



Statlig program for  
forurensningsovervåking

## Rapport 731/98

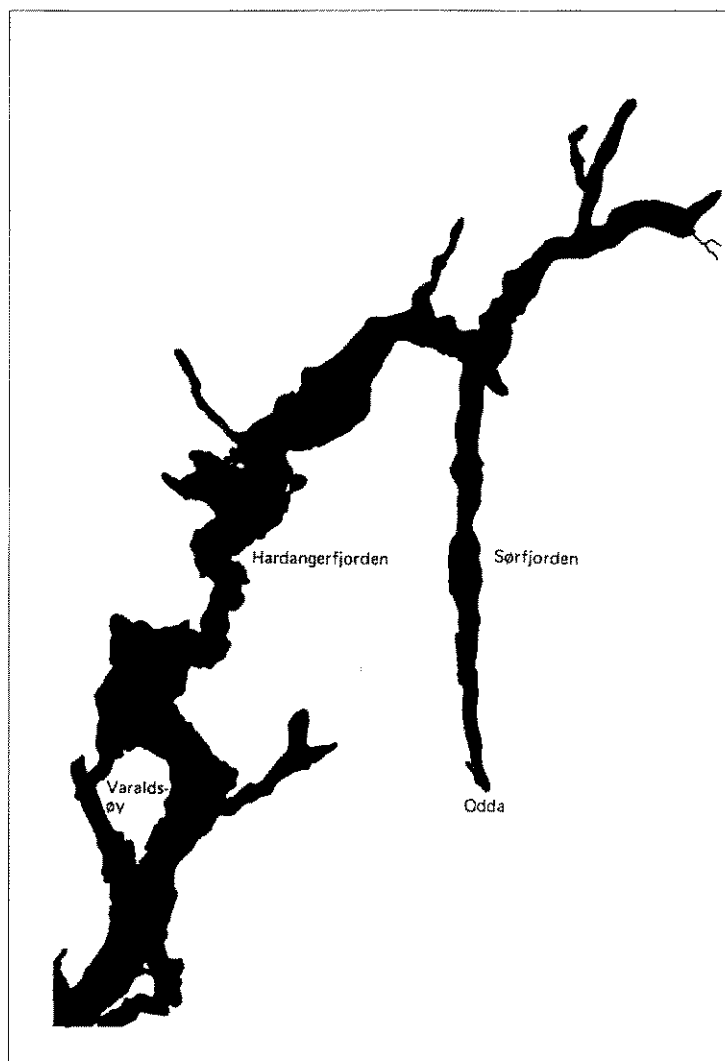
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjoner NIVA

Tiltaksorienterte  
miljøundersøkelser i  
Sørfjorden og  
Hardanger-  
fjorden 1996

Delrapport 4  
Biologiske effekter



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 32 56 40  
Telefax (47) 55 32 88 33

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Tiltaksorientert overvåking av Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 4. Biologiske effekter.  Overvåkingsrapport 731/98 TA-nr.1541/98	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	3836	
	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	800309	26
Forfatter(e) Ketil Hylland Norman Green	Fagområde	Distribusjon
	Marin økologi	
	Geografisk område	Trykket
	Hordaland	NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsreferanse Per Erik Iversen Turid Winther-Larsen
---	---

**Sammendrag**

Målet med undersøkelsen var å avklare om det er effekter av miljøgifter på fisk i Sørfjorden. Det ble samlet inn torsk og skrubbe fra to stasjoner innerst i Sørfjorden og på en referansestasjon i Hardangerfjorden. Både torsk og skrubbe ble analysert for biomarkører for belastning med organiske miljøgifter (PAH-metabolitter og cytokrom P4501A-aktivitet; begge arter) og metaller (metallotionein; torsk). Det var høyere nivåer av PAH-metabolitter i torsk samlet inn innerst i Sørfjorden enn i torsk fra Hardangerfjorden, men det var ingen forskjeller med hensyn på cytokrom P4501A-aktivitet. Det var videre ingen forskjeller mellom stasjonene med hensyn til konsentrasjonen av metallotionein i lever, men det var en sammenheng mellom Cd- og metallotionein-konsentrasjonen i leveren til individuelle fisk. Det var høyest nivåer av PAH-metabolitter i galle til skrubbe samlet inn i Tyssedal og det var en sammenheng mellom PAH-metabolitter og responsen i cytokrom P4501A i skrubbe fra Tyssedal og Strandebarm. Torsk og skrubbe som lever innerst i Sørfjorden eksponeres for noe forhøyde nivåer av PAH, noe som forårsaker forhøyde konsentrasjoner av PAH-metabolitter hos begge arter og forhøyd aktivitet av cytokrom P4501A hos skrubbe. Det var ingen åpenbare effekter av metall-belastning på torsk i Sørfjorden.

Fire norske emneord 1. torsk 2. tungmetaller 3. polysykliske aromatiske hydrokarboner 4. biomarkører	Fire engelske emneord 1. Atlantic cod 2. heavy metals 3. polycyclic aromatic hydrocarbons 4. biomarkers
--	---



Ketil Hylland  
Prosjektleder

ISBN 82-577-3416-0



Bjørn Braaten  
Forskningsjef

O-800309

**Tiltaksorientert overvåking av Sørfjorden og  
Hardangerfjorden 1996**

Delrapport 4. Biologiske effekter

## Forord

Denne rapporten er en del av rapporteringen av forurensningsovervåking i Sørfjorden og Hardangerfjorden. Leder for hovedprosjektet har vært Jens Skei og SFTs kontaktpersoner Per Erik Iversen og Turid Winther-Larsen. Lars Moe takkes for innsamling av fisk og Frank Kjellberg for assistanse med disseksjon og opparbeiding. Åse Kristine Rogne har utført analyser for PAH-metabolitter, Randi Gaarder og Terje Amtzen analysene for cytokrom P4501A aktivitet (EROD) og Harry Efraimsen analysene for metallotionein. De kjemiske analysene er utført ved NIVAs laboratorium.

Oslo, 18. mars 1998

*Ketil Hylland*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
1.1 Tidligere undersøkelser av biologiske effekter	7
1.2 Målsetning	8
1.3 Valg av metoder og arter	8
1.4 Stasjoner	9
<b>2. Material og metoder</b>	<b>10</b>
2.1 Innsamling og prøvetaking av fisk	10
2.2 Opparbeiding og biomarkør-analyser	10
2.2.1 Måling av cytokrom P4501A-aktivitet	10
2.2.2 Måling av metallotionein	10
2.2.3 Måling av protein	11
2.2.4 Måling av PAH-metabolitter i galle	11
2.3 Statistiske analyser	11
<b>3. Resultater</b>	<b>12</b>
3.1 Metallotionein og metaller	12
3.1.1 Cd, Cu, Zn	12
3.1.2 Metallotionein	12
3.1.3 Sammenheng mellom metall-konsentrasjoner og metallotionein i lever	12
3.2 Cytokrom P4501A, PAH-metabolitter og PCB	13
3.2.1 PAH-metabolitter og PCB	13
3.2.2 Cytokrom P4501A-aktivitet	15
3.2.3 Sammenheng mellom organiske miljøgifter og cytokrom P4501A	16
<b>4. Diskusjon</b>	<b>19</b>
4.1 Effekter av metaller	19
4.2 Effekter av organiske miljøgifter	19
<b>5. Konklusjoner</b>	<b>20</b>
<b>6. Referanser</b>	<b>21</b>
<b>Vedlegg A. Analyseresultater – skrubbe</b>	<b>23</b>
<b>Vedlegg B. Analyseresultater – torsk</b>	<b>25</b>

## Sammendrag

Målet med undersøkelsen var å avklare om det er effekter av miljøgifter på fisk i Sørfjorden. Det ble samlet inn torsk og skrubbe fra to stasjoner innerst i Sørfjorden og på en referansestasjon i Hardangerfjorden. Både torsk og skrubbe ble analysert for PAH-metabolitter i galle og cytokrom P4501A-aktivitet i lever. Cytokrom P4501A-aktivitet (EROD) er en biomarkør som påvirkes ved belastning med planare organiske miljøgifter. Det ble også analysert for metallotionein i torskelever. Metallotionein er en markør for belastning med metallene Cd, Cu og Zn.

Det var høyest nivåer av PAH-metabolitter i galle til skrubbe samlet inn i Tyssedal og det var en sammenheng mellom PAH-metabolitter og responsen i cytokrom P4501A i skrubbe fra Tyssedal og Strandebarm.

Det var høyere nivåer av PAH-metabolitter i torsk samlet inn innerst i Sørfjorden enn i torsk fra Hardangerfjorden, men det var ingen forskjeller med hensyn på cytokrom P4501A-aktivitet. Det var videre ingen forskjeller mellom stasjonene med hensyn til konsentrasjonen av metallotionein i lever, men det var en sammenheng mellom Cd- og metallotionein-konsentrasjonen i leveren til enkeltfisk.

Torsk og skrubbe som lever innerst i Sørfjorden eksponeres for noe forhøyde nivåer av PAH, noe som også gjenfinnes i forhøyde konsentrasjoner av PAH-metabolitter hos begge arter og forhøyd aktivitet av cytokrom P4501A hos skrubbe. Det var ingen åpenbare effekter av metall-belastning på torsk i Sørfjorden.

## Summary

Title: Environmental monitoring in Sør fjord and Hardanger fjord 1996. Part 4: biological effects.

Year: 1997

Author: Ketil Hylland, Norman Green

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3416-0

The objective of this survey was to clarify whether environmental contaminants in Sør fjord affect fish. Atlantic cod and flounder were collected at two sites near the head of Sør fjord and at one site in Hardanger fjord. Both cod and flounder were analysed for PAH-metabolites in bile and hepatic cytochrome P4501A activity. Hepatic metallothionein was analysed in cod.

Cod collected in the inner part of Sør fjord had higher levels of PAH-metabolites in bile than cod collected in Hardanger fjord, but there were no differences between sites in hepatic cytochrome P4501A activity. Hepatic levels of metallothionein in cod did not differ between sites, but there was a significant relationship between hepatic levels of Cd and metallothionein in individual fish.

Flounder collected in the inner Sør fjord (Tyssedal) had the highest concentrations of PAH-metabolites in bile. There was a positive correlation between PAH-metabolites and cytochrome P4501A activity for flounder collected at Tyssedal and Strande barm (Hardanger fjord), but not for flounder collected at Edna (inner Sør fjord).

Cod and flounder in the inner Sør fjord are exposed to higher levels of PAH than fish in the Hardanger fjord, as reflected in higher concentrations of PAH-metabolites in bile of both species and increased activity of hepatic cytochrome P4501A in flounder. Increased metal levels in Sør fjord did not appear to have negative effects on fish.

# 1. Innledning

Siden tidlig dette århundre har det vært forurensningstilførsler til Sørfjorden fra industri i Odda og Tyssedal. Det har vært forurensningstilførsler av en rekke miljøgifter, men det er særlig metallene sink (Zn), kadmium (Cd), bly (Pb) og kvikksølv (Hg) som har vært ansett som problemer. I tillegg har det vært tildels betydelige tilførsler av polysykliske aromatisk hydrokarboner (PAH). Det var store tilførsler av disse miljøgiftene til Sørfjorden til midt på 1970-tallet. Tilførslene har siden den tid blitt gradvis redusert. Det har også blitt foretatt andre tiltak for å redusere bidrag fra tidligere avfallsdeponi, slik som overdekking av forurensede sedimenter og bygging av spuntvegg for å redusere utlekking ved tidevannsutvasking og avrenning. Reduserte utslipp og tiltak har ført til reduksjoner i konsentrasjonene av miljøgifter, særlig metaller, i vann og organismer (Tabell 1). Som for andre befolkningssentra og industristeder er det noe forhøyde konsentrasjoner av klorerte organiske miljøgifter som PCB<sup>1</sup> i nærområdet til Odda og det er også påvist forhøyde tilførsler av miljøgiften og plantevernmiddelet DDT<sup>2</sup> lenger ut i Sørfjorden (Knutzen et al. 1996).

Tabell 1. Konsentrasjoner av Zn og Cd i vann og blåskjell fra innerst i Sørfjorden i ulike år. Konsentrasjoner av Zn og Cd er gitt i µg/L (vann) og µg/g tørt vev (blåskjell). Laveste og høyeste verdier er vist. Data fra Skei & Knutzen (1991), Skei (1993), Knutzen et al. (1996).

	område	år	Cd	Zn
overflatevann	Eitrheimsvågen	1990	1.4-17.8	107-558
		1993	0.3-2.7	14.2-104
blåskjell	Eitheim	1980	65	810
		1992	25	310
		1995	13	180

## 1.1 Tidligere undersøkelser av biologiske effekter

Det har vært utført flere undersøkelser av bløtbunnsfaunaen i Sørfjorden (se delrapport 2). Disse har vist at det har vært klare effekter innerst i fjorden i mange år, men at påvirkningen har blitt mindre etter reduksjoner i forurensningstilførslene (Knutzen et al. 1993, Rygg & Skei 1997). Det har også tidligere vært gjort undersøkelser av om miljøgift-belastningen har effekter på fisk. I 1988 og 1990 ble det gjort forsøk med utsetting av fisk i bur på ulike steder i fjorden (Beyer et al. 1996; Goksøyr et al. 1994). Denne fisken ble etterpå analysert for effekter på fysiologiske og biokjemiske parametre. Begge disse undersøkelsene viste at det var påvirkning fra PAH innerst i fjorden (Eitrheimsvågen), men at det tilsynelatende var liten akkumulering og effekter av metaller, selv fra sedimenter med svært høye konsentrasjoner av metaller.

<sup>1</sup> polyklorete bifenyler

<sup>2</sup> diklordifenyltrikloretan



## 1.2 Målsetning

Målet med undersøkelsen var å avklare om det var effekter av miljøgifter på fisk i Sørfjorden. Dette målet skulle oppnås ved å besvare følgende spørsmål:

1. Er det forskjeller i miljøgift-relaterte responser hos fisk samlet inn innerst i Sørfjorden sammenlignet med fisk samlet inn i Hardangerfjorden?
2. Er det sammenheng mellom akkumulering av miljøgifter i fisk og effekter på den samme fisken?
3. Er det sannsynlig at det er andre faktorer enn miljøgift-belastning som påvirker eventuelle effekter?

## 1.3 Valg av metoder og arter

Det kan benyttes ulike metoder for å undersøke biologiske effekter av miljøgifter. Hvis det er ønskelig å knytte eventuelle effekter til spesifikke miljøgifter vil en måtte benytte metoder som kan identifisere påvirkning på cellenivå. Slike metoder kalles ofte "biomarkører". Ved bruk av biomarkører er det mulig å identifisere eventuelle skader av miljøgifter på et tidlig stadium i noe som kan føre til skade for viltlevende organismer.

Svakheten til biomarkører er at det ikke er en åpenbar kobling til redusert overlevelse, vekst eller reproduksjon for den aktuelle organismen. Responser i biomarkører vil være direkte relatert til den intracellulære konsentrasjonen av den aktuelle miljøgiften, noe som igjen vil være avhengig av eksponering, fordeling og metabolisme.

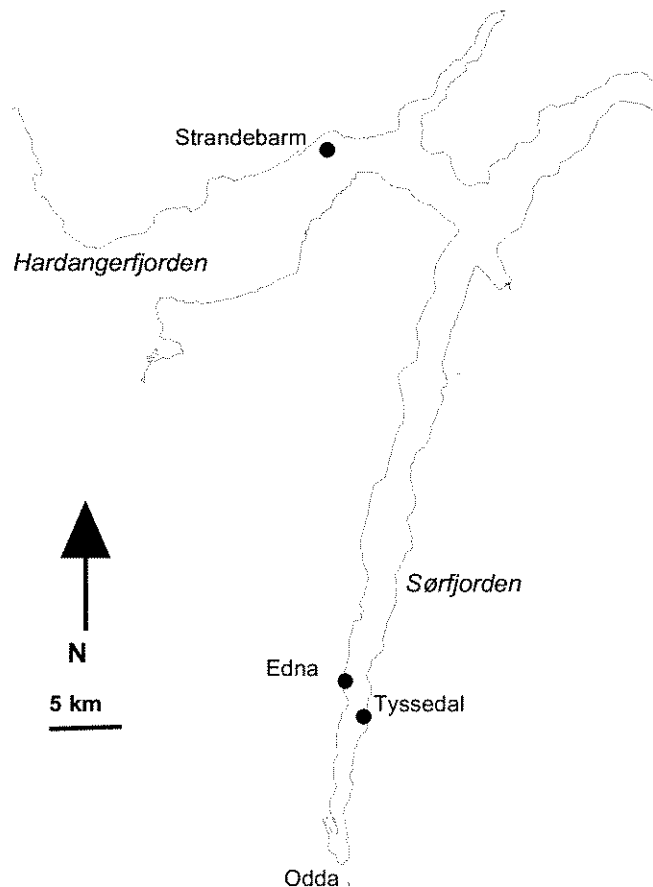
Eksempler på biomarkører er: Enzymet cytokrom P4501A, som påvirkes av og omsetter plane organiske miljøgifter (kreftfremkallende PAH'er, enkelte PCB'er, dioksiner), proteinet metallotionein, som påvirkes av og binder metaller (Cd, Cu, Zn), og enzymet aminolevulinsyre dehydratase som hemmes av Pb. I denne undersøkelsen ble det valgt å benytte metabolitter av PAH i galle, aktiviteten av cytokrom P4501A og metallotionein. Metabolitter i galle og cytokrom P4501A-aktivitet dannet grunnlag for vurdering av effekter fra PAH, mens konsentrasjonen av metallotionein i torsk leveren ble benyttet til å vurdere effekter av metaller (Cd og Zn).

Det ble valgt å benytte både en bunnlevende fisk, skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*). Mens miljøgift-belastningen for skrubbe må forventes å komme fra sediment, vann og føde, vil belastningen på torsk komme fra vann og føde. For stor torsk vil det trolig være liten PAH-eksponering via føde siden disse hovedsakelig lever av andre fisk (som i stor grad vil ha metabolisert PAH'er).

De valgte biomarkørene vil ha ulik responstid. Mens det er å forvente at PAH-metabolitter i galle vil øke innen 1-2 dager etter eksponering, vil cytokrom P4501A og metallotionein ta noe lenger tid. Avhengig av vanntemperatur og type miljøgift (PAH eller klororganisk) vil skrubbe måtte eksponeres i 2-8 dager før det er maksimal respons i cytokrom P4501A-aktivitet (Beyer et al. 1997). Tilsvarende vil det ta 1-3 uker før en vil finne maksimal respons i metallotionein i lever til fisk (Beyer et al. 1997; Hogstrand & Haux 1991). Ved overføring til rent vann vil en forvente at responsen i disse tre biomarkørene holder seg ved i fra en til fire uker (PAH-metabolitter vil holde seg kortest). For cytokrom P4501A og metallotionein vil halveringstiden imidlertid også være avhengig av hvilke miljøgifter som har forårsaket responsen.

## 1.4 Stasjoner

Skrubbe og torsk ble samlet inn fra to stasjoner i indre Sør fjord, Edna og Tyssedal, og en stasjon i Hardangerfjorden, Strandebarm (se Figur 1). Fisk ved Tyssedal vil være eksponert for tilførsler både fra Tyssedal og fra Odda, mens det er sannsynlig at fisk ved Edna får en lavere belastning på grunn av fjordens hydrografi. Det er imidlertid et åpent spørsmål i hvor stor grad fisk ved disse to stasjonene vil vandre og blandes. I denne undersøkelsen ble skrubbe og torsk samlet inn ved Strandebarm benyttet som referansegrupper for fisk fra Sør fjorden. Fisk fra Strandebarm må imidlertid i noen grad forventes å være eksponert for miljøgifter, særlig metaller, fra Sør fjorden.



Figur 1. Oversikt over stasjoner der torsk og skrubbe ble samlet inn august 1996.

## 2. Materiale og metoder

### 2.1 Innsamling og prøvetaking av fisk

All fisk ble samlet inn i august 1996 og holdt levende i mærd eller kasse inntil prøvetaking. Fisken ble ikke foret i denne perioden. Skrubbe fra Edna ble holdt 12 timer i mærd, torsk fra Edna ble holdt 7 dager i kasse (ved innfangingsstedet), skrubbe fra Tyssedal ble holdt 10 dager i kasse, torsk fra Tyssedal ble holdt 14 dager i mærd (ved innfangingsstedet), torsk og skrubbe fra Strandebarm ble holdt i nærheten av Tyssedal i 3 dager før de ble prøvetatt (torsk omtrent 1 km sør for Tyssedal, skrubbe noen hundre meter fra brygga på Tyssedal). Det ble samlet inn 15 fisk av både skrubbe og torsk ved Tyssedal og Edna. Det ble samlet inn 15 skrubbe og 20 torsk ved Strandebarm. Både hunner og hanner var representert i materialet for begge artene og alle tre stasjonene.

Ved prøvetaking ble all fisk veid og kjønnsbestemt, leveren veid, lengden målt og otolittene tatt for aldersbestemmelse. Det ble videre registret eventuelle parasitter og sykdom (indre og ytre). Det ble tatt prøver av lever og galle til biomarkør-analyser. I tillegg ble det tatt prøver av lever og filet til miljøgift-analyser (se delrapport 3). Lever-prøve til biomarkør-analyse ble frosset i flytende nitrogen umiddelbart og galle-prøven holdt mørkt og frosset ved -20°C. Leverprøvene ble transportert på flytende nitrogen og deretter lagret ved -80°C før homogenisering. All fisk av en art fra en stasjon ble prøvetatt innen en periode på 4 timer.

Der ikke annet er angitt ble alle biokjemiske og kjemiske analyser foretatt på den samme fisken. For skrubbe ble det imidlertid gjort kjemiske analyser på blandprøver av 5 fisk.

### 2.2 Opparbeiding og biomarkør-analyser

Prøver av lever ble delvis tint og homogenisert i iskald homogeniseringsbuffer (0.1 M K-fosfat, pH 7.8, med 0.15 M KCl, 1 mM DTT) ved bruk av en teflon-glass Potter Elvehjem homogenisator. Homogenatet ble sentrifugert i to steg fram til cytosol og mikrosomer (10 000 x g i 30 min, deretter 50 000 x g i 2 timer, begge sentrifugeringer ved 4°C). Cytosol-fraksjonen vil inneholde de løste komponentene i cellen og ble benyttet til måling av metallotionein (torsk). Mikrosom-fraksjonen vil inneholde membraner (endoplasmatiske retikulum) og ble benyttet som utgangspunkt for måling av cytokrom P4501A aktivitet (torsk og skrubbe). Begge fraksjonene ble lagret ved -80°C inntil analyse.

#### 2.2.1 Måling av cytokrom P4501A-aktivitet

Cytokrom P4501A er et membran-bundet enzym som induseres (mengde og/eller aktivitet øker) ved tilstedeværelsen av forhøyde intracellulære konsentrasjoner av plane organiske miljøgifter som PAH, noen PCB og dioksiner. Aktiviteten av enzymet ble målt ved bruk av 7-etoksyresorufin som substrat (EROD<sup>3</sup>). Cytokrom P4501A vil katalysere omdanningen av 7-etoksyresorufin til resorufin som så bestemmes fluorimetrisk. Her ble mengden resorufin bestemt i reaksjonsblandingen etter 2 minutter ved separasjon på HPLC og fluorimetrisk deteksjon. Den absolutte mengden resorufin ble bestemt i forhold til en standardkurve av resorufin.

#### 2.2.2 Måling av metallotionein

Metallotionein (MT) er et protein som induseres ved forhøyde intracellulære konsentrasjoner av metallene Cd, Cu og/eller Zn. Konsentrasjonen av metallotionein (MT) ble bestemt ved bruk av en

---

<sup>3</sup> etoksyresorufin *O*-deetylase, mål for aktiviteten til cytokrom P4501A

---

immunkjemisk metode (ELISA<sup>4</sup>) som beskrevet tidligere (Hylland 1998). Det ble benyttet antiserum mot torsk-MT som primær-antistoff og anti-kanin IgG antiserum konjugert med HRP som sekundært antistoff. Renset MT fra torsk ble benyttet som standard.

### 2.2.3 Måling av protein

Den totale protein-konsentrasjonen i mikrosomer blir brukt til å standardisere biomarkør-responsene. Protein-konsentrasjonen i mikrosom-fraksjonene ble målt etter metoden beskrevet av (Bradford 1976).

### 2.2.4 Måling av PAH-metabolitter i galle

Hos de fleste fiskearter vil PAH-er metaboliseres raskt og det er derfor mer relevant å måle metabolitter enn aktuelle konsentrasjoner. Mange av PAH-ene (og alle de kreftfremkallende) metaboliseres av cytokrom P4501A og metabolittene skilles ut i galle. Det har tidligere vært funnet at hovedmetabolittene til pyren og benzo[a]pyren kan bestemmes ved fluorometrisk synkronskan (Ariese et al. 1993). De ble her kvantifisert ved måling ved bølgeparene 341:383 nm (pyren) og 379:425 nm (benzo[a]pyren). Galle ble fortynnet 50 000 til 500 000 ganger i 1:1 destillert vann: etanol. Biliverdin<sup>5</sup> i gallen ble benyttet til standardisering. Biliverdin ble målt ved 650 nm og kvantifisert ved bruk av en standardkurve laget fra innveid biliverdin.

## 2.3 Statistiske analyser

Responser til fisk fra ulike stasjoner ble sammenlignet med enveis variansanalyse (ANOVA) under  $H_0$ : Ingen forskjell mellom stasjonene (Sokal & Rohlf 1981). Varianslikhet mellom gruppene (fisk fra ulike stasjoner) ble undersøkt med metoden beskrevet av (Levene 1960) og variablene transformert hvis nødvendig. Ved eventuelle signifikante forskjeller ble gruppene sammenlignet mot fisk fra Strandebarren ved metoden beskrevet av (Dunnnett 1955). Der det ikke var mulig å oppnå varianslikhet ble det benyttet ikke-parametrisk ANOVA, Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis 1952). Dette gjaldt cytokrom P4501A-aktiviteter (EROD). Hver av de andre gruppene ble da sammenlignet direkte med referanse-gruppen (Strandebarren) med individuelle Wilcoxon-tester (Sokal & Rohlf 1981). Signifikansnivået ble justert ned for å ta hensyn til gjentatte tester med samme data. Dataene ble da også presentert ikke-parametrisk.

Eventuelle sammenhenger mellom biomarkør-responser (metallotionein og cytokrom P450 aktivitet) og andre mulige forklarende variable som kjønn, størrelse, sykdom, miljøgift-konsentrasjon og konsentrasjon av PAH-metabolitter ble undersøkt ved bruk av multippel lineær regresjon (Draper & Smith 1981). Ulike multippel regresjons-modeller ble utprøvd med utgangspunkt i at færrest mulig faktorer skulle benyttes for å oppnå en så høy forklaringsgrad (justert  $R^2$ ) som mulig.

---

<sup>4</sup> enzyme-linked immunosorbent assay

<sup>5</sup> biliverdin er et nedbrytningsprodukt av hemoglobin som vil skilles ut kontinuerlig i gallen; forholdet mellom metabolitter og biliverdin vil altså gi et mål for omsetning av PAH i forhold til normal metabolisme

---

## 3. Resultater

### 3.1 Metallotionein og metaller

#### 3.1.1 Cd, Cu, Zn

Det var høyest konsentrasjoner av Cd i lever fra skrubbe og torsk samlet inn ved Tyssedal, men det var også overraskende høye konsentrasjoner av Cd i skrubbe fra Strandebarm (Tabell 2). Det var ingen åpenbare forskjeller i nivåene av Cu og Zn i lever til hverken skrubbe eller torsk samlet inn fra de tre stasjonene.

Tabell 2. Konsentrasjoner av Cd, Cu og Zn i lever til skrubbe og torsk i Sørfjorden og Hardangerfjorden, innsamlet 1996 ( $\mu\text{g/g}$  våtvekt; median, laveste-høyeste). Data er hentet fra delrapport 3.

art	stasjon	antall prøver	Cd	Cu	Zn
skrubbe	Tyssedal	5*	3.1 (1.8-3.4)	15 (8.8-23)	44.1 (34.3-50.6)
	Edna	3*	0.6 (1.4-2.6)	15 (13-16)	39.6 (37.3-42.4)
	Strandebarm	3*	2.5 (2.4-4.2)	15 (7.7-15)	36.8 (31.9-37.7)
torsk	Tyssedal	15	0.4 (0.1-2.7)	7.8 (2.3-52)	35.6 (15.9-52.4)
	Edna	15	0.3 (0.1-0.8)	9.4 (2.1-55)	33.4 (17.6-50.5)
	Strandebarm	20	0.2 (0.1-0.6)	7.6 (2.3-35)	41.2 (18.5-64.5)

\* hver analyse representerer en blandprøve fra 5 individer

#### 3.1.2 Metallotionein

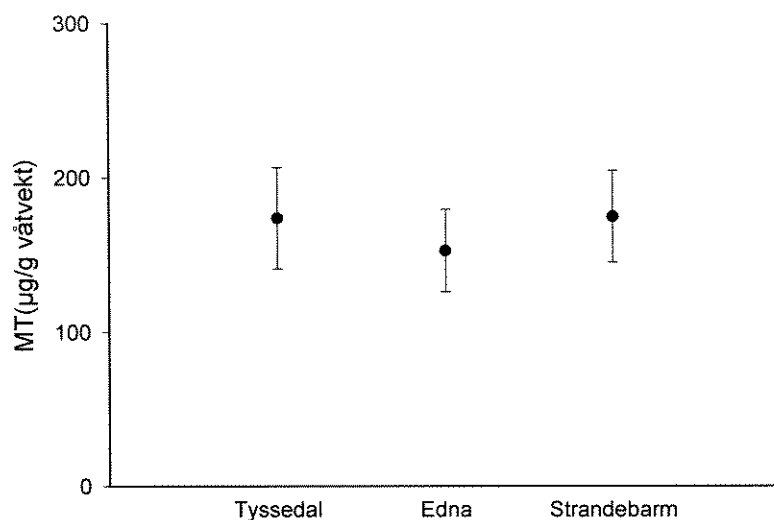
Det var ingen signifikante forskjeller mellom de tre stasjonene med hensyn på metallotionein i lever til torsk (Figur 2).

#### 3.1.3 Sammenheng mellom metall-konsentrasjoner og metallotionein i lever

Det var ikke forskjeller mellom konsentrasjonene av Cd, Zn eller Cu i lever til torsk samlet inn på de tre stasjonene (Tabell 2). Tilsvarende var det ingen forskjeller mellom metallotionein i lever hos torsk i området (Figur 3). Det var imidlertid en sammenheng mellom Cd og metallotionein i lever til individuelle fisk (Tabell 3). Hos torsk fra dette området er det en klar sammenheng mellom Cd og Zn i lever, så selv om det her er Cd som relaterer klartest til metallotionein, kan de to metallene ikke skilles i en slik analyse. Tidligere resultater for skrubbe har indikert at det ofte er et ikke-lineært forhold mellom metall- og metallotionein-konsentrasjon (Hylland et al. 1998). Ved å inkludere et andregradsledd i regresjonen ble det oppnådd en noe bedre beskrivelse av variabiliteten i metallotionein, men begge de andre faktorene var signifikante også uten dette leddet.

Tabell 3. Faktorer som bidrar i en multipel regresjon til å forklare variabilitet i metallotionein i lever hos torsk samlet inn i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1996. Modellen hadde en justert  $R^2 = 0.31$ ,  $n = 40$ .

faktor	DF	F-ratio	p
kjønn	1	4.45	0.04
Cd	1	4.82	0.03
Cd x Cd	1	13.6	0.0007



Figur 2. Metallothionein (MT) i lever til torsk fra tre stasjoner i Sørfjorden og Hardangerfjorden, innsamlet i 1996. Gjennomsnitt  $\pm$  standarfeil,  $n = 13, 12$  og  $17$  for de tre gruppene<sup>6</sup>.

## 3.2 Cytokrom P4501A, PAH-metabolitter og PCB

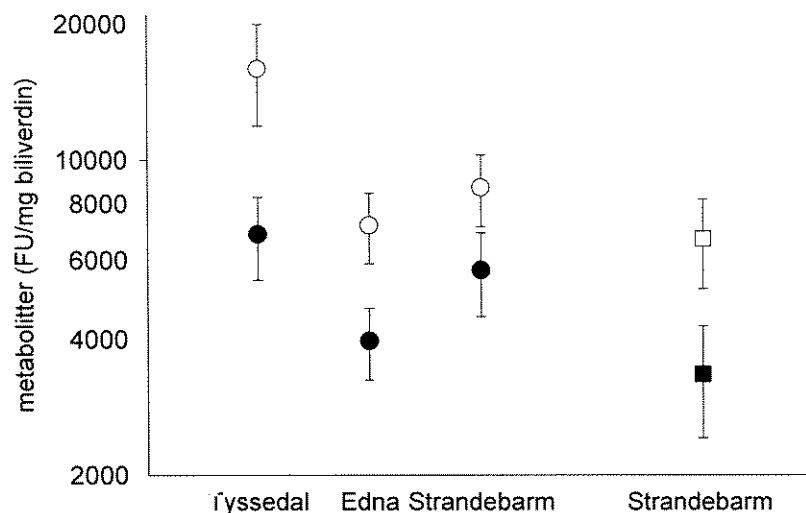
### 3.2.1 PAH-metabolitter og PCB

Det var høyere nivåer av både pyren- og benzo[a]pyren-metabolitter i galle til skrubbe samlet inn ved Tyssedal i forhold til skrubbe samlet inn ved Edna og Strandebarm, men forskjellene var ikke signifikante (Figur 3). Skrubbe ble prøvetatt umiddelbart etter avlivning mens prøve fra glassvar ble tatt fra frosset fisk<sup>7</sup>. Skrubbe fra Strandebarm ble holdt nær Tyssedal i tre dager før prøvetaking, noe som kan ha hatt betydning for nivået av PAH-metabolitter (se seksjon 4.2 for diskusjon).

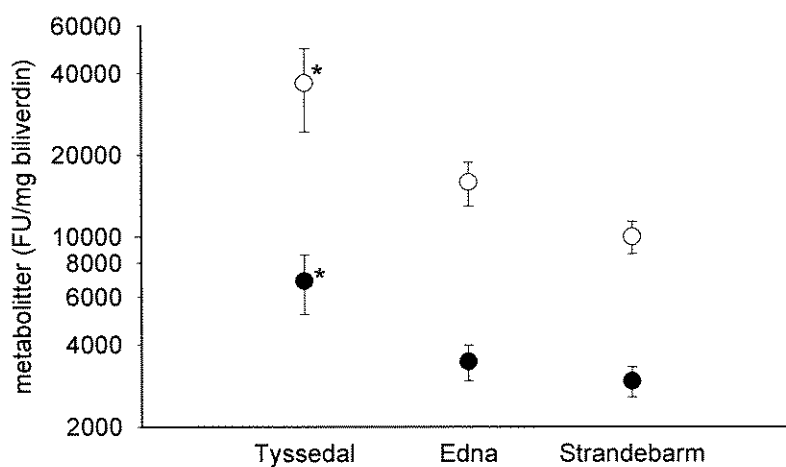
Det var forhøyde nivåer av både pyren- og benzo[a]pyren-metabolitter i galle til torsk samlet inn ved Tyssedal sammenlignet med torsk samlet inn ved Strandebarm (Figur 4). Torsk fra Edna hadde nivåer som lå mellom nivåene til torsk fra de to andre stasjonene.

<sup>6</sup> grunnet feil under prøveoppbeidelsen gikk noen prøver tapt, derfor er det ikke samme antall som metall-analysene.

<sup>7</sup> glassvar er tatt med for sammenligning; foreløpige undersøkelser indikerer at galleprøver tatt av fisk frosset hel gir tilsvarende verdier som galleprøver tatt av fersk fisk (skrubbe fra samme område, 20 med hver behandling, hadde likt gjennomsnitt og variasjon).



Figur 3. Konsentrasjon av PAH-metabolitter i galle til skrubbe (sirkler) og glassvar (firkanter), samlet inn i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1996. Pyren-metabolitter (åpne) og benzo[a]pyren-metabolitter (lukkede). Gjennomsnitt  $\pm$  standard feil,  $n = 14, 14, 15$  for skrubbe (fra hhv. Tysedal, Edna og Strandebarm) og  $n=22$  for glassvar (fra Strandebarm). Ingen av de andre gruppene var signifikant ulike referansegruppen (Strandebarm). Merk log-skala.



Figur 4. Konsentrasjon av PAH-metabolitter i galle til torsk samlet inn i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1996. Pyren-metabolitter (åpne) og benzo[a]pyren-metabolitter (lukkede). Gjennomsnitt  $\pm$  standard feil,  $n = 15, 23$  og  $30$  (fra hhv. Tysedal, Edna og Strandebarm). \* gruppen var signifikant ulik referansegruppen (Strandebarm). Merk log-skala.

Konsentrasjonene av klororganiske miljøgifter i skrubbe og torsk ble bestemt under JAMP<sup>8</sup>-programmet. I torsk ble det bestemt konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter i enkeltfisk, mens det for skrubbe ble benyttet blandprøver (Tabell 4). Det er bare presentert resultater for PCB-156 (2,3,3',4,4',5-heksaklorbifenyli). Konsentrasjonen av denne kongeneren korrelerer med andre PCBer og den er en bestanddel i de mest vanlig forekommende PCB-blandingene (Clophen A40, Clophen A50, Aroclor 1254, Aroclor 1260). Det er videre vist at denne kongeneren påvirker cytokrom P4501A hos skrubbe (Beyer et al. 1997).

Tabell 4. Konsentrasjon av PCB 156 i lever fra skrubbe og torsk samlet inn i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1996 (ng/g våtvekt). Data er hentet fra delrapport 3.

art	stasjon	antall analyser	median	laveste - høyeste
skrubbe	Tyssedal	5*	9	2-13
	Edna	3*	4	<1-17
	Strandebarm	3*	3	2-5
torsk	Tyssedal	10	26.5	5-98
	Edna	14	45.4	10-737
	Strandebarm**	15	8	3-31

\* hver analyse representerer en blandprøve fra 5 individer

\*\*konsentrasjoner i torsk fra Strandebarm er ikke målt i de samme fiskene som ble benyttet til biomarkør-analyser.

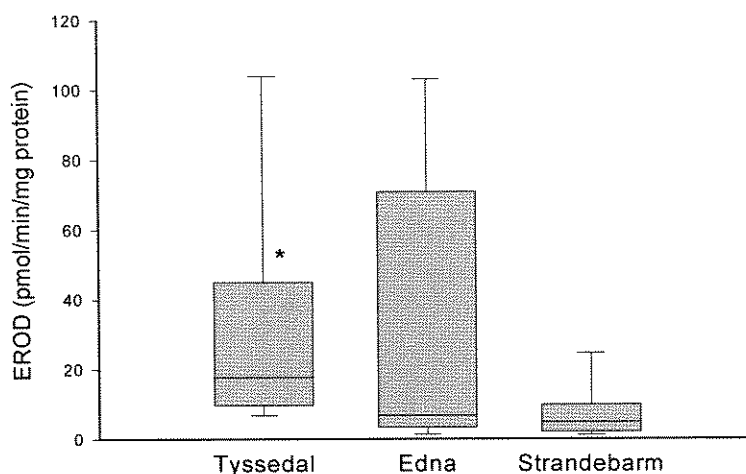
### 3.2.2 Cytokrom P4501A-aktivitet

Cytokrom P4501A-aktivitet i lever til skrubbe samlet inn i de tre områdene var signifikant forskjellige (Figur 5). Skrubbe fra Tyssedal hadde signifikant høyere aktivitet enn skrubbe fra Strandebarm. Skrubbe fra Edna syntes å fordele seg på to grupper med hensyn på cytokrom P4501A-aktivitet: Fire fisk hadde verdier som lå nært opp til cytokrom P4501A-aktiviteten hos Tyssedal-fisk (herav den høye øverste kvartilen i Figur 5), mens resten lå på nivå med skrubbe fra Strandebarm.

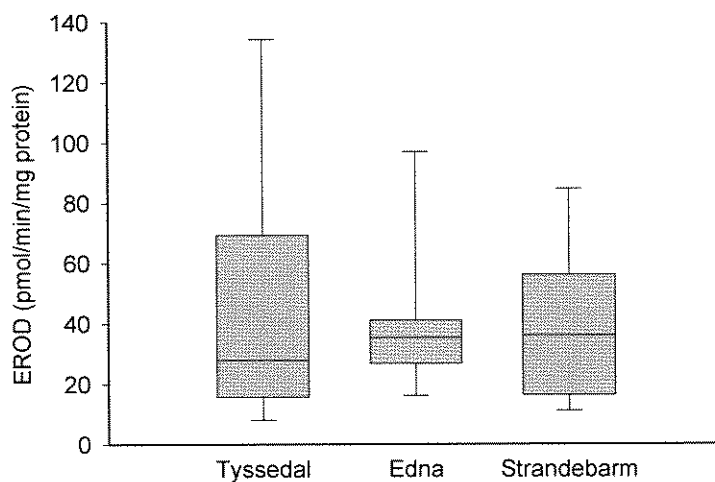
Cytokrom P4501A-aktivitetene i lever til torsk samlet inn i de tre områdene var ikke forskjellige (Figur 6).

<sup>8</sup> Joint Monitoring and Assessment Programme, Oslo and Paris Commissions





Figur 5. Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i skrubbe samlet inn i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1996. Median med kvartiler og 10/90-persentiler, n = 14, 15 og 15 (hhv Tyssedal, Edna og Strandebarm). \*: signifikant forskjellig fra referansegruppen (Strandebarm).

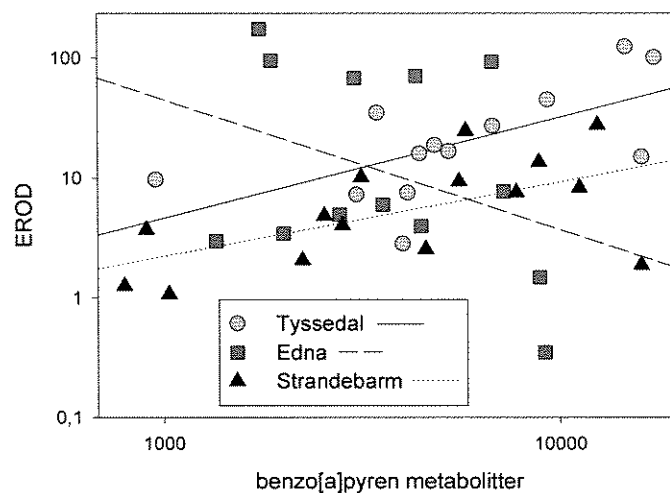


Figur 6. Cytokrom P4501A aktivitet (EROD) i torsk samlet inn i Sørfjorden og Hardangerfjorden, 1996. Median med kvartiler og 10/90-persentiler, n = 14, 18, 15 (hhv. Tyssedal, Edna, Strandebarm).

### 3.2.3 Sammenheng mellom organiske miljøgifter og cytokrom P4501A

Det var ingen åpenbar sammenheng mellom nivåer av PAH-metabolitter og cytokrom P4501A-aktivitet (EROD) for torsk (resultater ikke vist). For skrubbe samlet inn ved Tyssedal og Strandebarm

var det høyere cytokrom P4501A-aktivitet i leveren til fisk med høyere nivåer av PAH-metabolitter, men det var ingen slik sammenheng for skrubbe samlet inn ved Edna (Figur 7).



Figur 7. Sammenheng mellom konsentrasjonen av benzo[a]pyren-metabolitter i galle og cytokrom P4501A-aktivitet (EROD) i lever fra skrubbe. Sammenhengene er signifikante for skrubbe fra Tyssedal og Strandebarm ( $p < 0.05$ ), men ikke for skrubbe fra Edna. Merk log-skala.

Observasjonen at høyere nivåer av benzo[a]pyren metabolitter forekommer sammen med høye aktiviteter av cytokrom P4501A (i det minste på to stasjoner) ble understøttet av resultatene fra en multippel regresjons-analyse (Tabell 5). I denne analysen framkom det at det var bidrag fra både PAH-metabolitter (her representert ved benzo[a]pyren) og PCB (PCB-156) i en forklaringsmodell for cytokrom P4501A-aktivitet i skrubbelever. Det er imidlertid viktig at en er oppmerksom på at dette er en deskriptiv modell - den er valgt med utgangspunkt i at cytokrom P4501A-aktivitet i skrubbelever skulle beskrives med så få faktorer som mulig.

I tillegg til PAH-metabolitter og PCB var det tilsynelatende et bidrag fra størrelse til å forklare variabilitet i cytokrom P4501A-aktivitet. Skrubbene var ulikt store på de tre stasjonene, så denne faktoren vil også inkludere informasjon om eventuelle stasjonsforskjeller. Både PAH og PCB hadde muligens forskjellige effekter på fisk av ulik størrelse (interaksjonsleddene i modellen, tabell 5), men det kan igjen være slik at miljøgiftene påvirket fisk av ulik størrelse forskjellig på de tre stasjonene. Metaller i lever eller fiskens kjønn hadde ikke vesentlig betydning for aktiviteten av cytokrom P4501A i skrubbelever.

Tabell 5. Faktorene som bidro mest til å forklare variabilitet i cytokrom P4501A-aktivitet (EROD) i skrubbelever (log-transformert) i en multippel regresjon. Modellen hadde en justert  $R^2 = 0.58$ ,  $n = 41$ ,  $p < 0.0001$ .

faktor	DF	F-ratio	p
b[a]p-metabolitter	1	3.75	0.06
PBC-156	1	7.59	0.009
størrelse	1	29.2	<0.0001
størrelse x b[a]p-metabolitter	1	31.7	<0.0001
størrelse x PCB-156	1	7.48	0.01

Sink (Zn) i lever og PAH-metabolitter i galle var de faktorene som i noen grad bidro til å forklare variabiliteten i cytokrom P4501A hos torsk (tabell 6). Kjønn, andre miljøgifter, skade eller størrelse bidro ikke i vesentlig grad.

Tabell 6. Faktorene som bidro mest til å forklare variabilitet i cytokrom P4501A-aktivitet (EROD) i torskelever (log-transformert) i en multippel regresjon. Modellen hadde en justert  $R^2 = 0.13$ ,  $n = 43$ ,  $p = 0.04$ .

faktor	DF	F-ratio	p
Zn	1	5.69	0.02
pyren-metabolitter	1	4.57	0.04
b[a]p-metabolitter	1	2.23	0.14

## 4. Diskusjon

### 4.1 Effekter av metaller

Det var ingen forskjeller i metallotionein-konsentrasjonene i lever hos torsk samlet inn innerst i Sørfjorden og i Hardangerfjorden. Det var imidlertid en sammenheng mellom metallotionein- og metall-konsentrasjoner i leveren (Cd) til individuelle fisk. Det er ikke trolig at den belastningen av Cd, Zn og Cu som torsk i dette området utsettes for har negative effekter. Det ble ikke funnet effekter av metaller på torsk og skrubbe holdt i bur i samme område i 1992 (Beyer et al. 1996).

### 4.2 Effekter av organiske miljøgifter

Mens aktiviteten til enzymet cytokrom P4501A syntes å være påvirket av PAH og muligens PCB hos skrubbe, var det bare svake effekter hos torsk.

Hos skrubbe fra Tyssedal var det klare tegn til påvirkning fra organiske miljøgifter. Siden gradienten i både PAH og PCB avtar utover fjorden er det imidlertid ikke mulig å si noe sikkert om effekten skyldes begge eller bare den ene miljøgiften. Av samme årsak er det ikke mulig å identifisere eventuell påvirkning fra metall-akkumulering på dette enzym-systemet. Mens økt PAH-eksponering ga økt cytokrom P4501A-aktivitet forårsaket økte PCB-konsentrasjoner i leveren lavere aktivitet. En slik inhiberende effekt av PCB har også vært observert i andre studier og er ment å skyldes en kompetitiv binding og inaktivering av enzymet (Gooch et al. 1989). Konsentrasjonene av PAH-metabolitter i galle og sammenhengen mellom metabolitt-nivåer og cytokrom P4501A-aktivitet peker i retning av at skrubbe fra både Tyssedal og Strandebarm hadde vært eksponert for PAH inntil tidspunktet for prøvetaking, mens skrubbe fra Edna hadde vært eksponert for PAH tidligere. Dette resultatet kan tyde på at det er aktive kilder for PAH på Tyssedal og Strandebarm. Det er imidlertid også mulig at de tre dagene skrubbe fra Strandebarm ble holdt ved Tyssedal var nok til å gi økt eksponering for PAH og derved forhøyd cytokrom P4501A-aktivitet (se Beyer et al. 1997).

Både vevsnivåer av PCB og nivåene av PAH-metabolitter viste at torsk innerst i Sørfjorden er eksponert for, akkumulerer og/eller metaboliserer disse miljøgiftene. Eksponering for og akkumulering av miljøgifter førte imidlertid tilsynelatende ikke til forhøyd aktivitet av cytokrom P4501A i lever hos torsk. Det har vært spekulert om den fettrike leveren til torsk gjør at organiske miljøgifter kan akkumulere uten å påvirke det metabolske apparatet i levercellene. Lav respons i cytokrom P4501A har vært observert hos torsk eksponert for klororganiske miljøgifter tidligere (Goksøyr 1987), mens det har vært funnet effekter av både PAHer og klororganiske miljøgifter i andre studier (Beyer et al. 1997; Goksøyr et al. 1994). I tidligere undersøkelser i Sørfjorden med torsk holdt i bur var det tilsvarende bare en svak økning av cytokrom P4501A-aktivitet hos torsk holdt ved Tyssedal sammenlignet med torsk holdt i Hardangerfjorden (Knutzen et al. 1994). Torsk fra Strandebarm ble holdt i tre dager nær Tyssedal før prøvetaking, men omkring 1 km lenger ut enn skrubbe innsamlet ved Strandebarm (se ovenfor). Resultatene tyder på at torsk ved Strandebarm ikke hadde vært eksponert for forhøyde nivåer av PAHer, hverken ved Strandebarm eller ved oppbevaring nær Tyssedal.

På stasjonene innerst i Sørfjorden ble det bare benyttet fisk som lever på grunt vann, torsk og skrubbe. Miljøgift-belastningen vil i noen tilfeller være høyest i områdene der sediment akkumulerer, altså på dypere vann. Det ble her bare funnet svake effekter på skrubbe og torsk, men det kan ikke utelukkes at fisk som lever på dypere vann (f.eks. glassvar og smørflyndre) kan være påvirket.

## 5. Konklusjoner

Det ble ikke målt effekter av metaller på skrubbe (grunnet manglende metall-målinger), men det var tegn til at både klororganiske miljøgifter og PAH påvirket skrubbe innerst i Sørfjorden (økt cytokrom P4501A-aktivitet).

Torsk samlet inn innerst i Sørfjorden hadde signifikant høyere nivåer av PAH-metabolitter i galle og PCB i lever enn torsk samlet inn i Hardangerfjorden, men det var ingen forskjeller mellom områdene når det gjaldt aktivitet av biomarkøren cytokrom P4501A. Det var ingen forskjeller mellom områdene med hensyn til metall-konsentrasjoner i lever (Cd, Cu, Zn) og ikke respons i biomarkøren metallotionein.

*Er det forskjeller i miljøgift-relaterte responser hos fisk samlet inn innerst i Sørfjorden sammenlignet med fisk samlet inn i Hardangerfjorden?*

Både torsk og skrubbe fra innerst i Sørfjorden var eksponert for PAH, men denne eksponeringen påvirket bare cytokrom P4501A hos skrubbe, ikke hos torsk. Det var tilsynelatende liten effekt av eventuell eksponering for Cd, Cu og Zn på torsk. Det var altså responser i biomarkører hos skrubbe som må knyttes til belastning med organiske miljøgifter innerst i Sørfjorden (økt cytokrom P4501A-aktivitet), men ingen forskjeller i respons hos torsk samlet inn i Sørfjorden sammenlignet med torsk samlet inn i Hardangerfjorden.

*Er det sammenheng mellom akkumulering av miljøgifter og biologiske effekter?*

Hos skrubbe var det tilsynelatende en påvirkning fra både PAH og klororganiske miljøgifter på enzymaktiviteter i lever (endret cytokrom P4501A-aktivitet), men det var ikke noen slik sammenheng hos torsk. Metallotionein i lever hos torsk var relatert til Cd-konsentrasjonen i leveren til enkeltfisk, men var ikke knyttet direkte til stasjonene innerst i Sørfjorden.

*Er det sannsynlig at det er andre faktorer enn miljøgift-belastning som påvirker eventuelle effekter?*

De observerte effektene kunne delvis forklares ut fra de noe forhøyde konsentrasjonene av miljøgifter og metabolitter i skrubbe og torsk. Det var imidlertid stor variabilitet i biomarkør-respons innen hver stasjon som ikke kunne forklares med utgangspunkt i de målte parametrene.

## 6. Referanser

- Ariese, F., Kok, S.J., Verkaik, M., Gooijer, C., Velthorst, N.H., Hofstraat, J.W. (1993) Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: a rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquat.Toxicol.* **26**, 273-286.
- Beyer, J., Sandvik, M., Hylland, K., Fjeld, E., Egaas, E., Skåre, J.U., Goksøyr, A. (1996) Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed by caging to polluted sediments in Sørfjorden, Norway. *Aquat.Toxicol.* **36**, 75-98.
- Beyer, J., Sandvik, M., Skåre, J.U., Egaas, E., Hylland, K., Waagbø, R., Goksøyr, A. (1997) Time- and dose-dependent biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus* L.) exposed to benzo[a]pyrene, 2,3,3',4,4',5-hexachlorobiphenyl (PCB-156) and cadmium. *Biomarkers* **2**, 35-44.
- Bradford, M.M. (1976) A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analyt.Biochem.* **72**, 248-254.
- Draper, N.R., Smith, H. (1981) *Applied regression analysis*, 2 edn. New York: John Wiley & Sons.
- Dunnett, C.W. (1955) A multiple comparison procedure for comparing several treatments with a control. *J.Am.Stat.Ass.* **50**, 1096-1121.
- Goksøyr, A. (1987) Characterization of the cytochrome P-450 Mono-oxygenase system in fish liver. Metabolism and effects of organic xenobiotics. University of Bergen. pp.1-41. Dr.Scient.
- Goksøyr, A., Beyer, J., Husøy, A.-M., Larsen, H.E., Westrheim, K., Wilhelmsen, S., Klungsøyr, J. (1994) Accumulation and effects of aromatic and chlorinated hydrocarbons in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) caged in a polluted fjord (Sørfjorden, Norway). *Aquat.Toxicol.* **29**, 21-36.
- Gooch, J.W., Elskus, A.A., Kloepper-Sams, P.J., Hahn, M.E., Stegeman, J.J. (1989). Effects of ortho- and none-ortho-substituted polychlorinated biphenyl congeners on the hepatic monooxygenase system in scup (*Stenotomus chrysops*). *Toxicol. appl. Pharmacol.*, **98**, 422-433.
- Hogstrand, C., Haux, C. (1991) Binding and detoxification of heavy metals in lower vertebrates with reference to metallothionein. *Comp.Biochem.Physiol.* **100C**, 137-142.
- Hylland, K. (1998). Biological effects of contaminants: quantification of metallothionein in fish. *Techn. mar. environ. Sci.* (i trykk)
- Hylland, K., Nissen-Lie, T., Christensen, P.G., Sandvik, M. (1998). Natural modulation of hepatic metallothionein and cytochrome P4501A in flounder, *Platichthys flesus* L. *Mar environ. Res.* (i trykk)

- Knutzen, J., Beyer, J., Goksøyr, A., Green, N., Hylland, K., Egaas, E., Sandvik, M., Skåre, J.U. (1994). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer og biomarkører for miljøgifter. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport 552/94, TA-1052, 54 s.
- Knutzen, J., Green, N., Brevik, E., Godal, A. (1996). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1995. Delrapport 2 – miljøgifter i organismer. NIVA-rapport 3589, 37 s.
- Knutzen, J., Moy, F., Skei, J. (1993). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, bløtbunnsfauna og hardbunnsamfunn. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport 501/92, TA-889, 66 s.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A. (1952) Use of ranks on one-criterion variance analysis. *J.Am.Stat.Ass.* **48**, 907-911.
- Levene, H. (1960) Robust tests for the equality of variances. In: Olkin, I., (Ed.) *Contributions to probability and statistics*, Stanford University Press
- Rygg, B., Skei, J. (1997). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 2. Sedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport 711/97, TA-1483, 74 s.
- Skei, J. (1993). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 1: Vannkjemi. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport 544/93, TA-1009/1993)
- Skei, J., Knutzen, J. (1991). Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1990. Statlig program for forurensningsovervåking, Overvåkingsrapport 467/91.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. (1981) *Biometry*, 2 edn. New York: W.H. Freeman & Co.

## Vedlegg A. Analyseresultater – skrubbe

Pyren- og benzo[a]pyren(bap)-metabolitter er oppgitt som fluorescens-enheter/mg biliverdin. Cytokrom P4501A-aktivitet (EROD) er oppgitt i pmol/min/mg protein.

stasjon	pyren- metabolitter	bap- metabolitter	EROD	lengde (cm)	vekt (g)	kjønn
Edna	2607	2571		23,5	151	m
Edna	10640	9148	0,35	21	144	m
Edna	6439	4447	3,98	23,5	169	m
Edna	6528	8871	1,48	23,5	121	m
Edna	6708	2007	3,44	22	143	m
Edna	9818	7187	7,7	25	173	m
Edna	1950	1747	174	25	182	m
Edna	7413	3021	67,89	26,5	211	f
Edna	8849	2772	4,97	28	226	m
Edna			9,61	25,5	202	m
Edna	8715	3563	6,01	34,5	476	f
Edna	1664	1357	2,98	36	593	m
Edna	3551	4315	71	33	401	m
Edna	5168	1867	95,32	32	341	m
Edna	20217	6711	92,96	36,5	562	m
Strandebarm	4336	3139	10,12	36	503	f
Strandebarm	1546	793	1,26	33	386	m
Strandebarm	9888	5750	24,71	32	397	m
Strandebarm	13287	5544	9,34	34	515	f
Strandebarm	17359	12390	27,71	33	302	m
Strandebarm	20757	11172	8,31	21,5	143	f
Strandebarm	9019	8830	13,59	24,5	160	m
Strandebarm	14748	16005	1,88	25,5	183	m
Strandebarm	13414	7750	7,6	27,5	291	m
Strandebarm	3877	2537	4,85	28,5	251	m
Strandebarm	8438	4570	2,55	34	434	m
Strandebarm	3666	2235	2,06	38,5	708	f
Strandebarm	2425	1030	1,08	40,5	649	f
Strandebarm	5779	2814	4,02	38	726	f
Strandebarm	1700	903	3,72	39	739	f
Tyssedal	14788	4805	18,76	41	742	f
Tyssedal	10918	3996	2,83	38,5	712	f
Tyssedal	13101	5215	16,73	38	691	f
Tyssedal	6247	3056	7,25	42	851	f
Tyssedal	21600	14545	124,6	40,5	720	f
Tyssedal	1828	953	9,74	27,5	230	m
Tyssedal	20198	9275	45	32	283	m
Tyssedal	5998	4111	7,56	33	340	m
Tyssedal	4979	3441	34,9	31	309	m
Tyssedal	2158	2126	?	32	280	m
Tyssedal	?	?	62,52	32,5	309	m
Tyssedal	11916	4401	15,98	30	280	m
Tyssedal	16129	6724	27,22	33	336	m



Tyssedal	58861	17218	101,78	33	439	m
Tyssedal	34430	15995	15,02	34	385	f

## Vedlegg B. Analyseresultater – torsk

Pyren- og benzo[a]pyren(bap)-metabolitter er oppgitt som fluorescens-enheter/mg biliverdin. Cytokrom P4501A-aktivitet (EROD) er oppgitt i pmol/min/mg protein. Metallotionin (MT) er oppgitt i  $\mu\text{g/g}$  våtvekt.

stasjon	kjønn	vekt (g)	lengde (cm)	pyren- metabolitter	bap- metabolitter	Erod	MT
Edna	m	345,9	350	30021	6486	35,97	8742
Edna	f	434,5	350	35726	6950	34,67	
Edna	m	401,8	360	21394	3833	27,44	3874
Edna	m	425,9	365	20672	3824	37,95	
Edna	m	471,1	375	6048	1008	26,76	6499
Edna	m	504,1	380	14889	3726	120,39	9114
Edna	f	452,7	385	5625	977	41,09	
Edna	m	594,3	400	11521	3047	94,39	14545
Edna	f	616,5	405				1982
Edna	m	803,4	445	17151	3038	34,62	4262
Edna	m	916,8	450	5816	1178	12,11	
Edna	f	983,8	480	9507	2157	22,89	5196
Edna	m	994,5	480	15908	3491	65,77	4521
Edna	f	1185	500	49470	4181	16,6	3177
Edna	f	1222	530	8132	3054	40,05	5377
Strandebarm	f	161	260	15666	4496		15515
Strandebarm	m	161,3	270	9742	2517	22,89	3769
Strandebarm		177	270	13768	3897	10,61	13333
Strandebarm		177,6	275	7330	2647	103,13	
Strandebarm	f	183,6	280	9264	2296	38,01	5628
Strandebarm	f	206,4	285	7137	2882	13,12	5553
Strandebarm	f	227	300	5278	1500	16,35	15000
Strandebarm	f	243	305	729	174	24,63	4293
Strandebarm	f	303	320	11994	2785		2224
Strandebarm	f	340	325	10546	3592	45,98	9035
Strandebarm	m	336	330	31120	9471	34,19	
Strandebarm	f	289	335	4247	1212	82,7	17143
Strandebarm	f	284	335	7203	1616		4729
Strandebarm	f	403	350	10973	2302	40,09	411
Strandebarm	f	388	355	14821	3702	85,49	12794
Strandebarm	m	423	360	11620	3096	56,17	
Strandebarm	m	402	360	3206	767	56,52	2359
Strandebarm	f	432	360	25101	6429	26,8	3531
Strandebarm	f	451	370	28213	7406	47,29	1756
Strandebarm	f	486	370	16048	4015	12,35	6489
Tyssedal	f	258,3	305	27318	5345	72,5	5295
Tyssedal	m	287,1	310	48873	8509	30,93	
Tyssedal	m	285,8	310	20326	3983	23,36	
Tyssedal	f	204,4	320	37476	7034	10,89	3291
Tyssedal	f	311,21	320	48262	10220	20	9591

Tyssedal	m	319,3	325	20155	4140	6,15	8168
Tyssedal	m	369,4	340	10934	2299	27,95	1651
Tyssedal	m	333,3	350				18080
Tyssedal	m	380,3	360	6943	1976	29,9	4235
Tyssedal	f	410,4	360	21603	4282	27,89	9642
Tyssedal	f	470,6	360	22908	5276	134,47	5477
Tyssedal	m	428,7	370	19270	3598	59,91	12629
Tyssedal	m	423,6	380	6507	3481	103,45	4441
Tyssedal	f	1071	480	5080	1266	163,07	6889
Tyssedal	f	1543	560	9176	2503		7041

---

**NIVA** 

**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3836-98

ISBN 82-577-3416-0