjort ved senere mudringer bekrefter at det ikke blir frigitt Hg ved mudringen.

Det meste av de massene som ble mudret var dessuten gammel bunnleire, opp til 1000 år gammel, og hadde som nevnt et lavt innhold av Hg.

Stige: Hvor i Frierfjorden finnes forhøyede Hg-konsentrasjoner i sedimentet?

Haver: Særlig ved vestre kai, PF, dvs. i bakevjen i elveutløpet, hvor sedimentene inneholder opptil 100 mg kvikksølv pr. kg tørt sediment.

Imidlertid er det ved selv ikke ved mudring og dumping av disse massene påvist at kvikksølv løses og forurenses vannet i Frierfjorden.

Sollie: Det er kanskje verdt å se nærmere på data fra 1974, for å finne ut hva som eventuelt er spesielt med dem.

Bøckman: Det er noe som ikke stemmer med kurven over kvikksølv-konsentrasjon i fisk for de ulike årene. I tiden 1973-74 skal etter kurven fisken ha vært like lite forurenset som den har vært etter 1979-80. Dette til tross for at utslippene fram til 1975 var 600 kg/år, og kun 10 kg/år etter 1975.

Dersom fiskeanalysen fra 1973-74 aksepteres som typiske for den tiden, følger at et fast utslipp på 600 kg/år ikke påvirker forurensningsinnholdet i fisk. Dette virker urimelig!

Danielssen påpekte at det hadde vært forholdsvis små årsklasser i 1973 og 1974. Dette kunne innebære at det var en overvekt av eldre fisk i 1975, og det kunne kanskje være en forklaring på de høye konsentrasjonene det året.

Norheim: Haver opplyste at total mengde Hg i sedimentene i Frierfjorden er beregnet til å være 3-5 tonn. Dette virker urimelig lite.

Haver: Det meste av kvikksølvet ligger ikke i Frierfjorden, men i Gunneklevfjorden, som var primær resipient for utslippet fra klorfabrikken. Her er det 20-25 tonn.

Stige: Det er da nærliggende å tenke seg at de høye konsentrasjonene i vannmasser og i fisk kan ha noe med Gunneklevfjorden å gjøre. Skjedde det noe her på denne tiden, av bygningsarbeider el.1.?

Norsk Hydro's repr. svarte at det ikke var tilfelle.

Haver: Naturlig konsentrasjon av kvikksølv i fisk er 0.1-0.2 ppm. I 1973 og 1974 var konsentrasjonen i Frierfjorden bare dobbelt så høy som i dag, til tross for at utslippet var flere ganger større.

Danielssen: Finnes det data for sedimenteringshastigheten for dumpet muddermasse? Det er vel tenkelig at det under sedimentering kan frigjøres Hg som går inn i økosystemet.

Bøckman: Partikkelanalyser viste at dumpet materiale sedimenterte raskt.

Danielssen: For å vite dette sikkert må en ha hydrografiske data. Det kan tenkes at den horisontale spredningen er stor, slik at materialet blir borte pga. det, og ikke pga. sedimentasjon.

Haver: Men det er lite Hg i det sedimentet som ble dumpet. Det er opphvirvling av sedimenter fra bunnen på dumpestedet som eventuelt kan gi problemer.

Gulbrandsen: Det er mange forhold som innvirker på utløsning av miljøgifter fra sediment ved mudringer. Leirpartikler i suspensjon har stor absorpsjonskapasitet for anioner og kationer. Det samme gjelder humus. Frigjøring og binding motvirker hverandre, netto-resultatet kan godt bli sterkere binding til sedimentet. Det er kanskje verdt å undersøke dette nærmere, siden erfaringen tyder på liten frigjøring fra sedimenter ved mudring.

Norheim presiserte på spørsmål fra Kjellsen at det ikke er systematiske forskjeller i ulike analyse-metoder.

Danielssen (på spørsmål fra Sollie): Det er store variasjoner i vekt innenfor en årsklasse. Innenfor en klasse kan lengden variere fra 30 til 50 cm, dvs. at vekten kan variere fra 250 til 1500 gram.

Sollie: Kan det tenkes at blandingen av aldersklasser er ulik i 1974 i forhold til andre år? Alder er vel da en bedre parameter for å korrigere konsentrasjonen.

Danielssen: Tidspunkt for prøvetaking kan også være av betydning.

Gjøseter: Det er naturlig å tenke seg at det det er flere populasjoner av fisk, adskilte grupper som har en viss utveksling. Dette kan tenkes å være relativt stabilt vanligvis. Under vanskelige hydrografiske forhold kan det tenkes at fisken trekker seg ut av et område. Når området senere får fornyet bestand med annen fisk utenfra, vil en få både reduksjon i nivå og i varians.

Det kreves merkeforsøk for å klarlegge dette ordentlig, det er vanskelig bare ut fra kjemiske analyser.

Grupper av fisk med ulikt valg av ernæring kan også forklare en oppdeling i ulike klasser mht. kvikksølv.

Norheim (på spørsmål fra Bjerkeng): Det er mulig å ta analyser på eldre, oppbevarte prøver (siden 1975), for å undersøke om Bøe og Julshamns kriterier kan brukes for å skille subpopulasjoner i materialet. Fettprosent er viktig, og bør også analyseres.

#### 14 OPPSUMMERING FRA EN STATISTIKERS SYNSPUNKT, SAMT NOEN SYNSPUNKTER PÅ FREMTIDIGE UNDERSØKELSER - Kim Esbensen, Norsk Regnesentral

De innlegg som er lagt frem, og den etterfølgende diskusjon, viser at det ikke synes forsvarlig å trekke entydige konklusjoner ut fra det foreliggende materialet.

Den hypotesen som er lagt frem om sub-populasjoner kan ikke testes med det samme datamaterialet som hypotesen selv er basert på.

Det er mange faktorer som kan innvirke på resultatet og forklare variasjonene fra år til år:

- Forskjell lengde/vekt/alder
- To eller flere populasjoner
- Årskull-variasjoner
- .....

Vi mangler tilstrekkelig geografisk bestemmelse av prøvene, og vi mangler kjennskap til fangstmetode.

Datamaterialet oppfyller ikke kravet til konsistens i forhold til problemstillingen.

Mulige alternativer mht. tidsforløpet 1972-1975:

1. Reell reduksjon i 73-74 etterfulgt av økning i 1975.
2. I "virkeligheten" en konstant synkende konsentrasjon, hvor tilsynelatende svingninger er en effekt av at det er flere populasjoner.
3. Tilfeldig sammentreff av omstendigheter:
  - a) Sampling
  - b) Statistisk tilfeldighet
  - c) Frigjøring fra bunnsediment, enten uavhengig av mudring, eller forsinket fra mudring.

Vi stiller altså flere spørsmål ut fra bare en fordeling, nemlig fordelingen av Hg-verdier.

Data er innsamlet for å bestemme forurensningsnivået i matfisk, altså for et helt annet formål. For dette formålet er de innsamlede data gode nok, men de kan altså ikke diskriminere mellom de mange potensielle hypoteser vi har stilt opp her.

Det arbeidet som Norsk Hydro har gjort er imponerende, og det er lansert en fullt plausibel forklaring på observasjonene, nemlig forekomst av flere populasjoner av fisk i materialet. Biologisk informasjon avviser ikke denne forklaringen. Sollie har imidlertid for

endel av dataene vist at det også er mulig å beskrive dem ved å anta bare en populasjon. Dette kan også gjelde generelt; de forskjellige data kan hverken bekrefte eller avkrefte dette.

Det ser ut til at det er noe rart med data fra 72-74 i forhold til 1975, som ikke svarer til utviklingen i belastningen.

Fordi vi savner opplysninger om f.eks. geografi og alder kan vi ikke finne ut hva dette skyldes.

I fremtidige undersøkelser bør datamaterialet forbedres:

- En må ikke bruke bare en variabel, men karakterisere ved flere variable.
- koble målinger på fisk, i vann og sediment.
- gi bedre karakteristik av hver enkelt fisk.

Evnen til å skille mønstre vokser med antall variable. Utsagnskraften kan grovt sies å øke som

$$N \text{ prop. med } p^*(p+1)/2,$$

hvor  $p$  er antall variable som måles, og  $N$  er antall spørsmål som kan besvares.

Det er ønskelig å få flere variable av ulik type hvis mulig:

Flere variable av typen Hg

Flere variable av typen OCS

Evt. flere variable som er lette å analysere kjemisk, eventuelt også variable med liten biologisk betydning.

Det kreves at ulike fagfolk samarbeider om å bygge opp et fornuftig analyseprogram. Design av overvåknings-sampling trenger også grundig diskusjon.

## 15 DISKUSJON OM PRØVETAKINGSSTANDARD. AVSLUTTENDE KOMMENTARER

Norheim: Det er ikke uten videre lett å finne slike nye kjemisk/biologiske parametre som Esbensen etterlyste i sitt innlegg. Det er imidlertid lett å sette opp standard-krav som slike undersøkelser bør oppfylle når det gjelder å karakterisere hver fisk:

Tid	Vekt
Sted	Alder
Art	Levervekt
Lengde	Fett-% i lever

Bøckman: Jeg har lite lyst til å definere analyse-parametre for sterkt på forhånd. Når det gjelder hydroklorerte karboner må en alltid ha med fett-%, også i muskel.

Norheim: Det er viktig ikke å kamuflere fett-% ved å korrigere resultatene. Det må i såfall være med som egen variabel. Fett-% i muskel kan være så usikkert bestemt at en introduserer større tilfeldig feil ved korreksjonen enn den systematiske feilen en skal korrigere for.

Svelle: Esbensen ga en god oppsummering av diskusjonen. For fremtiden bør det antagelig lages en prøvemal. Norheim nevnte det som inngår i den internasjonale standarden. En annen viktig faktor er prøvestørrelsen. I åpne farvann gjelder en regel om 25 individer i hver fangst. I lukkede farvann, hvor det er større individuelle variasjoner, bør det kanskje være mer.

Danielssen: Det bør være 100 fisk i hver prøve.

Bøckman: Det vil ta lang tid å fange så mye fisk. 50 fisk i samme fjordområdet bør være tilstrekkelig.

Svelle på spørsmål om data for andre fiskeslag: Torsk er mest interessant som næringsmiddel, derfor er brisling ikke med.

Underdal: De antydninger vi kom med i våre rapporter har påført Norsk Hydro bry og kostnader. Jeg vil understreke at vi står sammen med Norsk Hydro om konklusjonene i den felles publikasjonen (Gramme et. al. 1984): Det kan være flere populasjoner i materialet. Jeg synes

imidlertid ikke det er riktig å kategorisk avvise at mudringen kan ha bidratt til forhøyde konsentrasjoner. Det er mange mulige faktorer, og mudringen og den endring i bunnforholdene den har medført, kan være ett element.

Det bør tas større prøvesett for fremtiden.

Bøckman: Norsk Hydro's hensikt med sitt arbeid var å se om det var andre mulige forklaringer enn mudringen på konsentrasjonsøkningen i 1975. Det lå også endel nysgjerrighet bak.

Selv om problemet kan synes bagatellmessig har det tydeligvis vært vitenskapelig interessant. Vi har lært mye av arbeidet og hatt et godt samarbeid med forskningsmiljøene. Den uenigheten som har oppstått har vært en fruktbar uenighet.



## LITTERATUR

- Dahl, K. 1906. Undersøgelser over Nyttien av Torskutklækning i Østlandske Fjorde. Årsberetn. Norg. Fisk. 1906 (1): 3-97.
- Dahl, E., Torstensen, E. og Tveite, S. 1983. Fiskeribiologiske undersøkelser i Langesundsområdet, 1974-1978. Flødevigen rapportser. 1, 1983: 1-78.
- Danielssen, D.S. 1969. On the migrations of the cod in the Skagerrak shown by tagging experiments in the period 1954-1965. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders., 15: 331-338.
- Danielssen, D.S. 1981. Resultater fra merking av torsk. Norske Havforskeres Forening, Årsrapport 1981, s 14.
- Dannevig, A. 1933. On the Age and Growth of the Cod (*Gadus callarias* L.) from the Norwegian Skagerrak Coast. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders., 4(1): 1-145.
- Dannevig, A. 1954. The Littoral Cod of the Norwegian Skagerrak Coast. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 136: 7-14.
- Dannevig, G. 1966. Kysttorsk. Jakt Fiske Friluftsliv, 95: 438-442.
- Godø, O.R., Sunnanå, K., Gjørøster, J. and Dragesund, O. (in press). The choice of habitat and competition between bottom settling fry of cod, haddock, saithe and pollack on the Møre coast.
- Gramme P.E, 1978: Kvikksølv i torsk fra Grenlandsfjordene 1968-1978. Statistisk analyse av veterinærmyndighetenes datamateriale. Rapport nr. 40/78, Norsk Hydro, Forsknings-sentret.
- Gramme P.E, 1980: Torsk som indikatororganisme for kvikksølv-belastningen i Frierfjorden. Rapport RP 14/80, Norsk Hydro, Forsknings-sentret.
- Gramme P.E, G. Norheim, B.Bøe, B. Underdal, and O.C Bøckman, 1984: Detection of Cod (*Gadus morhua*) Subpopulations by Chemical and Statistical Analysis of Pollutants. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13 433-440.
- Iversen, S.A. and Danielssen, D.S. 1984. Development and mortality of cod (*Gadus morhua* L.) eggs and larvae in different temperatures. In: E. Dahl, D.S. Danielssen, E. Moksness and P. Solemdal (Editors), The Propagation of Cod *Gadus morhua* L. Flødevigen rapportser., 1, 1984: 49-65.

- Julshamn K., O.Ringdal and O.R.Brækkan,1982: Mercury Concentration in Liver and Muscle of Cod (Gadus Morhua) as an evidence of Migration Between Waters with Different Levels of Mercury. Bull. Envir. Contam. Toxicol. 29, s. 544-549.
- Løversen, R. 1946. Torskens vekst og vandringer på Sørlandet. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders. 8(6): 1-27.
- Moksness, E. and Øyestad, V. 1984. Tagging and release experiments on O-group coastal cod (Gadus morhua L.) reared in and outdoor basin. In: E. Dahl, D.S. Danielssen, E. Moksness and P. Solemdal (Editors), The Propagation of Cod Gadus morhua L. Flødevigen rapportser., 1, 1984: 787-794.
- Molvær J. og B. Rygg, 1982: Mudring/dumping og miljøgifter i Grenlandsfjordene. NOTAT, prosjekt 8000312, 26.3.1982.
- Mork, J., Ryman, N., Stål, G., Utter, F. and Sundnes, G. 1985. Genetic variations in Atlantic cod (Gadus morhua) throughout its range. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 82: 1580-1587.
- Norheim, G. and S. O. Roald, 1985: Distribution and Elimination of Hexachlorobenzene, Octachlorostyrene and Decachlorobiphenyl in Rainbow Trout, Salmo Gairdneri. Aquatic Toxology 6 (1985) 13-24.
- Norstrom R.J, A.E. McKinnon and S.W. DeFreitas,1976: A Bioenergetics-Based Model for Pollutant Accumulation by Fish. Simulation of PCB and Methylmercury Residue Levels in Ottawa River Yellow Perch (Perca Flavescens). J. Fish. Res. Board Can. 33:248-267.
- Ponomarenko, I.Ya. 1984. Survival of bottom-dwelling young cod in the Barents Sea and the factors determining it. In: O.R. Godø and S. Tilseth (Editors), Reproduction and recruitment of Arctic Cod. Proc. of the Soviet Norwegian Symp. Leningrad 1983. Inst. Mar. Res. Bergen: 210-226.
- Ruud, J.T. 1939. Torsken i Oslofjorden. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders., 6(2): 1-71 + tab.
- Rygg B., B. Bjerkeng, J. Molvær, 1985: Grenlandsfjorden og Skienselva 1984 (Overvåkningsrapport 202/85, SFT/NIVA), ISBN 82-577-0975-1.
- Sivertsen, E. 1935. Torskens Gytning. Med særlig henblikk på den årlige cyklus i generasjonsorganenes tilstand. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders., 4(10): 1-29 + Fig.

- Sivertsen, E. 1937. Torskens Gytning. Undersøkelser 1934-35.  
FiskDir. Skr. Ser. HavUnders., 5(3): 1-24.
- Torp T., 1984: Statistisk analyse av blandede populasjoner anvendt på  
miljøgifter i torsk fanget i Frierfjorden. Norsk Regnesentral,  
publikasjon nr. 750.
- Underdal B., G. Norheim, H. Hoff, T. Håstein, 1981: Kvikksølv og  
klorerte hydrokarboner i fisk fra Skiensvassdraget og fjordene i  
grenlandsområdet. Fellesrapport fra Veterinærinstituttet, Institutt  
for næringsmiddelhygiene, NVH, og Skiens off. kjøtt og  
næringsmiddel-kontroll.

DELTAGERE PÅ SEMINARET

Navn:	Institusjon:
R. T. Arnesen	Norsk institutt for vannforskning
Birger Bjerkeng	Norsk institutt for vannforskning
Oluf Chr. Bøckman	Norsk Hydro
Bjarne Bøe	Fiskeridirektoratets sentral.-lab.
Didrik S. Danielssen	Statens biologiske stasjon, Flødevigen
Kim H Esbensen	Norsk Regnesentral
Jakob Gjørøster	Statens biologiske stasjon, Flødevigen
Per E. Gramme	Norsk Hydro
T. R. Gulbrandsen	Fylkesmannen i Telemark, miljøvernadv.
Egil Haver	Norsk Hydro
Anders Heiberg	Sentralinstitutt for industriell forskning
Sigmund Kalvenes	Norsk Regnesentral
Arne Kjellsen	Vannlaboratoriet i Telemark (m-avd.)
Gunnar Norheim	Veterinærinstituttet
Brage Rygg	Norsk institutt for vannforskning
Bjørn H. Sollie	Norsk Regnesentral
Leif Stige	Statens Forurensningstilsyn, Skien
Morten Svelle	Statens Forurensningstilsyn
Torfinn Torp	FDB-sentralen, Ås-NLH
Bjarne Underdal	Norges Veterinærhøgskole