



# Statlig program for forurensningsovervåking

## Rapport 594/95

Oppdragsgiver

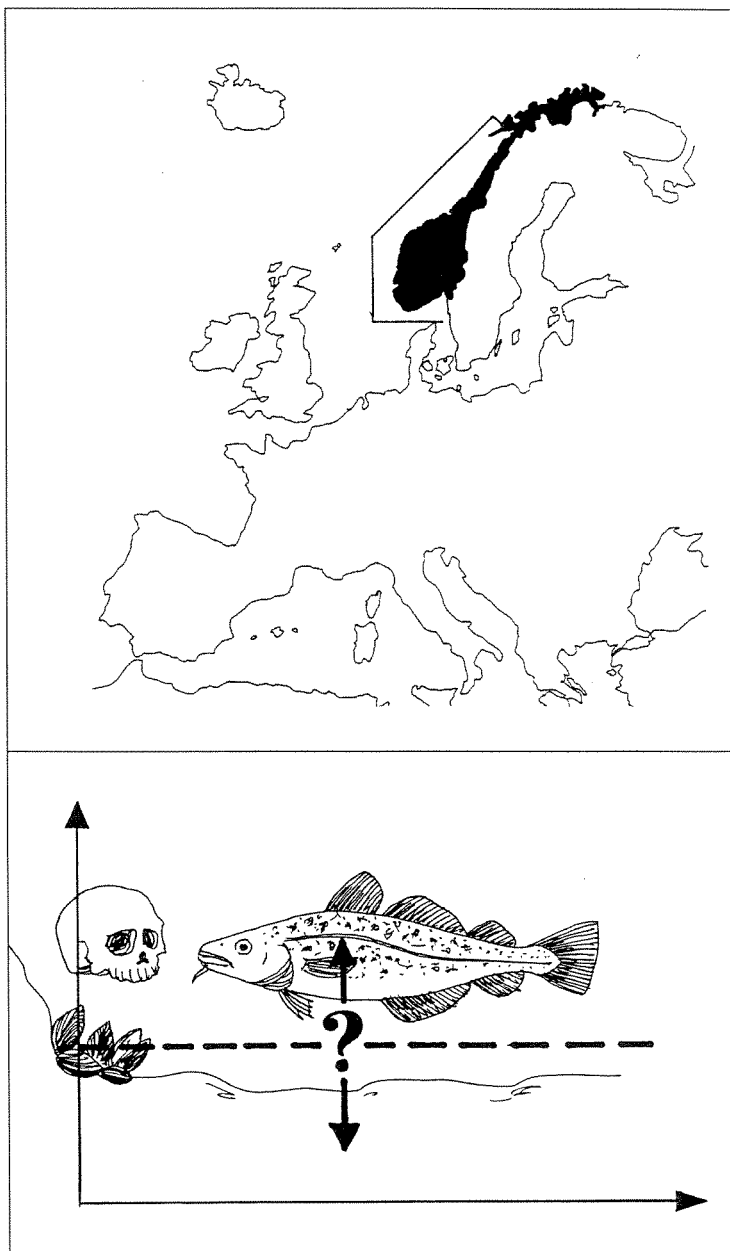
Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon NIVA

### "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker

Data fra utvalgte norske  
prøvesteder innen den felles  
overvåking under Oslo-Paris-  
kommisjonene (Joint Monitoring  
Programme - JMP) 1990 - 1993

"Background" levels of some  
micropollutants in fish, the blue  
mussel and shrimps. Data from  
selected Norwegian sampling sites  
within the joint monitoring of  
Oslo-Paris Commissions  
(Joint Monitoring Programme)  
1990 - 1993



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-80106/ E-91412	Underrn:
Løpenr: 3302	Begr. distrib.:

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993. "Background" levels of some micropollutants in fish, the blue mussel and shrimps. Data from selected Norwegian sampling sites within the joint monitoring of the Oslo-/Paris Commissions (Joint Monitoring Programme) 1990-1993. (Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 594/95. TA-nr. 1173/1995	Dato: 30/6-95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): Jon Knutzen Norman W. Green	Geografisk område: Oslofjorden til Lofoten	
	Antall sider: 106	Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT).	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt: På grunnlag av observasjoner fra bare diffust belastede prøvesteder innen den norske del av "Joint Monitoring Programme" (JMP) er det trukket tentative konklusjoner vedrørende referansenivåer ("bakgrunnsnivåer") av klororganiske stoffer (PCB, DDT o.a.), polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og andre metaller i utvalgte indikatorarter av fisk (torsk, flyndrearter) og blåskjell. Resultatene er jevnført med de "antatt høye bakgrunnsnivåer" i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet, med henblikk på mulige behov for justering av klassegrensene og supplering av systemet. Det er også gjort innledende bearbeidelser for å belyse sammenhenger mellom variabler og fremmet forslag vedrørende det fremtidige innhold av JMP (modifiserte eller supplerende variable).
--


4 emneord, norske

1. Miljøgifter
2. Organismer
3. Sediment
4. Overvåking

4 emneord, engelske

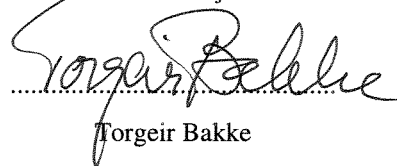
1. Contaminants
2. Organisms
3. Sediment
4. Monitoring

Prosjektleder



Norman W. Green

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2678-8

Norsk institutt for vannforskning

---

O-80106/E-91412

## **"Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker**

Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene  
(Joint Monitoring Programme - JMP) 1990-1993

("Background" levels of some micropollutants in fish, the blue mussel and shrimps. Data from  
selected Norwegian sampling sites within the joint monitoring of the Oslo-/Paris Commissions  
(Joint Monitoring Programme) 1990-1993)

Oslo, 30. juni 1995

Prosjektleder: Norman W. Green

Medarbeidere: Jon Knutzen  
Audun Rønningen

---

## **Forord**

*Overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø i Norge har sin bakgrunn i Norges forpliktelser som traktatland i Oslo- og Pariskonvensjonene. Konvensjonene trådte i kraft i 1974 og har til formål å beskytte marine miljøer mot forurensning. Oslo-konvensjonen fokuserer på dumpingproblematikken i nordøst Atlanteren og Østersjøen. Pariskonvensjonen angår forurensninger forårsaket av landbaserte kilder. Sammen trekker konvensjonene (Oslo-Pariskommisjonene) opp retningslinjene for overvåking i den felles overvåkingsgruppen, "Joint Monitoring Group" (JMG), og programmet, "Joint Monitoring Programme" (JMP) er dessuten basert på råd fra og samarbeid med Det internasjonale råd for havforskning ("International Council for the Exploration of the Sea" (ICES)).*

*Undersøkelsene som utgjør det norske bidraget til JMP har i hovedsaken vært administrert og gjennomført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) etter oppdrag fra Staten forurensnings- tilsyn (SFT) (NIVA kontrakt O-80106). De supplerende PAH-analysene i et utvalg prøver av blåskjell og fisk er blitt finansiert ved et internt NIVA-projekt (E-91412).*

*Formålet med denne rapporten er å få benyttet JMP-resultater i arbeidet med å få etablert referansenivåer for miljøgifter i organismer fra antatt diffust belastede områder. Slike data er relevante for eventuell revurdering av klassegrenser og videre utbygging av SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet. Så langt er rimelig godt dokumenterte referansenivåer bare tilveiebragt for en del av stoff/art-kombinasjonene det er behov for ved vurdering av forurensningstilstand i norske fjorder og kystfarvann.*

*De personer/institutter som har vært involvert i dette arbeidet er listet i hovedrapporten (Green et al., 1995), og vi takker for deres bidrag.*

*Oslo, 30. juni 1995.*

*Norman W. Green  
prosjektleder*

<b>Innhold</b>	<b>Side</b>
FORORD	1
1A. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
1B. SUMMARY AND CONCLUSIONS	5
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	7
3. MATERIALE OG METODER	8
4. KLORORGANISKE STOFFER	14
4.1 Fisk	14
4.1.1 Torsk ( <i>Gadus morhua</i> )	15
4.1.2 Flatfisk	18
4.1.3 Jevnføring av "bakgrunnsnivåene" i ulike arter	25
4.2 Blåskjell ( <i>Mytilus edulis</i> )	27
4.3 Reker ( <i>Pandalus borealis</i> )	31
5. METALLER	32
5.1 Fisk	32
5.1.1 Kvikksølv i filet	32
5.1.2 Bly, kadmium, sink og kopper i lever	35
5.2 Blåskjell	39
5.3 Reker	40
6. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH)	41
6.1 Blåskjell	41
6.2 Fisk	43
7. OPPSUMMERING - VIDERE ARBEID	46
7.1 Referansenivåer	46
7.2 Sammenhengen mellom variable og mellom miljøgiftnivåer og biologiske faktorer	49
7.3 Sluttord	50
8. REFERANSER	51
VEDLEGG A: Parameterforkortelser i vedlegg B-C	61
VEDLEGG B: Sammendragstatistikk	67
VEDLEGG C: Forholdet mellom total-PCB og $\Sigma$ PCB <sub>7</sub> i blåskjell	79
VEDLEGG D: Sammenheng mellom kvikksølvinnhold og lengde hos torsk fra JMP-stasjonene 30 og 36 1987-1992	83
VEDLEGG E: Sammenheng mellom innhold av metaller og fett i torskelever fra JMP-stasjonene 30 og 36 1990-1993	89
VEDLEGG F: Sammenheng mellom innhold av $\Sigma$ PCB <sub>7</sub> , CB 153, $\Sigma$ DDT og HCB i lever av torsk, sandflyndre og rødspette	95

# 1A Sammendrag og konklusjoner

- I Rapportens formål har vært å bearbeide data fra det felles overvåkingsprogram innen Oslo- og Pariskonvensjonene (JMP = Joint Monitoring Program) med sikte på referansenivåer for innhold av miljøgifter i fisk og blåskjell. Med referansenivåer forstås her øvre del (75/95 prosentil) av det konsentrasjonsintervallet som kan observeres ved bare diffus belastning.
- II Materialet omfatter data fra norske JMP-stasjoner fra ytre Oslofjord til Lofoten som ut fra sin beliggenhet kan antas uberørt av punktkilder av noen sporbar betydning (fig. 1-3).
- III Dels fra individuelle analyser, dels blandprøver basert på størrelseskategorier av fisk og ellers blandprøver av blåskjell og reker, er det angitt middelverdier/standardavvik, 75 prosentiler og maksimalverdier av  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> og enkeltforbindelser av PCB,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH (heksaklorsykloheksan), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), kvikksølv, kadmium, bly, sink, kobber, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), benzo(a)pyren og sum kreftfremkallende PAH i relevante arter/vev. Nedenstående oppstilling viser kombinasjonene av parametre og analysemedier, med henvisning til resultattabellene (nr.).

Arter/vev	Klor-organiske	Kvikksølv	Øvrige metaller	PAH
Torsk, lever	1	-	16	21
" filet	2	15	-	21
Skrubbe, lever	7	-	16	-
" filet	3	15	-	-
Sandflyndre, lever	8	-	16	-
" filet	4	15	-	-
Rødspette, lever	9	-	16	-
" filet	5	15	-	-
Lomre, lever	10	-	16	-
" filet	6	15	-	-
Blåskjell	12	18	18	20
Reker	14	19	19	-

Det varierende antall analyser for de ulike parameter/art-kombinasjoner fremgår av resultattabellene.

- IV Særlig for klororganiske stoffer er det konstatert store individuelle variasjoner (omkring en størrelsesorden). Variasjonene utjevnes bare i liten grad ved omregning til fettbasis. Det er følgelig påkrevet med et stort datamateriale for å konkludere noenlunde pålitelig mht. referanseverdier. Statens forurensningstilsyn (SFT) bør vurdere å gjøre dette - for en periode - til en hovedoppgave innen den norske del av JMP.
- V Resultatene er sammenlignet med nyere norske og utenlandske observasjoner og med de offisielle referansenivåene (kl. I) i SFT's klassifiseringssystem.

Med ulike grader av forbehold avhengig av dokumentasjonstilfanget, er det - tentativt - foreslått referansenivåer utover de som finnes i klassifiseringssystemet. I noen tilfeller

drøftes behovet for å redefinere systemets variable (PCB) eller justere grensene for kl. I (se oppsummerende tabeller i kapitel 7).

- VI JMPs registreringer av PCB i organismer er mangelfull i forhold til programmets formål. For å bedømme risiko for menneskers helse og økologiske skader, er det nødvendig å supplere analyseprogrammet - i hvert fall for en tid - med målinger av PCBer med dioksinlignende virkning. Også målsetningen om å registrere regionale forskjeller og utvikling over tid er mindre godt dekket så lenge det ikke er etablert statistiske sammenhenger mellom programmets rutineparametre og de parameterene som egentlig er interessante.

Enkelte andre aktuelle klororganiske stoffgrupper bør vurderes inkludert i JMP, i hvert fall i form av orienterende analyser i deler av det materialet som likevel innsamles. Eventuelt bør materialet lagres i en prøvebank. Se forøvrig kap. 7.1 om det generelle behovet for referanseverdier mht. miljøgifter i marine organismer.

- VII Materialet fra JMP gir mange muligheter for å få belyst sammenhenger mellom miljøgiftinnhold og biologiske variable som størrelse, alder og kjønn; dessuten mulige innbyrdes korrelasjoner mellom parametre eller forskjeller i indikatorartenes akkumuleringsegenskaper. Dette har ikke vært noe hovedmål med rapporten, som bare gir enkelte eksempler på hvordan materialet kan utnyttes (bl.a. kvikksølvinnhold i forhold lengde hos torsk). Videre statistisk bearbeidelse vil gi både økotoksikologiske og praktisk forvaltningsrettede informasjoner av verdi.

## 1B Summary and conclusions

- I The main aim of this report has been to forward tentative conclusions as regards reference levels of micropollutants in fish and shellfish analyzed within the Norwegian part of the Joint Monitoring Programme (JMP) of the Oslo and Paris Commissions. Reference levels in this connection mean the 75/95 percentile of the interval of concentrations which is observed in areas with merely diffuse loading of the analyzed substances (i.e. outside the traceable influence of identified point sources).
- II The data are from selected Norwegian JMP localities along the coast from the outer Oslofjord to Lofoten in the north (fig. 1-3). All sites are several km from urban or industrial centers.
- III Partly from analysis of individual fish, partly from composite samples based on size categories, mean/standard deviation, 75 percentile and maximum values are presented for  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>, CB congeners,  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH, HCB, OCS (octachlorostyrene), mercury, cadmium, lead, zinc, copper, PAH, benzo(a)pyrene and sum potentially cancerogenic PAH in relevant species/tissue. Reference to tables (with English text) for the given combinations of parameters and media is listed below. The variable numbers of analysis behind the calculations appear from the tables.

Species/tissue		Organo-chlorines	Mercury	Other metals	PAH
Cod,	liver	1	-	16	21
"	fillet	2	15	-	21
Flounder,	liver	7	-	16	-
"	fillet	3	15	-	-
Dab,	liver	8	-	16	-
"	fillet	4	15	-	-
Plaice,	liver	9	-	16	-
"	fillet	5	15	-	-
Lemmon sole,	liver	10	15	-	-
"	fillet	6	15	-	-
Blue mussel		12	18	18	20
Shrimps ( <i>Pandalus</i> )		14	19	19	-

- IV Particularly the organochlorine substances showed large variation in accumulation, with intervals spanning one order of magnitude. Consequently, a large data base is needed to establish reliable reference values. Several of the conclusions are tentative and with reservations.
- V The results have been compared with recent Norwegian data and registrations in other countries, and also with the official reference values represented by class I in the classification system of the Norwegian State Pollution Control Authority (SFT, cf. Knutzen



et al., 1993). In some cases revision of parameters (PCB) or limits for class I are suggested (cf. summary tables in ch. 7).

- VI JMP registrations of PCB in organisms are not fully relevant for the four objectives of the programme, particularly not for evaluation of health risks from consumption of seafood. To this end it is proposed that the programme is supplemented with analysis of the coplanar PCBs and polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins necessary for the calculation of toxicity equivalents.

Introductory investigations of other ubiquitous organochlorines (Toxaphene, chlordanes, possibly polychlorinated naphthalenes) should also be carried out within the activities of JMP.

- VII Data from JMP may throw light upon many correlations between micropollutant concentrations and biological variables like age, size and sex; likewise with regard to relations between parameters, and for comparisons between species (accumulation characteristics, indicator properties). Processing of data in these directions may give valuable information both for ecotoxicology in general as well as for management purposes. A few preliminary illustrations of such tasks are presented along with discussions of reference levels.

## 2 Bakgrunn og formål

Den felles overvåking (Joint Monitoring Programme - JMP) under Oslo-/Paris kommisjonene (OSPARCOM) startet i 1984 som et resultat av Oslokonvensjonen mot dumping og Pariskonvensjonen mot landbaserte utslipp av forurensninger.

Hovedformålet med JMP er å vurdere miljøgiftforurensninger i Nordsjøen med Skagerrak/Kattegat og i det nordøstlige Atlanterhavet med henblikk på behovet for tiltak.

Nærmere konkretisert tar JMP sikte på å tilveiebringe data som kan belyse:

- helsemessige konsekvenser av å konsumere mat fra sjøen
- økologiske effekter
- regionale variasjoner i forurensningsgrad
- utvikling over tid

Utvalget av miljøgifter og overvåkingsmedier har dels sin bakgrunn i en vurdering av stoffenes farlighet, dels i praktiske forhold. Variabler som inngår i programmet (OSPARCOM, 1990) er:

- PCB, HCH
- Kvikksølv, kadmium, bly, kobber og sink

I tillegg kommer: enkeltforbindelser av PCB, DDT-metabolitter, HCB, EPOCI og PAH (kfr. Green, 1993).

Aktuelle indikatororganismer er: blåskjell (*Mytilus edulis*), torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og rødspette (*Pleuronectes platessa*) (kfr. OSPARCOM, 1990). I tillegg har det fra en stasjon (St.67B i Hardangerfjorden) bare være mulig å skaffe glasvar (*Lepidorhombus whiff-iagonis*). Dessuten har det vært innsamlet et fåtall prøver av reker (*Pandalus borealis*).

Som regel er klororganiske miljøgifter blitt analysert i alle vevstyper dvs.: bløtdelene i blåskjell, fiskelever og fiskefilet. Metaller er analysert i blåskjell, fiskelever og fiskefilet (bare kvikksølv).

Ovennevnte stoffer har fått en global utbredelse som resultat av menneskelig virksomhet (PCB, DDT og andre miljøfremmede forbindelser) eller de naturlig forekommende nivåer er blitt forhøyet (metaller, PAH).

Som basis for å bedømme lokale/regionale variasjoner i forurensningsgrad og utvikling over tid er det nødvendig å kjenne til hvilke stoff-konsentrasjoner som er vanlige langt fra punktkilder eller større befolkningsentra. Slike data kan på sikt også bli av betydning for å vurdere spekulasjoner om mulig snikforurensning, dvs. en gradvis og vanskelig observerbar forgiftning av omgivelsene.

Foreliggende rapport er et bidrag til å tallfeste begrepet "diffuse bakgrunnsnivåer" for en del klororganiske miljøgifter og metaller, samt PAH i et utvalg av indikatorarter fra norske kystfarvann, spesielt torsk, skrubbe, sandflyndre og blåskjell. Selv innenfor Norge varierer imidlertid den diffuse belastningen (dvs. utenfor innflytelse av identifiserbare punktkilder) såvidt mye at "bakgrunnsnivået" spenner over et betydelig intervall. Det er følgelig mest av praktiske grunner når man har slått sammen data fra hele kysten.

Resultatene fra observasjonene i Norge er sammenlignet med utenlandske data, publisert i de senere år. Ved siden av å dokumentere resultatene fra den norske del av JMP, diskuteres observasjonene i relasjon til SFT's klassifiseringssystem for miljøgifter (Knutzen et al., 1993). Denne klassifiseringen bygger på en sammenstilling av litteraturredata fra inn- og utland frem til 1989 (Knutzen og Skei, 1990) med enkelte senere justeringer. Foreliggende rapport dekker en del av oppfølgingsbehovet med henblikk på eventuell revisjon og ajourføring av klassifiseringssystemet, der usikkerheter, mangler og nødvendige forbehold (kfr. Knutzen og Skei, 1990 og Knutzen, 1992) ikke har kommet med i tilstrekkelig grad.

I tilknytning til disse rutinepregede og praktisk rettede formål er det benyttet anledningen til å gjøre noen innledende sammenligninger mellom ulike arters akkumuleringsegenskaper og statistiske analyser, dels av sammenhenger mellom variable og dels mellom miljøgiftnivåer og biologiske faktorer (kvikksølv - lengde av torsk, metallinnhold i lever av torsk og fettinnhold). På sikt vil JMP-data gi en rekke muligheter for å belyse denne type spørsmål.

### 3 Materiale og metoder

Materialet er begrenset til årene 1990-1993. Begrensningen har delvis sammenheng med at det først i de senere år systematisk er tatt sikte på å få inn data fra mest mulig "uberørte" lokaliteter, men også av analysetekniske årsaker (flere laboratorier, ulike metoder, forandringer i måten å kvantifisere PCB). Rådata er tilgjengelig i Green og Rønningen (1994a).

Utvalget av stasjoner er skjønnsmessig ut fra beliggenhet, dvs. at alle prøvestedene ligger langt fra industrielle punktkilder og befolkningssentra. På enkelte av stasjonene har det forekommet avvikende høye verdier. Ved fremtidig utvidelse av observasjonsmaterialet kan det bli behov for en revurdering av stasjonsutvalget.

Stasjoner for innsamling av sediment og biologiske materiale fra kyststrekningen Oslo til Lofoten er vist på fig.1-3 (sedimentdata ikke behandlet her). Antallet og hvilke stasjoner er gitt i omtalen av resultatene for den enkelte art.

Observasjons-hyppigheten har som regel vært årlig, bortsett fra reker som bare har vært innsamlet noen få ganger. Prøvene er innsamlet og opparbeidet i henhold til metodikk benyttet innenfor Oslo/Pariskonvensjonens "Joint Monitoring Programme" (ICES, 1986, 1992) så langt det har latt seg gjøre.

Undersøkelsene av biologisk materiale har fulgt ICES forskrifter (1986). Av historiske grunner er tre størrelsesgrupper av blåskjell innsamlet fra hver stasjon. De tre størrelsesgrupper var: 2-3, 3-4 og 4-5cm. For hver gruppe innsamles femti individer til en blandprøve. Hundre individer fra 2-3cm gruppen ble innsamlet dersom det var for lite materiale i femti individer. I senere forskrifter (ICES, 1992) er det krav til bare 20 individer pr. størrelsesgruppe. Ut fra de norske resultatene er det en viss indikasjon på at hverken forskjell i skjell-lengde (mellom 2 og 5cm) eller antall individer i blandprøvene (mellom 20 og 100) har noen statistisk effekt på konsentrasjon av miljøgifter (Bjerkeng & Green, 1994), og derfor er resultatene fra størrelsesgruppene slått sammen.

Etter ICES forskrifter skal skjellene "tarmrenses" ved å holdes skjellene levende 12-24 timer i et akvarium med sjøvann fra innsamlingsstedet. Under dette blir temperaturen holdt konstant ved ca.8° C. Deretter blir skjellene rensset og frosset. Tester indikerer at tarmrensingen ikke har signifikant effekt på konsentrasjonen av miljøgifter når det er lite partikler i vannet (Green, 1989).

Fangsten av fisk har tatt sikte på fem lengdegrupper geometrisk fordelt:

Lengdegruppe	Torsk	Flatfisk
1	370-420mm	300-320mm
2	420-475mm	320-340mm
3	475-540mm	340-365mm
4	540-615mm	365-390mm
5	615-700mm	390-420mm

Som regel er det analysert på enkeltprøver av torskelever og for kvikksølv individuelle filetprøver. Til de øvrige analysene av fisk ble det laget blandprøve av hver størrelsesgruppe for å redusere analysekostnadene og samtidig ivareta muligheten å undersøke eventuell korrelasjon mellom konsentrasjon og lengde (alder).

Ved prøveopparbeidelse er det for hver fisk notert kjønn, lengde, vekt og levervekt; dessuten leverfarge og eventuelle sår og misdannelser. Aldersbestemmelse gjøres ved undersøkelse av øresteiner.

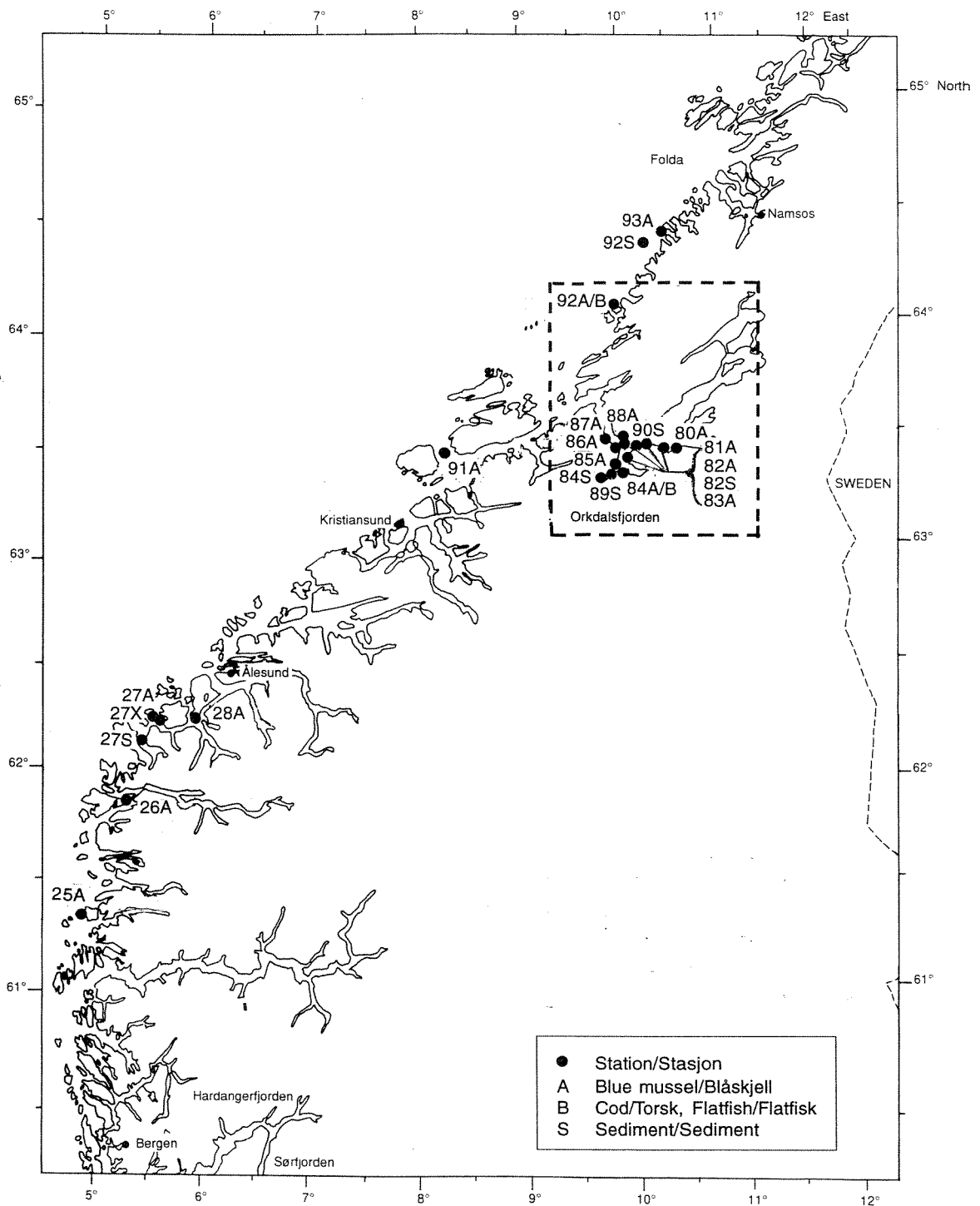
Flere laboratorier er blitt brukt til analysene (se oversikt i Green, 1993). Nedenfor følger en kort redegjørelse for analysemetoder som gjelder utvalget av parametre som er diskutert i foreliggende rapport.

Polyklorerte bifenyler (**PCB**) i skalldyr ble frem til 1991 analysert på det tidligere Senter for industriforskning (SI), nå en avdeling av Stiftelsen for industriell og teknisk forskning ved Norges Tekniske Høgskole - og deretter på NIVA. PCB i fisk er også analysert på NIVA. Begge laboratoriene benyttet en gasskromatograf (GC) med kapillærkolonne og elektroninnfangingsdetektor (ECD). Metodikken gir kvantifisering av enkeltforbindelser (kongenere, forkortet CB).

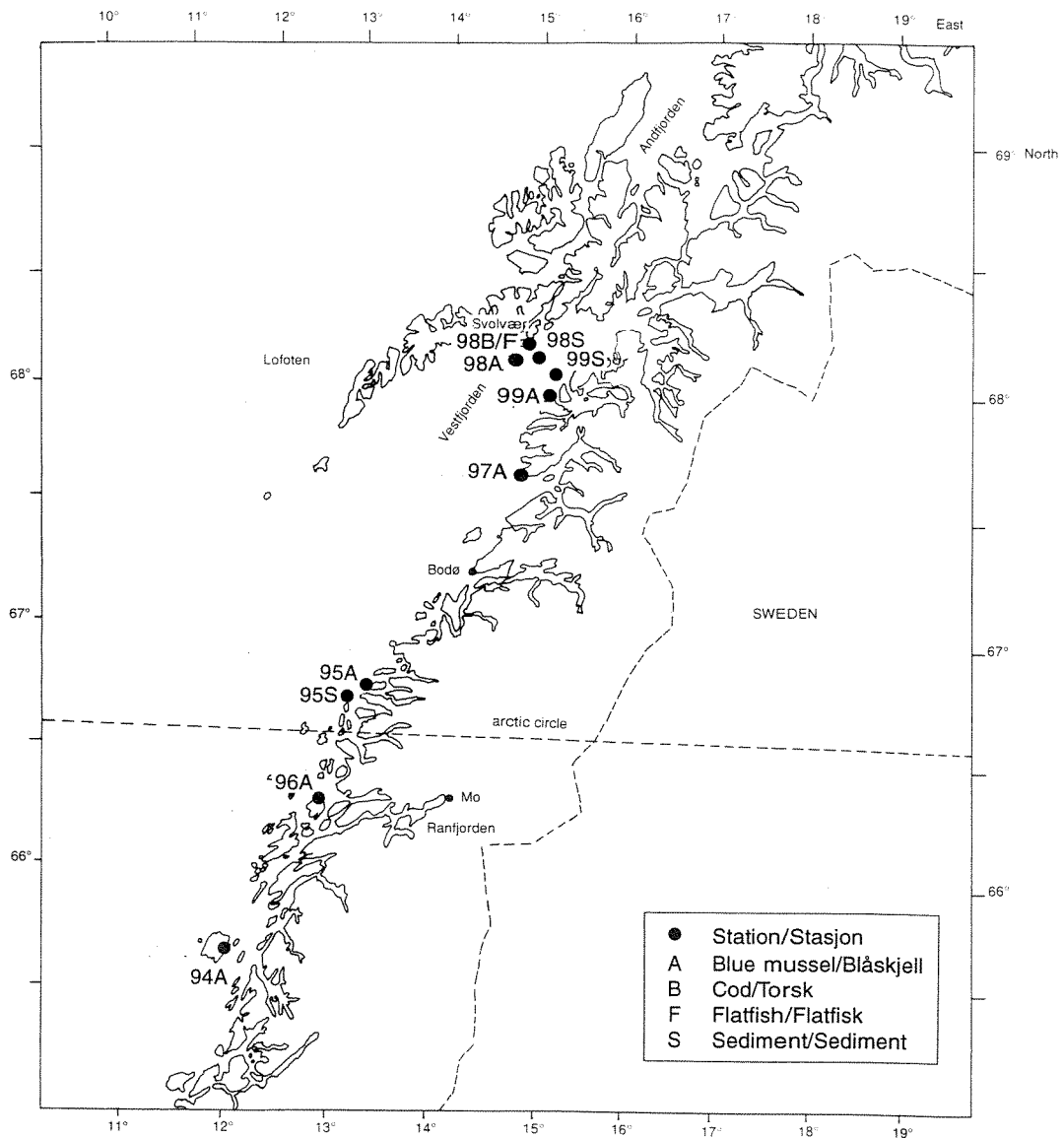
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (**PAH**) er analysert ved NIVA. Prøven er analysert på gasskromatograf med kapillærkolonne koblet til flammeionisasjonsdetektor (FID), i de senere år til masseselektiv detektor (MSD). Identifisering har vært ut fra retensjonstider (FID) og/eller signifikante ioner (MSD). NIVA angir alle 8 potensielt kreftfremkallende PAH (IARC, 1987) pluss et utvalg av forbindelser (vanligvis 20 - 25) som erfaringsmessig bidrar betydelig til totalsummen.

Analyse av **metaller** er gjort ved NIVA og baseres på atomabsorpsjonsspektrometri (AAS). Prøvene er blitt oppluttet i salpetersyre og metallene målt enten ved flamme atomabsorpsjonsspektrometri (FAAS, ved høye konsentrasjoner) eller flammeløs atomabsorpsjonsspektrometri i grafittovn (GAAS, ved lave konsentrasjoner). Flammeteknikken brukes alltid for sink og ofte for kobber. De omtrentlige deteksjonsgrensene i ekstraktet for dette er 50 mg/l for kobber og 200 mg/l bly. Kvikksølv ble målt ved kald-damp atomabsorpsjonsspektrometri (AAS) og gullfelleteknikk (siden 1987).





**Figur 2.** Stasjoner for innsamling av sediment og biologiske materiale fra kyststrekningen Bergen-Namsos.  
Localities for sediments and biota Bergen - Namsos.



**Figur 3.** Stasjoner for innsamling av sediment og biologiske materiale fra kyststrekningen Ranfjordområdet-Lofoten.  
Localities for sediments and biota Ranfjorden - Lofoten.

Tørrstoffinnhold er bestemt ved å tørking i ett døgn ved 105°C i varmeskap. Fettinnhold er bestemt som ekstraherbart fett (ved avdamping etter ekstraksjon med sykloheksan) under PCB analysen.

For å **kvalitetssikre** analysene er det rutinemessig analysert på sertifisert referansemateriale. Imidlertid har det vært vanskelig å skaffe referansemateriale av samme vevstyper som i prøvene. Sertifisert referansemateriale (CRM) er analysert rutinemessig i samme periode som prøvene ble analysert. Behov for eventuelle reanalyser er vurdert. Usikre resultater er avmerket i datarapportene (Green & Rønningen, 1994a, b). Resultatene er også kontrollert vha. flere "screening"-programmer før lagring på korresponderende databaser på NIVA og ICES (kfr. ICES 1992).

De tentativt angitte referansenivåene har et varierende dataunderlag. Grunnet for de foreslåtte verdiene er varierende med hensyn til antall prøvesteder, prøver og analyser, og har fremkommet etter en skjønsmessig vurdering. Denne bedømmelsen er basert på middelverdier/standardavvik (M/SD), 75 prosentiler (den konsentrasjoner som underskrides av 75% av analyseresultatene) og maksimumsverdier. Ved større datasett er 75 prosentilen og  $M+2\cdot SD$  vært "styringsstallene"; ved mindre datasett ofte maksimalverdien. Et skjematisk opplegg basert på f.eks. 95 prosentilen vil først være berettiget når det foreligger mer omfattende materiale.

Sammenheng mellom innhold av enkelte miljøgifter ble undersøkt ved hjelp av lineær regresjon og to-prøve t-tester. Regresjons-modellen ble brukt for å undersøke:

- Forholdet mellom total-PCB- (ut fra likhet med Aroclor 1250) og  $\Sigma PCB_7$ -innholdet i blåskjell (Vedlegg C),
- Forholdet mellom kvikksølvinnhold og lengde hos torsk (Vedlegg D), og
- Forholdet mellom metallinnhold og fettprosent i torskelever (Vedlegg E).

Siste nevnte ble analysert ved "General Linear Model" (GLM) for å få fett% og stasjon og fett% og år interaksjonskomponentene. Sammenheng mellom innhold av  $\Sigma PCB_7$ , klorobifenyl CB153,  $\Sigma DDT$  og HCB i lever av torsk, sandflyndre og rødspette ble undersøkt ved to-prøve t-tester (Vedlegg F). Statistisk signifikansnivå var  $p < 0.05$ . Analysene ble gjennomført på MINITAB versjon 8.0 statistikkpakke.

I foreliggende rapport benyttes bare de viktigste analyseparametrene og det brukes i stor grad sumvariable (PCB, PAH). For en fullstendig liste over parametrene og forklaring av forkortelser henvises til Vedlegg A.



## 4 Klororganiske stoffer

Analysene av klororganiske forbindelser innen JMP omfatter PCB (polyklorerte bifenyler), nedbrytningsprodukter av DDT (diklordifenyltrikloretan),  $\alpha$ - og  $\gamma$ -HCH (heksaklorsykloheksan), heksaklorbenzen HCB (heksaklorbenzen) og oktaklorstyren (OCS). Innen PCB analyseres enkeltforbindelsene nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 (til sammen  $\Sigma$  PCB<sub>7</sub>) og nr. 209 (dekaklorbifenyl); i de senere år også mono-orto forbindelsene nr. 105 og 156.

I tabellene nedenfor er bare tatt med  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>,  $\Sigma$ DDT, DDE,  $\Sigma$ HCH og enkeltforbindelsene CB153, CB209, HCB og OCS. De tre første gruppene og HCB er benyttet innen SFTs klassifisering av miljøkvalitet.

Som regel betyr  $\Sigma$ DDT DDE+DDD, idet bestemmelse av morsubstansen DDT krever en egen prosedyre som ikke inngår i JMP-rutinene. I noen tilfeller (kfr. fotnoter til de aktuelle tabellene) betyr  $\Sigma$ DDT DDE+DDT; sistnevnte omdannet til og bestemt som DDE. DDE er, som den mest persistente og med den (vanligvis) dominerende andelen av  $\Sigma$ DDT, også angitt for seg. Det samme gjelder CB153, som er blant de mest bestandige PCB og dessuten med en høy relativ andel av  $\Sigma$  PCB<sub>7</sub> i de fleste miljøprøver. Det er derfor mulig at CB153 kan være en indikator på totalbelastningen med PCB.

HCB, OCS og CB209 har spesiell interesse i Norge pga. de tidligere store punktkildene for disse stoffene i Frierfjorden og Kristiansandsfjorden, med vedvarende sterk grad av forurensning av sedimentene i disse fjordområdene.

### 4.1 Fisk

De fleste av observasjonene fra referansestasjoner gjelder torsk, som er den mest benyttede indikatorart innen JMP ved siden av blåskjell. I det norske programmet foreligger for torsk individuelle leveranalyser fra seks lokaliteter, tre av dem i hele perioden 1990-93. Nest best dekning er det for sandflyndre, med fem lokaliteter, mens det er to rødspettelokaliteter og en for hver av skrubbe og lomre.

At det benyttes flere fiskeslag, har for det første sammenheng med at artene har ulik næring og levevis, bl.a. varierende grad av tilknytning til bunnen (torsk versus flyndrearter). Derneft har det vist seg praktisk vanskelig bare å satse på en art av flatfisk, idet forekomsten er forskjellig på stasjonene langs kysten. Referanseverdier for flere arter av flatfisk er påkrevet fordi man i nærheten av punktkilder må karakterisere forurensningsgraden ved hjelp av den (de) arten(e) som finnes i området. Dessuten kan artene ha noe ulike netto akkumuleringsegenskaper overfor i hvert fall en del klororganiske stoffer (Knutzen et al., 1993b, 1994b). De kan derfor ikke erstatte hverandre som indikatorer uten forutgående sammenlignende studier. Innen JMP-programmet er muligheten for en slik jevnføring særlig god for torsk-sandflyndre med 4 fangstområder som er felles (se nærmere nedenfor).

#### 4.1.1 Torsk (*Gadus morhua*)

Hovedresultatene fra analyser i materiale innsamlet for JMP-stasjonene 15, 23, 36, 77, 92 og 98 (kfr. kap. 3 og fig.1-3) er gitt i tabellene 1 (lever) og 2 (filet). Kfr. sammendragsstatistikk i vedlegg B.

**Tabell 1.** Utvalgte klororganiske stoffer i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra JMP referansestasjoner 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 1. Selected organochlorines in liver of cod from Norwegian JMP reference ("background") localities,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  lipid.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	390	378.5	513.0	435	7472	1257	2129	1290	20527
CB 153	"	141.6	216.3	160	3460	485	864	465	9506
CB 209	"	7.9	15.4	5 <sup>4)</sup>	213	32	96	18 <sup>4)</sup>	1360
DDE	"	82.7	79.5	99	975	256	348	302	3540
$\Sigma\text{DDT}^2)$	"	97.0	91.1	119	975	294	380	338	4140
$\Sigma\text{HCH}^3)$	"	20.9	18.3	23	103	48	39	62	256
HCB	"	11.9	7.5	15	55	31	24	36	217
OCS	"	8.3	14.0	5 <sup>4)</sup>	169	24	50	20 <sup>4)</sup>	760

1) Den konsentrasjon som 75% av resultatene lå under

2)  $\Sigma\text{DDE} + \text{DDD}$

3)  $\Sigma\alpha + \gamma\text{-HCH}$

4) Misvisende i den forstand at hhv. 2/3 og nærmere 3/4 av verdiene lå under deteksjonsgrensen (varierende mellom 1 og 5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt)

**Tabell 2.** Utvalgte klororganiske stoffer i blandprøver av filet av torsk (*Gadus morhua*) fra JMP referansestasjoner 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 2 Selected organochlorines in bulked samples of muscle of cod from Norwegian JMP reference ("background") localities,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  lipid.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	82	1.81	2.04	1.82	12.9	507	443	597	2570
CB 153	"	0.67	0.88	0.70	5.9	181	184	219	1176
CB 209 <sup>1)</sup>	"	0.11	0.10	0.10	0.7	33	23	43	140
DDE	"	0.39	0.28	0.54	1.6	119	87	150	467
$\Sigma\text{DDT}$	"	0.47	0.32	0.67	1.8	143	101	175	533
$\Sigma\text{HCH}$	"	0.16	0.12	0.20	0.6	53	37	82	140
HCB	"	0.11	0.03	0.10	0.2	37	21	40	133
OCS <sup>1)</sup>	"	0.10	0.06	0.10	0.5	32	23	38	167

1) Noe misvisende middelværdier, idet hhv. 70 og 68 prøver viste konsentrasjoner under deteksjonsgrensene, som for CB 209 har variert mellom 0.05 og 0.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  og for OCS mellom 0.05 og 0.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

Fra tabellene kan man først merke seg de store individuelle variasjonene, som har gitt standardavvik av omlag samme størrelse som middelerdiene, i noen tilfeller større. Det ses også at maksimalverdiene i lever har vært 5-20 ganger høyere enn gjennomsnittet; i filet ofte 5-10 ganger.

Videre er det bemerkelsesverdig at variabiliteten ikke blir noe vesentlig mindre ved omregning til fettbasis, slik det skulle bli i henhold til den utbredte antagelse at konsentrasjonen av fettløselige miljøgifter varierer mer eller mindre sammen med vedkommende organismes/vevs fettinnhold. Dette gjelder likevel i stor grad ved sammenligning av nivåer i vev med svært forskjellig fettinnhold, slik som i filet og lever av torsk. Den store variasjonen innen samme vevstype må sannsynligvis søkes forklart ved et kompleks av individuelt betingede faktorer: eksponeringshistorie, alder og egenskaper mht. opptak, omsetning og utskillelse m.m.

For å sammenligne med SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993a) trengs for PCB erfaringstall for forholdet mellom  $\Sigma\text{PCB}_7$  og total-PCB angitt etter eldre analysemetodikk, dvs. bruk av pakket kolonne og beregning av sum PCB ved sammenligning av gasskromatogrammene fra prøvene og standarder av kommersielle PCB-blandinger (mest Aroclor 1254/1260 eller Clophen A60). SFT-klassifiseringen baserer seg i det vesentlige på undersøkelser utført med eldre analysemetodikk. Publiserte data for enkeltforbindelser av PCB er først blitt vanlig tilgjengelig i de siste 5 år.

Marthinsen et al. (1991) gjorde en slik sammenligning i et lever-materiale av 18 torsk og skrubbe fra det moderat PCB-belastede Hvalerområdet utenfor munningen av Glomma, og fant et forhold mellom total PCB etter gammel metodikk og  $\Sigma\text{PCB}_7$  på ca. 1.6. Multipliseres 75 prosentilen fra tabell 1 med denne faktor fås ca 700  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt, mens øvre grense for kl. I i klassifiseringssystemet er 1000  $\mu\text{g}$  total, PCB/kg. Hvis man imidlertid ønsker å sette grensen høyere enn 90-95% av verdiene som påtreffes i referanseområder, dvs. ved ca.  $M + 2SD$ , kommer man i henhold til tabell 1 opp i omkring 1400  $\mu\text{g}/\text{kg}$  som  $\Sigma\text{PCB}_7$  og dermed over 2000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  av total-PCB.

En hovedfunksjon for øvre grense kl. I i klassifiseringssystemet er å gi en indikasjon på om man står overfor en punktkilde som gir høyere verdier enn "normalt". Da kan ikke grensen settes så lavt at det stadig gir falsk alarm om slike kilder. På den annen side bør grensen være i samsvar med føre var prinsippet, dvs. settes så lavt at man risikerer noen slike feilmeldinger. På denne bakgrunn synes den nåværende PCB-grense for lever i torsk i rimelig godt samsvar med de refererte resultatene fra JMPs referanselokaliteter.

Imidlertid bør grensen redefineres i samsvar med moderne analysemetodikk og angis som  $\Sigma\text{PCB}_7$ . Om den da skal settes ved (alternativt) 500, 700 eller 1000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  blir primært et praktisk spørsmål, som det blir miljøvernmyndighetenes ansvar å avgjøre. Ett av hensynene ved denne beslutning blir hvilket "bakgrunnsnivå" man skal anse som "akseptabelt". Også en del andre data fra åpen kyst eller langt fra punktkilder/befolkningsentra tyder på at høyt diffust bakgrunnsnivå av  $\Sigma\text{PCB}_7$  kan settes til 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (Berge, 1991; Green et al., 1993; Knutzen et al., 1994).

De nåværende grenser for antatt høyt diffust bakgrunnsnivå av  $\Sigma\text{DDT}$  (200  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ),  $\Sigma\text{HCH}$  (50  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) og HCB (20  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i torskelever synes også å stemme rimelig godt overens med resultatene i tabell 1. Ved jevnføringen må da tas i betraktning at  $\Sigma\text{DDT}$  og  $\Sigma\text{HCH}$  i klassifiseringssystemet er ment å inkludere noe mer enn det JMP-analysene omfatter, der som nevnt morsubstansen DDT ikke er med i  $\Sigma\text{DDT}$ , (delvis unntak i blåskjell, se kap. 4.2) og der  $\beta$ - og  $\delta$ -HCH ikke er med i  $\Sigma\text{HCH}$ . Muligens kunne man vurdere å regulere ned grensen for HCH, som vel generelt anses lettere nedbrytbare enn de to øvrige klassifiseringsstoffene, og der "normalnivået" i

omgivelsene derfor kan ventes å avta relativt raskere som følge av globale/regionale utslippsbegrensende tiltak.

For nivåene i torskefilet synes det derimot å være grunner til å nedjustere de nåværende utgangsverdiene for PCB,  $\Sigma$ DDT og  $\Sigma$ HCH. Her opererer klassifiseringssystemet klasse 1 med henholdsvis <10, <2 og 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. Resultatene i tabell 2 kan berettige en halvering for  $\Sigma$ DDT og  $\Sigma$ HCH og en redefinering til 5  $\mu\text{g}$   $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>/kg. Nåværende HCB-grense på <0.2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  kan beholdes.

For OCS og DCB, som har spesiell interesse pga. tidligere store utslipp til Frierfjorden og Kristiansandsfjorden, ses av verdiene i tabell 1-2 at store individuelle variasjoner og en del høye verdier, gjør det vanskelig å fastslå et referansenivå. (For høy deteksjonsgrense er også en del av problemet.) De høyeste konsentrasjonene stammer fra st. 15 Lista 1991, og er vanskelig å forklare. Hypotetisk kunne man tenke seg en påvirkning fra Kristiansandsfjorden, men de siste data herfra (1988-90 og 1992) viste bare moderat forhøyede OCS-konsentrasjoner i fisk fra ytre del av denne fjorden (Knutzen et al. 1991, 1994 c). Av de Boers (1989) registreringer fra nordlige og sentrale Nordsjøen (se nedenfor) og det forhold at 2/3-3/4 av JMP-resultatene lå under 5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt, synes det under alle omstendigheter rimelig å anslå "høyt diffust bakgrunnsnivå" av OCS/DCB i torskelever langs norskekysten til ikke å være over 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt.

Sammenlignes tallene i tabell 1 med data fra nyere publikasjoner, ligger de norske middelverdiene for  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH og HCB stort sett lavere enn utenlandske angivelser (kfr. de Boer, 1989, og MAFF, 1993, 1994). Dette er som forventet, fordi de sistnevnte observasjonene i stor grad innbefatter registreringer fra noe påvirkede områder (bl.a. sydlige Nordsjøen, Finskebukta, britiske estuarer). Observasjonene til Hellou et al. (1993a) fra området utenfor Labrador og Newfoundland ligger også litt over for HCB og  $\Sigma$ HCH, derimot omtrent likt for  $\Sigma$ DDT. I en prøve av torskelever fra Tana observert Paasivirta og Rantio (1991) omlag samme innhold av  $\Sigma$ DDT og HCB som middelverdiene i tabell 1.

Av OCS i torskelever fant de Boer (1989) 4.1/7.8/45  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt henholdsvis i nordlige, sentrale og sydlige Nordsjøen, dvs. ganske moderat i nordlige/sentrale Nordsjøen jevnført med tabell 1. HCB-innholdet i de Boers materiale var vesentlig høyere, i samme rekkefølge 28/63/110  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v.

Generelt er det en vanskelighet ved slike sammenligninger at både analysemetodikk og måten å angi resultatene på varierer. Dette er særlig utpreget for PCB, der det bare er lyktes å finne én utenlandsk referanse for  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> i torskelever. Som sum av enkeltforbindelsenes middelverdier (beregnet her) registrerte de Boer (1988) 422/946/3300  $\mu\text{g}$   $\Sigma$  PCB<sub>7</sub>/kg våtvekt i materiale fra 1977 - 1987 i hhv. nordlige, midtre og sydlige Nordsjøen (utenfor Nederland); m.a.o. omtrent som på norskekysten i nordlige Norgsjøen; 8 ganger høyere i torsk fanget i den sørlige del av dette området. Middelverdiene av CB153 i de samme prøvene var hhv. 120/300/990. Blandprøver av 5 torskelever fra hver av de samme (?) områdene i 1991 inneholdt hhv. 71/170/470  $\mu\text{g}$  CB153/kg v.v. (de Boer et al., 1993).

Av andre studier kan nevnes at Paasivirta og Rantio (1991) og Hellou et al. (1993a) fant lave konsentrasjoner av tot. PCB i henholdsvis Tanatorsk (~ 300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v., Clophen A60) og på østkysten av Canada (86-250  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v., Aroclor 1254), mens MAFF (1993) ikke registrerte mer enn vel 500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Aroclor 1254) ved et dumpeområde utenfor England. Høyere verdier av tot. PCB (Aroclor 1254) ble derimot funnet i lever av torsk fra en del britiske estuarer: 1500-2900  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v. (MAFF, 1994).

Av tabell 1 ses de meget store individuelle variasjonene i CB 153 og  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>, hvilket understreker nødvendigheten av sterke forbehold ved jevnføring av resultater fra undersøkelser med ulike analysemetoder og opplegg for prøvetaking..

Det kan tilføyes at hvitting, som har omlag samme levesett og fettinnhold som torsk, viste til dels enda høyere leverkonsentrasjoner av tot. PCB (og andre klororganiske stoffer) enn torsk fra ovennevnte britiske estuarer (MAFF. 1994).

Også i åpne områder fra det sentrale Nordsjøen (MAFF. 1992) er det i hvittinglever registrert konsentrasjoner av tot. PCB (Aroclor 1254) opp mot det dobbelte av øvre grense kl. I for torskelever i det norske klassifiseringssystemet, mens  $\Sigma$ DDT,  $\Sigma$ HCH og HCB lå under grensene på 200/50/20  $\mu$ g/kg våtvekt (Knutzen et al., 1993a).

#### 4.1.2 Flatfisk

JMP-registreringer på referansestasjoner har som nevnt omfattet sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*).

Sandflyndre har liten interesse som matfisk hos oss, men er blant de anbefalte indikatorarter innen JMP og derfor inkludert også i den norske del av programmet.

Bortsett fra sandflyndre er det foreløpig et sparsomt materiale som foreligger, spesielt med hensyn til antall stasjoner. Nedenstående tabeller er basert på prøver fra følgende stasjoner og år (kfr. fig.1-3)

<u>Sandflyndre</u>	St. 36 Færder (Oslofj.) 1990-1993 St. 77 Borøya (Arendal) 1991 St. 15 Ullerødomr. (Farsund) 1991-1992 St. 22 Børøyfj. (Hordaland) 1990-1992 St. 98 Lille Molla (Lofoten) 1993
<u>Skrubbe</u>	St. 33B Sandebukta Ø. (Oslofj.) 1990-1993 St. 33X Sandebukta V. 1990
<u>Rødspette</u>	St. 15 Ullerødomr. 1992-1993 St. 98 Lille Molla 1993
<u>Lomre</u>	St. 22 Børøyfj. 1993

Tallene nedenfor er ordnet med filetverdiene i tabellene 3-6 og leververdiene i tabellene 7-10. Dataene er fra sammendragsstatistikken i vedlegg B.

Variasjonen i prøvematerialet av flatfisk var ikke fullt så stor hos som torsk, sannsynligvis fordi analysene er foretatt på blandprøver (mot individuelle analyser av torsk). Likevel lå standardavviket for  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> og  $\Sigma$ DDT på våtvektsbasis i 2/3 av tilfellene på over 50% av middelverdien; med bare svakt mindre variabilitet på fettbasis.

I SFTs klassifiseringssystem opereres det med følgende øvre grenser for tilstandsklasse I, bedømt ut fra nivåene i skrubbefilet ( $\mu$ g/kg våtvektsbasis):

Tot PCB	20
$\Sigma$ DDT	3
$\Sigma$ HCH	2
HCB	0.3

Av tabell 3 ses at selv etter å ha multiplisert maksimumsverdien for  $\Sigma\text{PCB}_7$  med 1.6 (kfr. forholdstallet observert av Marthinsen et al. (1991) i Hvalerområdet), fås mindre enn halvparten av SFT-grensen. Denne synes derfor å kunne redefineres til  $5 \mu\text{g PCB}_7/\text{kg}$  våtvekt. Selv om materiale fra bare én stasjon er spinkelt, er det på den annen side liten grunn til å anta avvikende lavt forurensningsnivå i Sandebukta, i og med beliggenheten til Oslofjorden og et delvis industrialisert lokalt nedbørfelt.

Grensene for  $\Sigma\text{HCH}$  og HCB i skrubbefilet synes også å kunne vurderes regulert ned, henholdsvis til i hvert fall 1 og  $0.2 \mu\text{g/kg}$  våtvekt, muligens bare halvparten. Nedregulering av DDT-grensen er derimot mer tvilsom, mest fordi DDT selv ikke er med i summen fra tabell 3. Ellers skulle Sandebukta være blant de høyt diffust belastede med insektbekjempningsmidler siden nedbørfeltet både har mye jordbruk og skogbruk.

**Tabell 3.** Utvalgte klororganiske stoffer i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra antatt bare diffust belastet JMP-stasjon 33 i 1990-93,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g/kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 3. Selected organochlorines in muscle of flounder from the Norwegian JMP reference locality 33 in 1990-93,  $\mu\text{g/kg}$  w.w. and  $\mu\text{g/kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	20	2.54	1.55	3.84	5.55	699	400	1056	1700
CB 153	"	0.76	0.49	1.12	1.84	207	116	305	477
CB 209	"	0.07	0.03	0.10	0.10	28	24	43	100
DDE	"	0.97	0.67	1.39	2.24	247	150	316	747
$\Sigma\text{DDT}$	"	1.03	0.64	1.45	2.24	273	148	320	747
$\Sigma\text{HCH}$	"	0.19	0.11	0.24	0.42	56	30	80	100
HCB	"	0.08	0.02	0.10	0.10	30	22	43	100
OCS	"	0.07	0.03	0.10	0.10	28	24	43	100

Det for tiden beste grunnlaget for klassifisering av miljøgiftnivåer i flyndrefisk har man utvilsomt i sandflyndre (tabell 4, 8) med analyser av 43 blandprøver fra fem steder langs mesteparten av kysten. I filet synes akkumuleringsgraden å være i hvert fall delvis noe større ( $\Sigma\text{PCB}_7$ ,  $\Sigma\text{HCH}$ , HCB) enn i skrubbe (jevnfør tabellene 3 og 4), slik at grensene for tilstandsklasse I (basert på sandflyndre) kan foreslås til ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt):

$\Sigma\text{PCB}_7$ :	10
$\Sigma\text{DDT}$ :	3
$\Sigma\text{HCH}$ :	1.5
HCB:	0.3

**Tabell 4.** Utvalgte klororganiske stoffer i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*) fra antatt bare diffust belastede JMP stasjoner 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 4. Selected organochlorines in muscle of dab from Norwegian JMP reference (background) localities 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	43	5.55	7.10	7.05	47.4	996	964	1200	4735
CB 153	"	2.20	2.82	2.80	18.6	391	391	518	1856
CB 209	"	0.15	0.12	0.20	0.55	32	39	39	250
DDE	"	1.15	0.98	1.30	4.9	191	120	222	700
$\Sigma\text{DDT}$	"	1.31	1.24	1.40	6.4	219	155	245	900
$\Sigma\text{HCH}$	"	0.30	0.39	0.35	2.5	49	44	70	254
HCB	"	0.13	0.07	0.12	0.43	27	23	31	150
OCS	"	0.08	0.02	0.10	0.11	19	15	25	77

Referansedata fra flere arter av fisk aktualiserer spørsmålet om hvor mange arter som skal benyttes innenfor et klassifiseringssystem. Som nevnt er det i prinsippet behov for å få med organismer som representerer ulike levevis, eksponeringsveier og akkumuleringsegenskaper. I tillegg kommer praktiske forhold: hvor tilgjengelig artene er og deres betydning som mat for mennesker. I teorien er det mest praktisk med lavest mulig antall indikatorarter, bl.a. fordi risikoen blir mindre for sprikende resultater fra samme område. På den annen side gir data fra flere arter et mer korrekt bilde av virkeligheten og forenkler prøvetakingen om artene kan vikariere for hverandre.

Ut fra resultatenes antall og geografiske spredning (representativitet) kunne man f.eks. vurdere å erstatte skrubbe med sandflyndre som nasjonal indikator på miljøgiftbelastning. Imidlertid er skrubbe meget brakkvannstolerant og derfor den kanskje mest anvendelige indikator i det store antall estuarmiljøer der det er aktuelt å kartlegge miljøgiftbelastningen. Samtidig trives den også i mer utpreget marine omgivelser.

Selv om det neppe er aktuelt å inkorporere rødspette og lomre i klassifiseringssystemet med definerte konsentrasjonsintervaller for 5 tilstandsklasser, er det gunstig å ha referansedata for andre arter enn det klassifiseringssystemet omfatter. Behovet melder seg når man skal karakterisere tilstanden på steder der det er vanskelig å få prøver av "systemindikatorene". Av tabellene 5-6 ses at

både rødspette og lomre delvis synes å skille seg fra sandflyndre/skrubbe ved mindre grad av akkumulering i filet.

**Tabell 5.** Utvalgte klororganiske stoffer i filet av rødspette (*Pleuronectes platessa*) fra antatt bare diffust belastede JMP-stasjoner i 1992-93,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g/kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 5. Selected organochlorines in muscle of plaice from the Norwegian JMP reference localities 15 and 98 in 1992-93,  $\mu\text{g/kg}$  w.w. and  $\mu\text{g/kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	8	0.78	0.39	1.15	1.40	225	48	271	300
CB 153	"	0.24	0.16	0.38	0.50	65	25	93	100
CB 209	"	<0.1	-	-	-	<34	-	-	-
DDE	"	0.16	0.07	0.20	0.30	48	8	50	60
$\Sigma\text{DDT}$	"	0.21	0.07	0.25	0.35	65	11	75	75
$\Sigma\text{HCH}$	"	0.10	0.03	0.10	0.15	32	12	46	50
HCB	"	<0.1	-	-	-	<34	-	-	-
OCS	"	<0.1	-	-	-	<34	-	-	-

**Tabell 6.** Utvalgte klororganiske stoffer i filet av lomre (*Microstomus kitt*) fra antatt bare diffust belastet JMP-stasjon 22 i 1993,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g/kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 6. Selected organochlorines in muscle of lemon sole from the Norwegian JMP reference locality 22 in 1993,  $\mu\text{g/kg}$  w.w. and  $\mu\text{g/kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	5	0.47	0.08	0.55	0.55	297	106	400	450
CB 153	"	0.14	0.05	0.20	0.20	83	24	100	100
CB 209	"	<0.1	-	-	-	<67	-	-	-
DDE	"	0.14	0.05	0.20	0.20	83	24	100	100
$\Sigma\text{DDT}$	"	0.18	0.07	0.25	0.25	107	31	138	150
$\Sigma\text{HCH}$	"	<0.1	-	-	-	<67	-	-	-
HCB	"	<0.1	-	-	-	<67	-	-	-
OCS	"	<0.1	-	-	-	<67	-	-	-

Tentative øvre grenser for "antatt høyt bakgrunnsnivå" i filet av rødspette og lomre kan være ( $\mu\text{g/kg}$  våtvekt, kfr. tabell 5-6):

	Rødspette	Lomre
$\Sigma\text{PCB}_7$	2	2
$\Sigma\text{DDT}$	1	1
$\Sigma\text{HCH}$	0.5	0.3
HCB	0.1	0.1



Imidlertid trengs for begge arter observasjoner fra flere referanselokaliteter før forholdet kan avklares.

Innholdet av klororganiske stoffer i lever av flatfisk (tabellene 7-10) inngår foreløpig ikke i klassifiseringssystemet. En praktisk årsak til dette har vært mangelen på referansedata. Når det nå er blitt bedre grunnlag for å inkludere leverdata, er det likevel påkrevet å vurdere hvor mange arter/vev som det er formålstjenlig å ha med. Filet er klart mest relevant for næringsmiddelmyndighetenes behov, idet lever av flatfisk er av liten/ingen betydning som mat. På den annen side er akkumuleringen av klororganiske stoffer markert høyere i lever. Som man ser av tabellene 5-6 kan det for enkelte av stoffene være vanskelig å få etablert referanseverdier i filet pga. analysetekniske forhold (deteksjonsgrensene). I et økologisk perspektiv er det følgelig en klar fordel, og i enkelte tilfeller nødvendig, å bruke leverdata. Sammenligner man middelveidene på fettbasis for lever og filet innen hver av de undersøkte flyndreartene, ses at det var bemerkelsesverdig godt samsvar, særlig mht. til  $\Sigma\text{PCB}_7$  og  $\Sigma\text{DDT}$ . Følgelig skulle det være begrenset risiko for å havne i ulike tilstandsklasser ut fra henholdsvis lever- og filetdata fra samme art.

For øvrig ser man at artene synes å ha noe forskjellig netto akkumuleringsegenskaper, og at dette bare for en mindre dels vedkommende kan forklares ut fra ulikt fettinnhold. Dette tema er nærmere behandlet i kap. 4.1.3.

Grunnlagsmaterialet for en klassifisering er fremdeles spinkelt og bør eventuelt utvides. For de to artene der det er mest data, og som ligger nærmest torsk mht. leverkonsentrasjoner, kan imidlertid antydes følgende grenser for tilstandsklasse I i lever ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt):

	Skrubbe	Sandflyndre
$\Sigma\text{PCB}_7$	100	500
$\Sigma\text{DDT}$	30	100
$\Sigma\text{HCH}$	10	30
HCB	5	10

**Tabell 7.** Utvalgte klororganiske stoffer i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra JMP stasjon 33 i 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 7. Selected organochlorines in liver of flounder from the Norwegian JMP reference locality 33 in 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	23	62.5	44.1	87	179	696	364	778	1909
CB 153	"	18.7	13.5	27	52	205	112	227	568
CB 209	"	1.8	1.8	1?	5	19	11	31	36
DDE	"	17.5	11.1	24	52	245	246	231?	1182
$\Sigma\text{DDT}$	"	20.1	11.5	24	52	265	239	249?	1182?
$\Sigma\text{HCH}$	"	4.0	2.4	5	12	53	35	93	111
HCB	"	2.0	1.7	3	5	22	10	31	36
OCS	"	1.8	1.8	1?	5	19	11	31	36

**Tabell 8.** Utvalgte klororganiske stoffer i lever av sandflyndre (*Limanda limanda*) fra antatt bare diffust belastede JMP referansestasjoner 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 8. Selected organochlorines in liver of dab from Norwegian JMP reference ("background") localities 1990-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	42	203.3	135	292	569	1088	781	1187	3671
CB 153	"	83.7	58.2	128	239	445	331	499	1542
CB 209	"	6.4	4.3	10	15	37	29	51	148
DDE	"	34.2	18.0	43	89	185	81	248	410
$\Sigma\text{DDT}$	"	37.8	19.6	48	89	205	90	282	432
$\Sigma\text{HCH}$	"	7.5	8.3	5?	31	35	30	39	120
HCB	"	3.9	1.6	5	9	21	9	27	49
OCS	"	2.7	1.4	3	5	16	11	24	49

**Tabell 9.** Utvalgte klororganiske stoffer i lever av rødspette (*Pleuronectes platessa*) fra antatt bare diffust belastede JMP referansestasjoner 1992-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 9. Selected organochlorines in liver of plaice from the Norwegian JMP reference localities 1992-93,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	8	19.1	10.8	28	34	176	56	231	254
CB 153	"	6.9	4.5	11	13	60	27	89	96
CB 209	"	1.5	0.5	2	2	16	6	18	27
DDE	"	3.8	1.5	5	6	37	8	45	50
$\Sigma\text{DDT}$	"	4.9	1.7	6	7	51	22	58	101
$\Sigma\text{HCH}$	"	1.9	0.6	2	3	20	6	25	31
HCB	"	1.5	0.5	2	2	16	6	18	27
OCS	"	1.4	0.5	2	2	15	6	18	27

**Tabell 10.** Utvalgte klororganiske stoffer i lever av lomre (*Microstomus kitt*) fra antatt bare diffust belastet JMP referansestasjon 22 i 1993,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g/kg}$  fett. N: Antall, M: Middell, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 10. Selected organochlorines in liver of lemon sole from the Norwegian JMP reference locality 22 in 1993,  $\mu\text{g/kg}$  w.w. and  $\mu\text{g/kg}$  fat.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma\text{PCB}_7$	5	42.7	23.2	65	79	309	165	454	590
CB 153	"	17.4	10.1	28	32	126	71	194	239
CB 209	"	<1	-	1	1	8	2	9	10
DDE	"	16.2	8.8	25	26	113	53	170	179
$\Sigma\text{DDT}$	"	17.2	8.8	26	27	120	52	175	187
$\Sigma\text{HCH}$	"	3.4	0.6	4	4	25	3	28	30
HCB	"	1.8	0.8	3	3	12	3	15	16
OCS	"	<1	-	1	1	8	2	9	10

Av nyere utenlandske observasjoner i filèt og lever av flatfisk kan nevnes:

Skrubbe : Cossa et al. (1992); MAFF (1994)  
 Sandflyndre : MAFF (1992, 1994), de Boer et al., 1993, Kamman et al. (1993), Loizeau og Abarnou (1994)  
 Rødspette : de Boer et al. (1993)

Omregnet fra tørrvektbasis (her) ved å dele med 4, fant Cossa et al. (1992) i filet av skrubbe fra kysten av Frankrike (1986-87) følgende anslagsmessige intervaller for gjennomsnittsverdier fra 4 områder som synes meget varierende belastet ( $\mu\text{g/kg}$  v.v.).

$\Sigma\text{PCB}$	CB153	DDE	$\Sigma\text{DDT}$	$\gamma\text{HCH}$
12-500	2-135	0.7-20	1.5-30	0.02-0.5

De høyeste verdiene fra Seine-estualet lå 1-2 størrelsesordener høyere enn verdier fra den norske referansestasjonen (tabell 3). Særlig er de franske PCB-tallene delvis ekstremt høye. Bare i et materiale fra Normandikysten, uten noe større elveutløp i omegnen, nærmet verdiene seg de norske.

Også i lever av skrubbe fra britiske estuarer/kystnære områder, observerte MAFF (1994) delvis høye konsentrasjoner sammenlignet med i Norge (kfr. tabell 7,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt):

Tot.PCB	DDE	$\Sigma\text{DDT}$	$\Sigma\text{HCH}$	HCB
300-600	22-43	50-240	7-12	1-52 (?)

I filet av sandflyndre er det få jevnføringsmuligheter med utenlandske observasjoner, men de Boer et al. (1993) fant 3.8/2.5  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt av CB 153 i henholdsvis Tyskebukta og Vadehavet, hvilket

er på samme nivå som middelveidi og 75 prosentilen i tabell 4. Loizeau og Abarnou (1994) fikk bekreftet den sterke PCB-belastningen i Seine-estualet (kfr. ovenfor) med filèt-innhold av CB 153 i 2-4 år gamle eksemplarer på ca. 40-60 µg/kg våtvekt (omregnet her fra tørrvektbasis).

Ved analyser i lever av samme art fant Loizeau og Abarnou (1994) ca. 150- 300 µg CB 153/kg v.v. (omregnet her fra tørrvektbasis), dvs. i merkelig lite samsvar med filèt-dataene. Sistnevnte lå en størrelsesorden over resultatene oppsummert i tabell 4, mens de franske leverdataene ikke representerer mer enn ca. en fordobling av middelveidien for CB 153 i tabell 8. Konsentrasjonene i sandflyndrelever fra Tyskebukta/Vadehavet lå mer som forventet, dvs. ca. 20 ganger høyere enn filètverdiene (52/63 µg CB 153/kg v.v., de Boer et al., 1993) og synes merkverdig moderate jevnført de norske referansedata (tabell 8).

Britiske observasjoner fra henholdsvis åpne farvann (MAFF, 1992) og mer eller mindre påvirkede estuarer (MAFF, 1994), viste følgende konsentrasjonsintervaller i lever av sandflyndre (med forbehold for vårt utvalg av lokaliteter til de to kategorier):

	Tot. PCB	ΣDDT	DDE	ΣHCH	HCB
MAFF, 1992	130-400	13-54	12-35	1-8	<1-4
MAFF, 1994	600-990	90-800	40-700	6-52	3-55

I filèt av rødspette fra Doggerbank registrerte de Boer et al. 0.82 µg CB 153/kg våtvekt, m.a.o. noe høyere enn (de sparsomme) norske referanseverdiene.

#### 4.1.3 Jevnføring av "bakgrunnsnivåene" i ulike arter

Som det har fremgått ovenfor, synes artene til dels å ha noe forskjellige akkumuleringsegenskaper. Ut fra det foreliggende materiale kan dette f.eks. illustreres ved middelkonsentrasjonene av ΣPCB<sub>7</sub>, CB 153, ΣDDT og HCB (fra vedlegg B) i lever av de fem artene (µg/kg fett) og forholdet mellom ulike variable:

	Torsk	Skrubbe	Sandflyndre	Rødspette	Lomre
<i>antall</i>	390	23	42	8	5
ΣPCB <sub>7</sub>	1257	696	1088	176	309
CB 153	485	205	445	60	126
<i>CB 153/ΣPCB<sub>7</sub></i>	0.39	0.29	0.41	0.34	0.41
ΣDDT	284	265	205	51	120
<i>ΣDDT/ΣPCB<sub>7</sub></i>	0.23	0.38	0.19	0.29	0.39
HCB	31	22	21	16	12
<i>HCB/ΣPCB<sub>7</sub></i>	0.025	0.032	0.019	0.091	0.039

Imidlertid er det bare i et fåtall tilfeller at to arter er samlet samtidig fra samme sted, slik det bør være for at sammenligningen skal bli mest mulig utsagnskraftig mht. artenes netto akkumuleringsegenskaper ved (tilnærmet) samme eksponering. De aktuelle tilfeller ble testet med en to-prøve t-test som forutsetter ulike varianser i de to prøvesettene (kfr. manualen for MINITAB statistikkpakke) ettersom datamateriale består av både analyser av enkelte fisk (torsk) og

blandprøver (sandflyndre og rødspette). Konsentrasjonene ble log<sub>e</sub>-transformert. Resultatene er vist i tabell 11 og vedlegg F.

Resultatene i tabell 11 viser at konsentrasjonene av ΣPCB<sub>7</sub>, CB 153, ΣDDT og HCB i lever var signifikant lavere i rødspette enn i torsk tatt på samme sted (st.15 og 98). Konsentrasjonene av Σ DDT og HCB var også signifikant lavere i sandflyndre i forhold til torsk, mens det ikke var noen klar tendens for ΣPCB<sub>7</sub> og CB 153 (st.15, 36, 77 og 98). Det meget begrensede datamaterialet tilgjengelig for sammenligning av sandflyndre og rødspette (st.15 og 98) antyder noe høyere akkumulering i sandflyndrelever.

**Tabell 11.** Sammenligning av konsentrasjoner av ΣPCB<sub>7</sub>, CB 153, ΣDDT og HCB i lever av torsk (**T**), sandflyndre (**S**) og rødspette (**R**). Antall (**n**) og signifikantsnivå (**p**) er angitt hvor ns = ikke signifikant forskjell, \* = p<0.05, \*\* = p<0.01 og \*\*\* = p<0.001. (se vedlegg F).

st.	art:	T			p	art:	R			p	art:	S			p
		år	n	n			n	n	n			n	n		
15	ΣPCB <sub>7</sub>	91 93	46	5	ns	92 93	47	5	***	93	2	2	ns		
	CB 153				ns				**				ns		
	ΣDDT				ns				***				ns		
	HCB				***				**				ns		
36	ΣPCB <sub>7</sub>	90-93	99	18	ns										
	CB 153				ns										
	ΣDDT				***										
	HCB				**										
77	ΣPCB <sub>7</sub>	91	24	3	*										
	CB 153				ns										
	ΣDDT				ns										
	HCB				*										
98	ΣPCB <sub>7</sub>	93	16	4	*	93	16	3	*	93	4	3	ns		
	CB 153				*				*				*		
	ΣDDT				*				*				*		
	HCB				**				***				*		
alle	ΣPCB <sub>7</sub>		185	30	ns		63	8	**		6	5	*		
	CB 153	ns			***	*									
	ΣDDT	***			***	**									
	HCB	***			***	**									

## 4.2 Blåskjell (*Mytilus edulis*)

Tabell 12 oppsummerer hovedresultatene fra analysene av 106 blåskjellprøver (ikke registrert samtlige variable i alle prøver). Sammendragsstatistikk finnes i vedlegg B. De 106 prøvene omfatter i flere tilfeller ulike størrelseskategorier innen 2-5 cm) fra samme tid/sted, men foreløpig er det ikke sett på eventuell variasjon med størrelsen.

**Tabell 12.** Utvalgte klororganiske stoffer i 106 blåskjellprøver fra antatt bare diffust belastede JMP referansestasjoner i 1990-1993<sup>5</sup>),  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Tabell 12 Selected organochlorines in the common mussel (*Mytilus edulis*) from the Norwegian JMP reference localities in 1990-1993,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w. and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  d.w.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				TØRRVEKTSBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
CB 28	106	0.16	0.14	0.20	1.40 <sup>1)</sup>	0.85	0.71	1.06	6.42
" 52	76	0.22	0.13	0.30	0.49	1.23	0.74	1.87	2.84
" 101	106	0.26	0.23	0.30	1.20	1.42	1.26	1.74	5.69
" 118	106	0.26	0.21	0.38	0.90	1.43	1.22	1.89	5.36
" 138	102	0.38	0.30	0.50	1.30	2.10	1.64	2.99	7.23
" 153	106	0.43	0.33	1.50	1.56	2.35	1.82	3.06	9.04
" 180	106	0.17	0.23	0.20	1.70	0.94	1.21	1.06	8.63
$\Sigma\text{PCB}_7$	106	1.50	1.30	2.30	5.51	8.08	7.08	11.34	30.28
DDE	73	0.29	0.22	0.40	1.10	1.55	1.22	2.09	6.63
DDD	41	0.26	0.38	0.20	2.20	1.37	1.53	1.35	8.66
$\Sigma\text{DDT I}^{2)}$	41	0.59	0.56	-	2.90	3.16	2.55	-	11.42
$\Sigma\text{DDT II}^{3)}$	33	0.62	0.28	-	1.20	3.43	1.44	-	6.63
$\alpha\text{-HCH}$	73	0.12	0.06	0.10	0.30	0.64	0.23	0.64	1.46
$\gamma\text{-HCH}$	106	0.33	0.27	0.40	1.70	1.77	1.45	2.18	10.49
$\Sigma\text{HCH}^{4)}$	106	0.41	0.28	0.48	1.70	2.15	1.44	2.67	10.49
HCB	106	0.10	0.02	0.10	0.20	0.52	0.12	0.60	0.82

1) En størrelsesgruppe, øvrige to størrelsesgrupper <0.20

2) Sum av DDE og DDD i 41 prøver

3) DDE + DDT analysert som DDE (SI-metode) i 33 andre prøver.

4) Sum av  $\alpha\text{-HCH}$  og  $\gamma\text{-HCH}$ , inkluderer manglende verdier.

5) St. nr. 13-15, 22-28, 35, 36, 73, 74, 76, 77, 91-99.

Det kan tilføyes at i 1993 ble også 5CB (pentaklorbenzen) og OCS (oktaklorstyren) analysert, men lå under deteksjonsgrensen på 0.1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt i alle 33 prøvene (11 stasjoner).

For eventuell omregning av tabellens middelveidier til fettbasis kan benyttes en fettprosent på 1.66 (SD 0.5, maks. 3.4, 106 prøver). Midlere tørrvektprosent var på 18.6 (SD 2.64, maks. 26.5, 178 prøver).

PCB-verdiene i tabell 12 lar seg ikke direkte sammenligne med klassegrensene i SFT's klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993), idet systemet baserer seg på tidligere bestemmelse av total-PCB ut fra likhet med kommersielle blandinger (som regel Aroclor 1254/1260 eller Clophen A60). Imidlertid foreligger for 1988-90 analyse av PCB etter både gammel og ny metodikk. (Ved

gammel metodikk ble PCB bestemt ut fra 6 topper i kromatogrammet og likhet med Aroclor 1254). For en serie på 71 prøver fra både "uberørte" og noe mer belastede steder (JMP-stasjonene 3, 14, 15, 22, 30, 31, 35, 36, 52, 56, 57, 63, 65, 71, 73, 74, 76, 82, 84, 87) ble det funnet et forhold mellom total PCB og  $\Sigma\text{PCB}_7$  på  $1.77 \pm 8\%$  (vedlegg C). For et mindre utvalg av stasjoner på åpen kyst eller langt fra punktkilder (43 prøver fra JMP-stasjonene 3, 14, 15, 22, 35, 36, 57, 63, 65, 73, 74, 76, 77, 84, 87) var gjennomsnittlig forhold mellom Tot. PCB og  $\Sigma\text{PCB}_7$   $1.69 \pm 9\%$  (vedlegg C).

Ut fra ovenstående, og den usikkerhet som både ligger i analysenøyaktighet og utvalget av prøver, kan forholdet tot PCB:  $\Sigma\text{PCB}_7$  for blåskjell fra bare diffust belastede steder for enkelhets skyld settes til 2.

Utenlandske angivelser av tilsvarende forholdstall er fåtallige. Hummel et al. (1990) observerte et forhold på vel 2 mellom summen av 31 PCB-kongenere og  $\Sigma\text{PCB}_7$ , mens Porte og Albaiges (1993) fant (1993) tot PCB (Aroclor 1254) =  $3.17 \times \Sigma\text{PCB}_7 + 1.43$  (se også Solé et al., 1994).

2 x maksimalverdien for  $\text{PCB}_7$  fra tabell 12 gir vel 11  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt av total-PCB, hvilket stemmer godt med grensen for kl. I i SFT's klassifiseringssystem der 10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  representerer antatt øvre grense for PCB i blåskjell som bare er diffust belastet (Knutzen et al., 1993). Grensen bør imidlertid redefineres til  $\Sigma\text{PCB}_7$  som enhet; forslagsvis til 4 (5?)  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt.

Sammenligning med utenlandske observasjoner har i denne forbindelse begrenset interesse fordi det som regel er vanskelig ut fra opplysningene å bedømme graden av belastning. Men det kan i hvert fall konstateres at PCB-konsentrasjonene i det norske materialet sammenstilt i tabell 12 generelt ligger lavt jevnført med mesteparten av dataene fra nyere utenlandske undersøkelser (Pastor et al., 1988; Mac Donald, 1989; Picer og Picer, 1990, 1995; Hummel et al., 1990; Porte og Albaiges, 1993; Solé et al., 1994; Granby og Spliid, 1995). Dette er som man kunne forvente ved sammenligning av referanselokaliteter med et bredere utvalg av stasjoner der også områder med høyere belastning er representert (f.eks. O'Connor, 1991; Robertson et al., 1991; MAFF, 1993; Porte og Albaiges, 1993; Picer og Picer, 1995).

De norske registreringene ligger imidlertid ikke lavere enn det til dels også er observert i USA (O'Connor, 1991, Robertson et al., 1991), Irland (O'Sullivan et al., 1991) eller Storbritannia (MAFF, 1993). Med forbehold om det begrensede materialet som foreløpig kan vises til, synes derimot skjell fra selv åpen kyst i Østersjøen å ha noe høyere PCB-innhold (ca fordobling i forhold til "høyt norsk bakgrunnsnivå"?, kfr. Lee et al., 1993). Nederlandske estuarer og kystfarvann synes å gi et eksempel på generelt høyt PCB-innhold i skjell (Hummel et al., 1990). På Kattekatkysten av Danmark inneholdt skjell samlet i 1985 i gjennomsnitt 7 - 8  $\mu\text{g} \Sigma\text{PCB}_7/\text{kg}$  våtvekt (beregnet her ved avlesning av fig. hos Granby og Spliid, 1995), med en variasjon fra 3 til 21  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

Sammenligningen ovenfor hemmes av de ulike analysemetoder og enheter som er benyttet.\* Det er m.a.o. til stede et betydelig behov for standardisering.

I tillegg må påpekes at studiene ovenfor ikke bare omfatter *Mytilus edulis*, men også de nær beslektede *M. californianus* (USA) og *M. galloprovincialis* (med hovedutbredelse i Middelhavet). Sannsynligvis har de tre artene nokså like akkumuleringsegenskaper, men forholdet trenger en dokumentasjon.

\* I så henseende utmerker seg Hühnerfuss et al. (1995) ved oppfinnelsen av "Extractable organic matter" (EOM) som basis, uten å angi EOMs forhold til våtvekt eller tørrvekt. Imidlertid synes det bare å dreie seg om et oppstilt uttrykk for fettfraksjonen. Artikkelen omhandler vesentlig dioksinlignende PCB, med sum TE (toksisitetskvivalenter) på 5 - 15  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (hvis "EOM" antas 1% av våtvekt).

Gjennomsnittsprofilen for PCB i skjell fra tabell 12 var (middel i % av  $\Sigma\text{PCB}_7$ ):

PCB:	28:	9.0
"	52:	11.8
"	101:	14.0
"	118:	14.6
"	138:	21.3
"	153:	23.6
"	180:	9.6

Også Hummel et al. (1991) observerte at 153 var den kongener som opptrådte i høyest konsentrasjon, etterfulgt av 138, mens Porte og Albaiges (1991) fant det omvendte forhold mellom disse to forbindelsene. Både nr. 153 og 138 er blant de mest persistente PCB (de Boer et al., 1993 med. ref.). Andelene CB 138/153 av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i en del andre norske undersøkelser er vist i tabell 13. Det fremgår at det har vært noe varierende hvilke av de to kongenere som har vært mest fremtredende. Slike variasjoner kan skyldes ulikheter i lokal eksponering, men forskjellene er så små at også analyseusikkerhet spiller inn. Stort sett i alle tilfeller har de to til sammen utgjort 40-50(60)% av  $\Sigma\text{PCB}_7$ . Også i sitt Kattegatmateriale fant Granby og Spliid (1995) at 138 og 153 til sammen var over 50% av  $\Sigma\text{PCB}_7$ .

**Tabell 13.** Andel av CB 138 og CB 153 i prosent av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i blåskjell fra en del påvirkede norske lokaliteter.

Table 13 CB138 and CB 153 in per cent of  $\Sigma\text{PCB}_7$  in the common mussel from contaminated Norwegian localities.

Områder/grad av PCB-belastning <sup>1)</sup>	% av $\Sigma\text{PCB}_7$		Referanser
	138	153	
Omgivelsene av Haakonsvern, kl. II	22-26	19-24	Konieczny et al. 1993
Indre Oslofjord, kl. II-III	17-27	19-30	Green og Knutzen, 1993
Omgivelsene av CCB <sup>2)</sup> , Sotra, kl. I	18-20	27-30	Knutzen og Berglind, 1993
Sørfjorden/Hardanger, kl. I-II	28-37	24-38	Knutzen et al., 1994a
Byfjordomr./Bergen, kl. II	17-27	19-30	Skei et al., 1994
Grenlandsfjordene, kl. I	26-30	29-32	Knutzen et al. 1994b

<sup>1)</sup> Forurensningsgrad etter SFT's klassifisering (Knutzen et al., 1993)

<sup>2)</sup> Coast Center Base

Av tabell 12 fremgår at middelverdiene fra to måter å bestemme  $\Sigma\text{DDT}$  på har vært 0.5/0.6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt (SD 0.6/0.3) og med maksimumsverdier på 2.9/1.2. Dette er i rimelig bra samsvar med en øvre grense på 2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  for tilstandsklasse I i SFT's klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993).

Derimot kan systemets grense på 0.5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt for  $\Sigma\text{HCH}$  synes noe for lav, selv om verdier over 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  av  $\gamma\text{-HCH}$  begrenser seg til prøver fra ytre Oslofjord (kfr. Green og Rønningen, 1994a, b).



Beregningsmåten gjør at middelverdien for HCB blir 0.1 µg/kg våtvekt (tabell 12), men i 3/4 av tilfellene har resultatene ligget under 0.1 (som ofte har vært deteksjonsgrensen). I lys av dette bør øvre grense på 0.2 µg/kg for kl. I vurderes nedjustert til det halve.

I likhet med for PCB hemmes også for DDT og HCH mulighetene for sammenligning med andres resultater av forskjeller mht. analysemetodikk, antall analyserte isomere og hva som inngår i betegnelsene ΣDDT og ΣHCH. Et fremtidig mål bør være en tilnærmet standardisering ved at det i hvert fall angis konsentrasjoner for p,p strukturene av DDT, DDE og DDD, samt α, β, γ-isomerene av HCH.

Med ovennevnte forbehold viser en sammenligning av resultatene for DDE og γ-HCH med en del utenlandske observasjoner at middelverdiene i tabell 12 stort sett ligger lavere enn registrert av f.eks. Pastor et al. (1988), MacDonald (1985), Picer og Picer (1990, 1995), Lee et al. (1991), O. Sullivan et al. (1991), MAFF (1993) og Solé et al. (1994). På enkelte lokaliteter fra de utenlandske studiene er det imidlertid funnet tilsvarende lave konsentrasjoner som på de norske referansestasjonene (se f.eks. O'Connor, 1991; Robertson et al., 1991; O'Sullivan et al., 1991, Lee et al., 1991; MAFF, 1993, Solé et al., 1994 (bare γHCH lavt)). I flere tilfeller er det brukt metodikk med for høy deteksjonsgrense til at sammenligningen kan bli gjort tilfredsstillende (f.eks. Picer og Picer, 1990; O'Sullivan et al., 1991; MAFF, 1993). Det gjelder imidlertid ikke Granby og Spliid (1995), som i skjell fra et tyvetalls Kattgat-stasjoner i 1985 fant ca. 2 - 10 µg Σ DDT/kg våtvekt; i gjennomsnitt 4 - 5 µg/kg (beregnet her), og med en avtagende tendens fra Østersjøen og nordover. I det samme materialet varierte hver av α og γ-HCH i området < 0.5 - 3.5 µg/kg våtvekt, m.a.o. også godt over referanseverdiene i tabell 12.

For HCB er det sparsomt med undersøkelser å jevnføre med, og deteksjonsgrensene har til dels vært for høye (Pastor et al., 1988, O'Sullivan et al., 1991). Men også resultatene til Solé et al (1991) fra Spania tyder på at bakgrunnsnivået i blåskjell ofte er under 0,1 µg/kg våtvekt. Granby og Spliid (1995) registrerte 0.05 - 0.74 µg/kg våtvekt, men den høyeste verdien var fra nær en antatt punktkilde i Østersjøen (der det også ble funnet høyere verdier av PCB og DDT enn ovenfor sitert).

### 4.3 Reker (*Pandalus borealis*)

Av registreringer i reker foreligger fra JMP foreløpig bare 2 parallellanalyser av følgende tre tråltrekk i 1990 (fig.1).

St. 35C: Holmestrand - Mølen  
St. 77C: Borøy - Arendal  
St. 22C: Bømløfjorden

Resultatene for hovedkomponentene er oppsummert i tabell 14, som viser konsentrasjoner i samme størrelsesorden som fiskefilet, kanskje med noe bemerkelsesverdig lavt innhold av  $\Sigma$ DDT i betraktning av et fettinnhold på vel 1%. Imidlertid er dataene for sparsomme til videre kommentar, også fordi  $\Sigma$ DDT ikke er umiddelbart sammenlignbar med analysene i fisk (kfr. note <sup>2</sup>) til tabell 14). Man kan merke seg at forholdet mellom total PCB bestemt etter gammel metodikk og  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> synes omlag som i blåskjell (kap. 4.2) og muligens noe høyere enn Marthinsen et al. (1991) fant i skrubbe/torsk.

**Tabell 14.** Utvalgte klororganiske stoffer i reker (*Pandalus borealis*) fra antatt bare diffust belastede JMP-stasjoner i 1990,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum. (se nærmere i tekst).

Table 14. Selected organochlorines in shrimps from Norwegian JMP reference (background) localities i 1990,  $\mu\text{g kg w.w.}$  and  $\mu\text{g}/\text{kg fat}$ .

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				FETTBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
$\Sigma$ PCB <sub>7</sub>	6	5.91 <sup>1)</sup>	1.80	7.14	8.59	468 <sup>1)</sup>	218	669	672
CB 153	"	1.88	0.94	2.47	3.60	137	58	198	222
$\Sigma$ DDT <sup>2)</sup>	"	0.29	0.15	0.38	0.57	21	7	28	29
$\Sigma$ HCH	"	0.12	0.04	0.13	0.21	10	5	14	18
HCB	"	0.22	0.08	0.29	0.33	16	6	21	23

1) Tot. PCB etter tidligere metode: 12.45  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v.v. og 944  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fett.

2) DDE + DDT målt som DDE.

## 5. Metaller

### 5.1 Fisk

Observasjonene innen JMP omfatter kvikksølv i filet og kadmium, bly, sink og kobber i lever, som for de fleste metaller (utenom kvikksølv og bly) viser vesentlig høyere grad av anrikning enn i muskelvev (Knutzen, 1987 og Ringdal & Julshamn, 1992). Nivåene i filet er delvis så lave at det tidligere har vært problemer med pålitelige bestemmelser, særlig for bly, men også for kadmium (se ref. i Knutzen, 1987 og Ringdal & Julshamn, 1992). For blys vedkommende har analysetekniske problemer delvis opptrådt også i senere år, slik at verdiene for dette metallet må tas med forbehold.

Materialet omfatter prøver fra de samme lokaliteter som listet i kap. 4, og verdiene i tabell 15 er fra sammendragsstatistikken i vedlegg B.

#### 5.1.1 Kvikksølv i filet

Som for klororganiske stoffer er det i torsk at situasjonen på referanselokaliteter er fylldigst dokumentert med et stort antall individuelle analyser, mens det av de øvrige artene er brukt blandprøver av ulike størrelseskategorier. Tabell 15 oppsummerer hovedresultatene.

**Tabell 15.** Kvikksølv i filet av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra antatt bare diffust belastede JMP-stasjoner 1990-1993, mg/kg våtvekt. N: Antall, M: Middell, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 15 Mercury in fillet of cod, dab, flounder, plaice and lemon sole from Norwegian JMP reference localities 1990-1993, mg/kg wet weight.

Arter	N	M	SD	75	MAX
Torsk	409	0.08	0.05	0.10	0.33
Sandflyndre	43 <sup>1)</sup>	0.11	0.06	0.13	0.30
Skrubbe	23 <sup>1)</sup>	0.14	0.05	0.18	0.24
Rødspette	8 <sup>1)</sup>	0.02	0.01	0.03	0.03
Lomre	5 <sup>1)</sup>	0.06	0.02	0.07	0.08

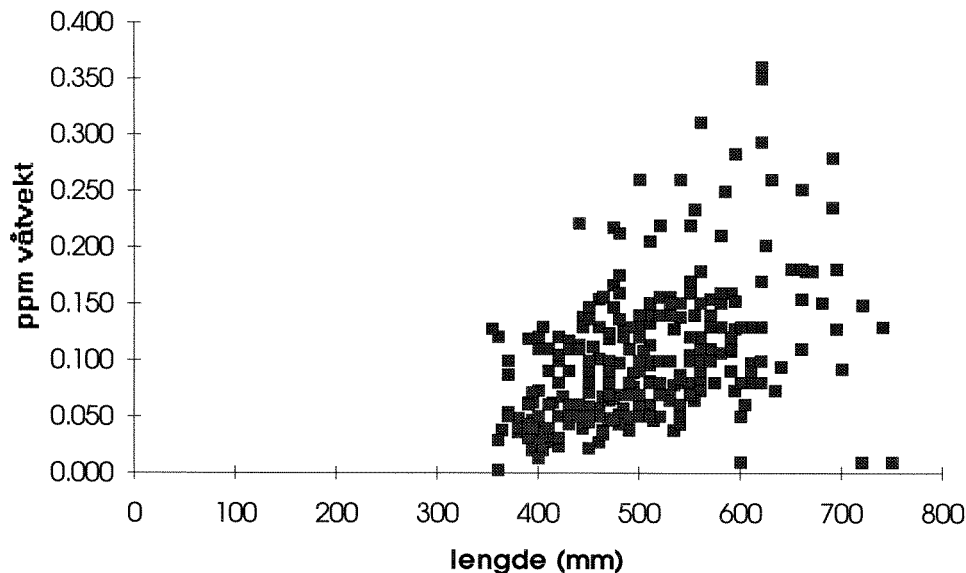
<sup>1)</sup> Antall blandprøver av som regel 5 individer

Middelverdien og 75 prosentilen i torsk stemmer ganske bra med øvre grense for diffus påvirkning på 0.1 mg/kg våtvekt benyttet i SFT's klassifiseringssystem. Imidlertid er det også klart at for å få med ca.95% av verdiene fra referanselokalitetene må man opp mot 0.2 mg/kg (kfr.  $M + 2SD$  i tabell 15). Årsaken til dette antas primært å være at kvikksølvinnholdet øker med økende alder/størrelse. For torsk fra referanseområder synes dette tidligere bare belagt ved undersøkelsene til Olafsen et al. (1973) i et begrenset materiale fra Nord-Norge, der det ble funnet en korrelasjon mellom kvikksølvinnhold og vekt i vårtorsk ( $\text{ppm Hg} = 0.046 + 0.006 \times \text{vekt (i kg)}$ ), men ikke i skrei. Som eksempel fra et forurenset område (Grenlandsfjordene) kan vises til Rygg et al. (1985).

Ser man på JMP-materialet fra analyser av 290 torsk fra Oslofjordstasjonene 30 og 36 1987-92 (vedlegg D), fås følgende korrelasjon mellom kvikksølvinnhold og lengde i intervallet 35-75cm (fig. 4):

$$\text{Hg(ppm våtvekt)} = 0.049 + 0.00038 \times \text{lengde (i cm)}$$

#### Kvikksølv i torskefilet, Oslofjord st.30 og 36



**Figur 4.** Sammenheng mellom kvikksølvinnhold og lengde i torsk fra JMP-stasjoner i Oslofjorden 1987-1993.  
Relation between mercury concentration and length in cod from JMP localities in the Oslofjord 1987-1993.

Korrelasjonen er meget signifikant ( $p < 0.001$ , vedlegg D). Usikkerheten omkring koeffisienten er ca. 12% (regnet som prosent standardavvik av koeffisienten). Det må presiseres at korrelasjonen utenom det gitte lengdeintervallet er ukjent. I en vurderingen av hele JMP datamaterialet for kvikksølv i fiskefilet ble det skilt mellom "små" og "store" fisk (JMP, 1994). Skillet er basert på median fiskelengde i hvert prøvesett og kan derfor varierer noe fra gang til gang. I vurderingen av det norske materialet frem til 1993 ble de funnet signifikant forskjell i kvikksølvkonsentrasjoner i stor og små fisk i 4 av 12 datasett (Green, 1995). Den naturbetingede økning av kvikksølvinnholdet med størrelse/alders aktualiserer en vurdering av om grensen for kl.I i SFT's klassifiseringssystem bør relateres til en "normalfisk" av gitt størrelse.

I norske arter av saltvannsfisk er det ellers påvist en sammenheng mellom kvikksølvinnhold i filet og en eller flere av variablene alder/lengde/vekt hos følgende:

- Skrubbe (Jensen 1982; Mc Kie, 1983; Richard og Dulley, 1983; Elliot et al., 1988; Leah et al., 1992).
- Rødspette (Leah et al. 1991b)
- Lange (Topping, 1983)
- Pigghå (Topping og Graham, 1978)

- Brisling (Julshamn et al., 1978, hel fisk)
- Sild (Perttilä et al., 1982)
- Ålekvaabbe (Essink, 1980)
- Ål (Barah og Mason, 1990, ferskvannslokaliteter)
- Pigghå (Guns et al., 1985)
- Småflekket rødhai (Leah et al., 1991a).

Jensen (1982) og Julshamn et al. (1982) påpeker - henholdsvis for skrubbe og torsk - at sammenheng mellom kvikksølv og lengde kan være vanskelig å påvise i kontaminerte områder, der det kan opptre subpopulasjoner med ulik eksponeringshistorie (se også Gramme et al., 1984). Leah et al. (1991b, 1992) refererer imidlertid høy grad av signifikant sammenheng i rødspette, sandflyndre, småflekket rødhai og skrubbe fra både "upåvirkede" og belastede lokaliteter; dessuten økende helning av regresjonslinjen nærmere kilden. Det er verdt å merke seg at sammenhengen mellom kvikksølvkonsentrasjon og lengde (dvs. regresjonslinjens helning) kan variere fra ett år til et annet (Jørgensen og Pedersen, 1994).

Ut fra den svake økningen i torsks kvikksølvinnhold med økende vekt som er vist også i ovennevnte nord-norske materiale synes det ikke nødvendig å ta hensyn til dette forhold ved klassifiseringen av miljøkvalitet, i hvert fall ikke når det gjelder øvre grense for klasse I. Tilfellene av at 0.1 mg Hg/kg v.v. ble overskredet var fåtallige for torsk under 5-10 kg (Olafsen et al., 1973). For fjordtorsk i deler av landet der punktkilder for kvikksølv er mest aktuelt, er dette en relativt sjelden forekommende størrelse. (Imidlertid vil spørsmål kunne belyses bedre ved å underkaste hele JMP-materialet en statistisk analyse).

Som eksempler på nyere undersøkelser i Norge som underbygger at 0.1 mg Hg/kg v.v. er brukbar som et praktisk skille mot nivåer der punktkilder må mistenkes, kan vises til resultater fra henholdsvis Karsmsundet, ytre Ranfjord, ytre Drammensfjord og Hvalerområdet (Knutzen et al., 1989; Green et al., 1993; Knutzen et al., 1993b og Staveland et al., 1993). Blant senere utenlandske undersøkelser kan henvises til Hellou et al. (1992), som fant et gjennomsnittlig kvikksølvinnhold på 0.09 mg/kg i torsk fanget ved New Foundland/Labrador, og O'Sullivan et al. (1991), som i ulike kystområder i Irland også stort sett registrerte middelveier på ca 0.10 mg/kg v.v. og lavere.

Klassifikasjonssystemet omfatter så langt bare kvikksølv i torsk (pga. daværende mangel på referansedata for andre arter). I metodekommentarene til rapporten (Knutzen et al., 1993a) antas det imidlertid at klassegrensene også kan anvendes for enkelte andre arter, deriblant skrubbe og rødspette. Dette underbygges ikke av tallene i tabell 15. Her fremtrer disse to artene som henholdsvis mer og vesentlig mindre tilbøyelig enn torsk til å akkumulere kvikksølv ved bare diffus belastning.

Det første som kan sies til dette er at datagrunnlaget er for sparsomt til å trekke bestemte konklusjoner om "høyt diffust bakgrunnsnivå" i både skrubbe og rødspette. Dernest kan det settes spørsmålstejn ved Sandebukta som referansestasjon for kvikksølv, idet området som nevnt mottar avrenning både fra jordbruk og treforedlingsindustri, og muligens også er noe påvirket av andre industriutslipp ved sin nærhet til Holmestrand. 5-6 ganger overkonsentrasjon er konstatert i sedimenter fra Holmestrands havneområde (NIVA upubl.).

Mistanken om at Sandebukta kan være noe kvikksølvpåvirket underbygges av eksempler på at analyser av skrubbe fra andre antatt "uberørte" områder har gitt kvikksølvnivåer i området 0.02-0.10 mg/kg v.v., kfr. Knutzen (1986), Knutzen et al. (1989), Næs et al. (1991) og Green et al. (1993). Angivelse av tilsvarende lave konsentrasjoner langt fra punktkilder eller forurensede vassdrag i utlandet finnes f.eks. hos Harms og Claussen (1987) og Jensen og Ching (1987). I Norge er verdier i

området 0.05-0.1 mg/kg funnet selv i områder der det er konstatert overkonsentrasjoner i torsk (Knutzen et al., 1993c; Skei et al., 1994).

Ut fra ovenstående synes ikke grensen på 0.1 mg Hg/kg våtvekt å være for høy ved bruk av skrubbe som indikator. Tvert imot tyder en del resultater på at grundigere studier kan komme til å vise at skillet mellom diffust belastet og identifiserbare kilder ligger nærmere 0.05 enn 0.10 mg/kg (unntatt for særlig gamle individer). Elliot og Griffiths (1986) påpeker imidlertid at det kan være stor spredning i data hos skrubbe pga. sesongmessige nærings- og gytevandringer hos denne ellers ganske stasjonære arten.

Rødspetteverdiene fra JMP-referanselokalitetene var påfallende lave (tabell 15), spesielt i betraktning av at det ene av prøvestedene (Ullerødområdet ved Farsund) ligger på Skagerrakkysten, der den diffuse belastningen i hvert fall ikke skulle være lavere enn på Vestlandskysten og nordover. Så vidt det er kjent foreligger det av tidligere referansestudier fra Norge bare Julshamn et al. (1978), som i rødspette fra Nord-Norge fant 0.01-0.05 (gjennomsnitt 0.02) mg/kg. Green et al. (1993) registrerte 0.05 mg/kg som middel av to blandprøver fra indre Oslofjord (Håøyaområdet). Torsk fra samme lokalitet inneholdt 0.13 mg/kg. I "kontrollområder" langs kysten av Skottland og i Nordsjøen angir Clark og Topping (1989) 0.03-0.10 mg/kg mot 0.2-0.3 mg/kg våtvekt i belastede estuarer. Av diagrammer hos Jørgensen og Pedersen (1994) fremgår at middelverdiene fra 10 års observasjoner i rødspette på tre stasjoner langs Skagerrakkysten har vist omkring 0.05 (0.03-0.07) mg/kg. Leah et al. (1991a) gir eksempler på verdier i området 0.05-0.1 mg/kg, men mest på betydelig forhøyede konsentrasjoner.

Fra en sammenligning mellom skrubbe - rødspette og skrubbe - sandflyndre trekker Jørgensen og Pedersen (1994) den tentative konklusjon at de tre artene har omlag samme kvikksølvakkumulerende egenskaper. Materialet de bygger på er imidlertid spinkelt, særlig mht. rødspette i forhold til de to andre.

Middelverdien av kvikksølv i sandflyndre fra 43 blandprøveanalyser var 0.11 mg/kg og 3/4 av observasjonene var  $\leq$  0.13 mg/kg (tabell 15). For å få med seg 95% av verdiene må man imidlertid opp i mer enn 0.2 mg/kg. Dette kan tyde på at en grense på 0.1 mg/kg for høy diffus belastning kan være for lav. På en av lokalitetene til Næs et al. (1991) hadde sandflyndre klart høyere kvikksølvkonsentrasjon enn skrubbe. Imidlertid var det mer likt på en annen av stasjonene og med en sandflyndreverdi såvidt lavt som 0.06 mg/kg. For utenlandske observasjoner av godt under 0.1 mg Hg/kg våtvekt i sandflyndre vises til referanser i Knutzen (1987) og data fra en del av de områder som overvåkes i Storbritannia (Leah et al., 1991b; MAFF, 1992).

Av ovenstående kan konkluderes med at datamaterialet for kvikksølv i skrubbe, rødspette og sandflyndre er for fåtallig mht. stasjoner eller for sprikende til å konkretisere "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå".

De foreløpige referanseverdiene for lomre ses å ligge godt under 0.1 mg/kg våtvekt (tabell 15). Imidlertid er antallet observasjoner meget lavt.

### **5.1.2 Bly, kadmium, sink og kopper i lever**

Bortsett fra kvikksølv er referanseverdier for metaller i fisk mindre aktuelt med henblikk på klassifisering av miljøkvalitet. Fisk har mekanismer for både regulering av opptak og for utskillelse, slik at halveringstiden i muskelvev er relativt kort (for referanser, se Knutzen, 1987). Vesentlig høyere metallkonsentrasjoner enn vanlig begrenser seg generelt til innvoller og skjelett, og er dermed av mindre praktisk interesse fra et næringsmiddelhygienisk synspunkt. Virvelløse dyr er i

mindre grad i stand til å regulere nettoakkumuleringen og derfor bedre egnet som indikator på metallbelastning i et klassifiseringssystem.

I ekstreme tilfeller av belastning er det likevel eksempler på høy grad av akkumulering i fiskelever, bl.a. av bly og kadmium (Julshamn et al. 1985) og sannsynligvis også jern (Skei og Knutzen, 1988). I slike tilfeller er det formålstjenlig å ha referanseverdier som grunnlag både for økotoksikologiske og næringsmiddelhygieniske vurderinger.

Referanseverdiene man kan trekke ut av JMP-materialet så langt er stilt sammen i tabell 16. For torsks vedkommende viste materialet dessuten en negativ korrelasjon mellom fettinnhold og nivåene av kadmium, bly, kobber og sink (vedlegg E). I intervallet 20-50% fett dreiet det seg om reduksjonene i metallkonsentrasjonen på 16-60%. Grimås et al. (1984) fant også en negativ korrelasjon; i samme fettprosentintervallet var det 30-60% reduksjon i metallinnhold, og særlig sterk for sinks vedkommende. Med forbehold for blyverdiene, som lå noe høyere i materialet til Grimås et al. (1984), var det forøvrig rimelig godt samsvar med tallene i tabell 16.

Hellou et al. (1992) refererer middelverdier i lever av torsk fra New Foundland - Labrador på 0.4, <0.1, 13-19 og 3-6 mg/kg våtvekt henholdsvis for kadmium, bly, sink og kobber. Dette gir god overensstemmelse med de norske verdiene for bly, men ligger bemerkelsesverdig høyt for kadmium og noe lavt mht. kobber og sink. Imidlertid omfatter materialet til Helou et al. i alt bare 6/12 eksemplarer fra hvert område. I torskelever fra Østfold og svenskekysten observerte Berge (1991) og Berge og Helland (1993) omlag samme verdier som i tabell 16. I samme størrelsesorden lå også registreringer i torsk (og hvitting) fra irskekysten (O'Sullivan et al., 1991).

**Tabell 16.** Kadmium, bly, sink og kobber i lever av torsk (*Gadus morhua*), sandflyndre (*Limanda limanda*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra JMP referansestasjoner 1990-1993, mg/kg våtvekt. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 16. Cadmium, lead, zinc and copper in liver of cod, dab, flounder, plaice and lemon sole from Norwegian JMP reference localities 1990-1993, mg/kg wet weight.

ARTER/METALLER	N	M	SD	75	MAX
<b>TORSK</b>					
Cd	403	0.05	0.07	0.05	0.61?
Pb	401	0.07	0.07	0.08	0.43?
Zn	403	25.4	9.1	31.3	54.2
Cu	"	8.7	6.4	12.3	43.1
<b>SANDFLYNDRE</b>					
Cd	43	0.17	0.09	0.23	0.43
Pb	46	0.19	0.26	0.24	1.09
Zn	"	33.9	10.7	39.3	80.6
Cu	"	7.4	3.8	9.8	18.2
<b>SKRUBBE</b>					
Cd	23	0.19	0.07	0.23	0.39
Pb	"	0.20	0.14	0.34	0.42
Zn	"	53.9	15.9	57.4	121.0
Cu	"	20.1	5.4	23.3	34.2
<b>RØDSPETTE</b>					
Cd	8	0.11	0.04	0.13	0.19
Pb	"	0.06	0.04	0.09	0.13
Zn	"	36.0	9.2	45.2	50.4
Cu	"	3.1	1.7	4.8	6.2
<b>LOMRE</b>					
Cd	5	0.21	0.04	0.25	0.28
Pb	"	0.08	0.02	0.10	0.10
Zn	"	56.5	8.0	63.2	67.6
Cu	"	12.6	3.9	16.3	18.3



For sammenligning mht. metallinnhold i flatfisk er det i tabell 17 listet en del analyseresultater fra nyere utenlandske undersøkelser (for data fra før 1987, se sammenstilling hos Knutzen, 1987). Materialet stammer fra lokaliteter med noe forskjellig grad av belastning, men opplysningene om dette har som regel vært lite fyldestgjørende, slik at det har vært vanskelig å sortere ut lokaliteter sammenlignbare med de norske referansestasjonene. I hovedsaken må man sannsynligvis regne med noe høyere metalltilførsel enn på JMP-lokalitetene, kfr. forøvrig noter til tabell 17.

I noen av tilfellene har det vært behov for å regne om fra tørrvekts- til våtvektsbasis. Det er da antatt ca 25% tørrstoffinnhold i lever hos flyndrearter (kfr. f.eks. angivelser hos O'Sullivan et al. (1991) for rødspette).

**Tabell 17.** Nyere angivelser av kadmium, bly, sink og kobber i lever av flatfisk mg/kg våtvekt. Verdier omregnet fra tørrvektsbasis merket \*.

Table 17. Recent registrations of cadmium, lead, zinc and copper in liver of flatfish, mg/kg wet weight. Values transformed from dry weight basis marked \* (factor 4:1).

Arter/steder	Cd	Pb	Zn	Cu	Ref.
SANDFLYNDRE					
Div. Nordsjøen <sup>1)</sup>	0.07-0.41	0.03-0.14	-	-	Harms og Claussen, 1987
Fra forsøk <sup>2)</sup>	-	-	-22	-12	Overnell og McIntosh, 1988
Tyskebukta <sup>3)</sup>	-0.1*	-0.4*	-70*	-4*	Protasowicki, 1992
Tyskebukta <sup>4)</sup>	0.2-0.6	-	27-40	4-16	Hylland et al., 1992
England <sup>5)</sup>	0.08-0.57	<0.6	21-42	4-11	MAFF, 1992
SKRUBBE					
Kattegat/Skagerrak <sup>6)</sup>	0.03-0.10	0.01-0.06	-	-	Harms og Claussen, 1987
Storebelt/Danmark	-0.06-0.15*	-0.04-0.15*	-25-40*	-5-14*	Jensen og Cheng, 1987
Grenlandsfjordene <sup>7)</sup>	-0.08-0.30*	-0.2-1.3*	-20-50*	-4-15*	Overnell og Abdullah, 1988
Storebelt/Danmark	0.14	-0.07*	45	15	Jørgensen og Pedersen, 1994
RØDSPETTE					
Irlands østkyst <sup>8)</sup>	0.05/0.011	0.38/0.45	22/28	2.1/2.4	O'Sullivan et al. 1991
Skagerrak <sup>9)</sup>	0.09	-0.09*	30	2.5	Jørgensen og Pedersen, 1994

1) Tyskebukta, sentrale sydlige Nordsjøen (høyeste verdier) og britisk østkyst

2) Forsøk med Cu-tilsetning i næring. Angitt verdier for kontroll

3) Observasjoner langs forurensningsgradient. Bare sitert verdier fra frisk fisk med lavt Hg-innhold

4) Middelveidier fra flere lokaliteter, slått sammen data for hunner og hanner

5) Offshorelokaliteter på østkysten, inklusiv Doggerbank

6) Lavere verdier enn i Elben/Weser-estuarer, særlig for kadmium

7) Utelatt st. 4 som forfatterne betegner som påvirket

8) Noe påvirket (bl.a. fra Dublinbukten)

9) Øvre kvartil av obs. 1979-1989

Av tabellene 16 og 17 ses at det stort sett er overensstemmelse mellom de norske JMP-dataene og registreringer som er gjort i utlandet. Det kan være noe forskjell mellom fisk fra ulike områder og mellom artene innbyrdes, men foreløpig er det så beskjedent med referansedata og sammenlignende studier at vurderinger av både finere forurensningsgradienter og spørsmålet om artsspesifikke akkumuleringsegenskaper må bli spekulative.

## 5.2 Blåskjell

Et sammendrag av resultatene dokumentert i vedlegg B er gitt i tabell 18. I alt er det analysert 182 prøver fra stasjonene 13-15, 22-28, 35, 36, 73, 74, 76, 77 og 91-99. Dette har delvis vært opp til 3 størrelsesgrupper fra samme stasjon/samme tid, men foreløpige beregninger har ikke gitt noen bestemt variasjon med gjennomsnittsstørrelsene (25, 35, 45 mm).

**Tabell 18.** Kvikksølv, kadmium, bly, sink og kobber i blåskjell fra antatt bare diffust belastede JMP stasjoner i 1990-1993, mg/kg våtvekt og mg/kg tørrvekt. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 18 Mean/SD/Max. for mercury, cadmium, lead, zinc and copper in the blue mussel (*Mytilus edulis*) from the Norwegian JMP reference localities in 1990-1993, mg/kg w.w and mg/kg d.w.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				TØRRVEKTSBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
Kvikksølv	182	0.012	0.004	0.014	0.030	0.07	0.03	0.08	0.16
Kadmium	181	0.18	0.06	0.22	0.37	0.99	0.33	1.19	2.26
Bly	181	0.25	0.10	0.28	1.03 <sup>1)</sup>	1.37	0.56	1.57	5.20 <sup>1)</sup>
Kobber	182	1.29	0.32	3.00	1.42	7.11	2.04	7.66	19.23 <sup>2)</sup>
Sink	181	22.01	5.69	25.70	46.00	121.3	35.5	143.7	274.3

1) Verdier fra Oslofj., nest høyeste verdi hhv. 0,61 og 3,53.

2) Bare to verdier over 12

I SFT's klassifiseringssystem er øvre grense for kl. I satt til (tørrvektbasis): 0.2, 2, 5, 10, 200 mg/kg hhv. for Hg, Cd, Pb, Cu, Zn. Det ses at dette samsvarer bra med data fra referansestasjonene, unntatt et par avvikende høye registreringer av bly og kobber. Tilsvarende lave/moderate konsentrasjoner finnes delvis igjen i utenlandske observasjoner (f.eks. på et flertall av prøvestedene til Olofsson et al., 1986; mange av Atlanterhavsstasjonene til Claisse, 1989; på referansestasjonene til Broman et al., 1991; Martincic et al., 1992 og Stephenson og Leonard, 1994; delvis også hos Brzezinska et al., 1984; Talbot, 1985, 1987; Szefer og Szefer, 1985, 1990; Corsa 1988; Giordano et al., 1991; Turgeon og O'Connor, 1991; Zatta et al., 1992 og Falandysz, 1994).

De ovenfor refererte undersøkelser gjelder til dels også *Mytilus californianus* og *Mytilus galloprovincialis*, slik at det er en viss usikkerhet mht. mulige (små?) forskjeller i akkumuleringsegenskaper. I det amerikanske Mussel Watch programmet brukes både *M. edulis* og *M. californianus*, og hevdes å ha gitt likeartede resultater når prøvene er tatt fra samme sted (O'Connor et al., 1989). Imidlertid synes artssystematikken hos *Mytilus* noe uklar og å være under revisjon (se bl.a. Lobel et al., 1990; Mc Donald et al., 1991; Cousteau et al., 1991 og Sarver & Foltz, 1993). Lobel et al. (1991) har observert høyere grad av metallakkumulering i *M. trossulus* enn i *M. edulis*.

Et annet spørsmål gjelder mulig innflytelse av størrelse/alder, der det er noe motstridende observasjoner (kfr. bl.a. Boyden, 1977; Cossa et al. 1980; Lobel og Wright, 1982; Talbot 1985, 1987, Amiard et al. 1986; Szefer og Szefer 1990; Broman et al., 1991). De fleste har imidlertid funnet at økende størrelse enten ikke har noen vesentlig innflytelse (Talbot 1987, Broman et al., 1991; dessuten kadmium i undersøkelsene til Boyden, 1977 og som nevnt de foreløpige bearbeidelsesresultatene fra JMP/Norge), eller at konsentrasjonen på tørrvektsbasis avtok noe med økende størrelse (Schulz-Baldes, 1973; Boyden, 1977; Corsa et al., 1980; Brzezinska et al., 1984; Talbot, 1985; Amiard et al., 1986; Martincic et al., 1992).

Hvis det stemmer at metall-innholdet stort sett er konstant eller avtar med økende størrelse, betyr det at tallene i tabell 18 har full relevans også for størrelser over 5 cm. Dette har praktisk betydning fordi det innen Statlig program for forurensningsovervåking fortrinnsvis brukes skjell i størrelsen (4)5-6(7) cm, som er mest aktuell å spise. Det bør tilføyes at det i ovennevnte referanser ikke inngår hvordan innholdet av kvikksølv varierer med skjellenes størrelse (alder).

Også sesongvariasjoner og kjønnsforskjeller kan spille inn. Imidlertid fant Amiard et al (1986) - ved månedlige observasjoner av Cd, Zn, Pb, Cu i to størrelsesgrupper (middelvekt hhv. 0.43 og 0.22 g tørrvekt) over to år - at variasjonen vesentlig begrenset seg til konsentrasjoner angitt på tørrvektsbasis. Forholdet mellom maksimum og minimum for de ulike metallene varierte mellom 1.6 og 3.4. Maksimum inntraff om sommer, minimum vinter/vår. Da tørrvektsprosenten ble funnet å være over det dobbelte om sommeren, ble variasjonene i metallinnholdet på våtvektsbasis små og av liten praktisk betydning.

I forhold til SFT's klassifiseringssystem synes øvre grense for klasse I rimelig for både kvikksølv, kadmium, bly, kobber og sink hvis man ønsker å ta høyde for maksimalverdier som sporadisk synes å kunne opptre på steder uten kjent punktkildebelastning. Fordelen ved dette er at man ved overskridelse kan være rimelig sikker på at det dreier seg om en tilførsel utover det vanlige. Risikoen består i at små kilder kan bli oversett. Muligens kan man vurdere å regulere ned grensen for bly til 3(4?) mg/kg tørrvekt (kfr. fotnote <sup>1)</sup> til tabell 18). Imidlertid synes en slik vurdering heller å kunne utstå til man har et fylldigere referansemateriale.

### 5.3 Reker

Et sammendrag av resultatene dokumentert i vedlegg B er gitt i tabell 19. Parallelle prøver fra tre stasjoner (22, 35 og 77) i 1990 ble analysert; tilsammen 6 prøver.

**Tabell 19.** Metaller i reker (*Pandalus borealis*) fra antatt bare diffust belastede JMP-stasjoner 1990, mg/kg våtvekt og mg/kg tørrvekt. N: Antall, M: Middel, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 19 Mean/SD/Max for mercury, cadmium, lead, copper and zinc in shrimp from Norwegian JMP localities 1990, mg/kg w.w and mg/kg d.w.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				TØRRVEKTSBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
Kvikksølv	6	0.12	0.06	0.17	0.17	0.43	0.21	0.58	0.69
Kadmium	6	0.02	0.01	0.02	0.03	0.05	0.02	0.07	0.09
Bly	6	0.26	0.06	0.33	0.34	0.92	0.11	1.02	1.09
Kobber	6	13.93	3.93	18.18	19.60	48.92	10.89	57.68	61.06
Sink	6	17.48	2.51	20.08	21.50	61.67	5.08	67.17	67.76

## 6. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

### 6.1 Blåskjell

PAH-registreringene omfatter foreløpig bare 24 prøver fra JMP-stasjonene 25, 26, 28, 36, 76, 91, 92, 94, 96, 99 i 1992. Hovedresultatene fra disse analysene er gjengitt i tabell 20, mens data for enkeltforbindelser fremgår av Vedlegg B.

**Tabell 20.** Total PAH<sup>1)</sup>, sum KPAH<sup>2)</sup> og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell fra antatt bare diffust belastede JMP-stasjoner 1992,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt. N: Antall, M: Middell, SD: standardavvik, 75: 75 prosentil, MAX: Maksimum.

Table 20 Total PAH<sup>1)</sup>, sum KPAH<sup>2)</sup> (Potentially cancerogenic PAH) and (B(a)P) in the common mussel from Norwegian JMP-reference localities 1992,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  w.w and  $\mu\text{g}/\text{kg}$  d.w.

STOFFER	N	VÅTVEKTSBASIS				TØRRVEKTSBASIS			
		M	SD	75	MAX	M	SD	75	MAX
Total PAH	24	37 <sup>3)</sup>	14	47	65 <sup>4)</sup>	208	67	243	337
Sum KPAH	24	4.0	4.3	6	17 <sup>4)</sup>	21	20	25	79
B(a)P	24	0.5	0.6	0.5	2.5 <sup>4)</sup>	2.6	3.0	2.1	11.6
KPAH i % av sum PAH	24	10.8	9.3	10.4	44.2	-	-	-	-

1) Inklusiv 6 disykliske, i alt som regel 22 - 26 enkeltforbindelser i summen (kfr. vedlegg A-B)

2) Sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987), dvs. benz(a)antracen (B(a)A), benzo(b,j,k)fluoranten (B(b)F, B(j)F, B(k)F), benzo(a)pyren (B(a)P), dibenz(a,h)antracen (DB(a,h)A) og indeno (1,2,3-c,d)pyren (I(c,d)P)

3) Derav disykliske 19/7/34 (M/SD/MAKS.), dvs. eg. PAH ca. 18  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt

4) Minimum hhv. 22/0.4/0.2.

Både middelveidien og maksimum for sum PAH ligger under 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt som er satt som (foreløpig) grense for kl. I i SFT's klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993). På den annen side overskrider både maksimumsverdien og  $M + 250$  for B(a)P den foreløpige grensen på 1  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt for dette stoffet.

PAH i lave konsentrasjoner er generelt vanskelig å bestemme pga. kontamineringsrisiko under opparbeidelse og analyse (bl.a. ved forurenset luft). Selv om NIVA's tidligere analysetekniske vanskeligheter i stor grad er overvunnet, er det mulig at resultater av analyser på bakgrunnsnivå (også når det gjelder de fleste andre laboratorier i inn-/utland) bør tas med forbehold. De utbredte vanskeligheter man har hatt med PAH-analyser selv ved relativt høye nivåer kan f.eks. ses av Galloway et al. (1983) og en interkalibreringsstudie i regi av ICES/IOC (Farrington et al., 1988).

Bakgrunnen for ovenstående bemerkninger er særlig at det i enkelte utenlandske undersøkelser er et betydelig antall registreringer av meget lave konsentrasjoner (ned mot en størrelsesorden lavere enn den nevnte grense for kl. I). Det mest markerte eksempelet er observasjonene til Varanasi et al. (1990) etter Exxon Valdez ulykken. Men slike observasjoner finnes også hos Pruell et al. (1984), Robertson et al. (1991), Piccardo og Valerio (1992) og for østers (tilnærmet like akkumuleringsegenskaper?) hos Pendoley (1992) og Jackson et al. (1994).

I de generelt belastede områdene i Østersjøen (langt fra punktkilder) og kysten utenfor Nederland observerte hhv. Broman et al. (1990) og Smaal et al. (1991) totalkonsentrasjoner av PAH i blåskjell

på under 100 µg/kg v.v. (forbehold for ca omregning ut fra et lavere antall forbindelser analysert av Smaal et al.). Enda lavere konsentrasjoner (<50 µg/kg v.v.) er funnet av Hellou et al. (1993b) på enkelte Newfoundland lokaliteter (forutsatt at "chrysen"-ekvivalenter" er sammenlignbart med sum av enkeltforbindelser). Hos Claisse et al. (1989), med observasjoner fra bl.a. den franske Atlanterhavskysten, finnes derimot ingen eksempler på middelkonsentrasjoner under 100 µg/kg våtvekt (ut fra figurpresentasjoner av resultatene).

Med bestemmelse av 13 PAH + naftalen observerte Granby og Spliid (1995) sumkonsentrasjoner fra vel 20 Kattgatstasjoner i området ca. 10 - 50 µg/kg våtvekt (110 µg/kg i skjell fra en påvirket Østersjøstasjon).

Generelt kan det tilføyes at det svært ofte er vanskelig å sammenligne med utenlandske studier pga. ulik analysemetodikk (f.eks. Piccardo og Valerio, 1992) og særlig pga. den store oppfinnsomhet i måter å angi resultatene på. Delvis er presentasjonene av en slik art at det knapt kan glede andre enn analytiske kjemikere (Hellou et al., 1993b) eller statistikere (Robertson et al., 1991, Turgeon og O'Connor, 1991; Jackson et al., 1994).

Av norske undersøkelser med eksempler på totalkonsentrasjoner av PAH i blåskjell godt under 50 µg/kg våtvekt kan nevnes Næs et al. (1991), Holte et al. (1991), Konieczny og Knutzen (1992) og Knutzen et al. (1994b).

Både ut fra JMP-resultatene og det som ellers er referert av data ovenfor synes det berettiget å senke øvre grense for klasse I i SFT's klassifiseringssystem fra 100 til 50 µg tot PAH/kg våtvekt. Derimot synes det riktig å beholde B(a)P-grensen på 1 µg/kg våtvekt (kfr. tabell 20). I tillegg bør det vurderes å supplere eller erstatte B(a)P med KPAH som klassifiseringsparameter. Både ut fra næringsmiddelhygiene og økotoksikologi synes det mer relevant og sikrest å benytte summen av potensielt kreftfremkallende forbindelser fremfor bare en av disse. Øvre grense for kl. I kan eventuelt settes til 10 µg KPAH /kg våtvekt.

Av tabell 20 ses at i middel utgjør KPAH ca. 10% av tot. PAH (inklusive disykliske). I forhold til forslaget om et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" på 50 µg/kg v.v. for tot. PAH, skulle dette tilsvare 5 µg/kg v.v. for sum KPAH. Imidlertid tilsier det man vet om PAHs egenskaper og effekter i relasjon til praktisk forvaltning at grensen ikke bør settes lavere enn 10 µg/kg:

- PAH tas opp og skilles ut relativt hurtig i muslinger (50 - 90% i løpet av få dager/par uker, kfr. ref i Knutzen, 1994).
- Store muligheter for bare episodisk forhøyelse av blåskjells PAH-innhold ved f.eks. forurenset avrenning etter regnskyll eller tilfeldige, småskala oljespill/eksospåvirkning fra båter.
- Moderate økologiske effekter ved vesentlig høyere belastning (Knutzen, 1994, med ref.) og liten helsemessig risiko ved inntak av PAH gjennom mat (Rønneberg, 1994).

## 6.2 Fisk

Innen et internt forskningsprosjekt på NIVA er det gjort orienterende analyser av PAH i filet og lever av 3 individer fra de 5 JMP-lokalitetene 36B Færder (Oslofj.), 15B Farsund, 23B Karihavet (Hordaland), 92B Froanområdet (Trøndelag) og 98B Svolvær. Alt materialet er fra 1993. Et sammendrag av resultatene er gitt i tabell 21, mens rådata er gjengitt i vedlegg B.

**Tabell 21.** Sum PAH, sum KPAH, B(a)P og sum disykliske aromater (DAH) i lever og filet av torsk fra fem JMP-lokaliteter 1993,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. Middelerverdier og variasjonsintervall for 3 individuelle analyser. i.p.:  $<0.2 \mu\text{g}/\text{kg}$  for enkeltforbindelser.

Table 21 Mean and variation (N = 3) of sum PAH, sum potentially cancerogenic PAH (KPAH), B(a)P and sum dicyclic aromatic hydrocarbons (DAH) in fillet and liver of cod from five Norwegian JMP reference localities 1993,  $\text{mg}/\text{kg}$  w.w. i.p.:  $<0.2 \mu\text{g}/\text{kg}$ . for individual compounds.

VEV/STASJONER	PAH	KPAH	B(a)P	DAH
<b>LEVER</b>				
36B Færder	23(16-29)	0.3(i.p.-0.7)	0.2(i.p.-0.5)	48(29-84)
15B Farsund <sup>1)</sup>	i.p. <sup>1)</sup>	i.p.	i.p.	6 <sup>1)</sup>
23B Karihavet	18(11-22)	0.9(0.4-1.4)	0.4(0.2-0.8)	51(19-119)
92B Froanomr.	19(13-22)	1.1(i.p.-1.8)	0.1(i.p.-0.4)	30(11-55)
98B Svolvær	6(5-8)	0.8(0.6-0.9)	0.2(i.p.-0.3)	44(16-97)
<b>FILET</b>				
36B Færder	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
15B Farsund	i.p.	i.p.	i.p.	1.6(0.7-3.2)
23B Karihavet	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
92B Froanomr.	i.p.	i.p.	i.p.	7(i.p.-20)
98B Svolvær	0.3(i.p.-0.8)	i.p.	i.p.	i.p.

<sup>1)</sup> Bare analysert ett eksemplar

Man ser at det ble påvist di- og polysykliske aromatiske hydrokarboner i alle leverprøver, men bare diaromater (DAH) i enkelte av filetprøvene. Også i leverprøvene var DAH dominerende. PAH-konsentrasjonene kan betegnes som lave/moderate, og spesielt var innholdet av potensielt kreftfremkallende forbindelser lavt og uten konsekvenser for utnyttelse til mat.

For indikatorarter som blåskjell, o-skjell, strandsnegl og albuesnegl har NIVA tradisjonelt inkludert DAH i sum PAH, fordi DAH vanligvis spiller en helt underordnet rolle i de vannforekomster som er hardt belastet med PAH (unntatt ved oljespill). Heller ikke på diffust bakgrunnsnivå er DAH fremtredende i de nevnte artene.

Ved sammenligning av akkumuleringsegenskaper i henholdsvis skjell/snegl og fisk, vil det imidlertid for fisks vedkommende være misvisende å inkludere DAH i sum PAH. Antatt høyt bakgrunnsnivå av PAH i muslinger (og sannsynligvis snegl) kan som nevnt i kap. 6.1 estimeres til mindre enn  $50 \mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt og med et ikke ubetydelig innslag av KPAH (vel 10%). Fiskeleverresultatene tyder både på et lavere totalnivå av egentlige PAH og på en annen "profil", særlig ved den lave forekomsten av B(a)P og andre KPAH.

Det er også analysetekniske grunner for å utelate DAH ved vurderingen av PAH i fisk. Av tabell 21 fremgår at disse forbindelsene har gitt markerte forskjeller mellom parallelle prøver, samtidig som erfaringer fra tidligere har vist en sporadisk og ofte vanskelig forståelig opptreden og forekomst i

relasjon til det som har vært kjent om kilder i undersøkelsesområdene. Forholdet synes ikke å være systematisk undersøkt, men disse vanskelighetene vites å forekomme også på andre norske/nordiske laboratorier og kommer dessuten noen ganger til overflaten i rapporter fra interkalibreringsøvelser (Galloway et al., 1983; Farrington et al., 1988).

Rent spekulativt kan man tenke seg at særlig prøver med høyt fettinnhold (f.eks. lever) er utsatt for kontaminering med de relativt flyktige naftalenene fra laboratorieatmosfæren og at PAH-analysen på bakgrunnsnivå krever spesielle foranstaltninger. På den annen side hevdes det at naftalener nedbrytes langsommere enzymatisk enn tyngre PAH (Varanasi og Stein, 1991, med ref.), og at dette kan bidra til å forklare noen av tilfellene der naftalener opptrer uten at tyngre PAH lar seg påvise.

PAH i fisk inngår ikke i SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter, og fisk anses heller ikke videre egnet som indikator på grader av PAH-forurensning (kfr. f.eks. Varanasi og Stein, 1991). I tillegg til de problemer som er nevnt ovenfor, kommer fiskens evne til hurtig nedbrytning/utskillelse av PAH (halveringstid på få dager, kfr. ref.: Knutzen, 1989, 1992). I kombinasjon med uberegnelig vandringshistorie gir dette delvis lave/moderate utslag selv ved sterkt forurensede sedimenter (kfr. f.eks. i Konieczny og Knutzen, 1992, Green et al., 1993, Knutzen et al., 1993b), eller data som er vanskelig å forstå relasjon til utslipp eller fordelingen av PAH i overflatesedimentene (f.eks. Green et al. 1993, Skei et al. 1994). Også forventet utvikling etter utslippsreduksjoner kan utebli (Green et al. 1994).

I det generelt påvirkede Byfjordområdet ved Bergen lot det seg knapt påvise egentlige PAH i filet av magre arter (< 1µg/kg av alle forbindelser i 8 av 10 prøver, tre forbindelser i konsentrasjoner på 1-2 µg/kg i de to resterende), derimot oppmot 30 µg/kg i ål, men heller ikke i denne arten over deteksjonsgrensen for KPAH (Skei et al., 1994). Det samme var stort sett tilfelle i det forurensede området rundt marinebasen i Haakonsvern (Konieczny et al., 1993; dog over 20 µg/kg av PAH med 3 eller flere ringer i en av filetblandprøvene). I begge disse undersøkelsesområdene var det markerte, men ujevne utslag i lever, med opp til 10 ganger høyere konsentrasjoner enn det som fremgår i tabell 21. I et forsøk med burutsetting av småtorsk (< 1 år) i Sør fjorden/Hardanger observerte Goksøyr et al. (1994) merkelig høye leververdier av sum PAH selv på referansestasjonene ytterst i fjorden. Verdiene er vanskelig å forstå ut fra det som er kjent som belastningsforholdene og PAH i ytre Sør fjordens overflatesedimenter. Senere utsettelsesforsøk med samme art ga forholdsmessig lavt utslag på fluorescerende nedbrytningsprodukter av PAH i lever av fisk fra ytre fjord (1/5-1/10 av indre fjord, kfr. Knutzen et al. 1994a).

I betraktning av den interesse PAH har vært omfattet med i flere 10-år, er publiserte utenlandske data for fisk bemerkelsesverdig fåtallige. Man kan mistenke at en hovedgrunn til dette er at resultatene har vært vanskelig å tolke - samsvarende med norske erfaringer. I en del tilfeller er det - som logisk ut fra fisks nedbrytningskapasitet - observert meget lave konsentrasjoner og ikke detektert tyngre PAH. Eksempler på dette finnes hos Lindstrøm-Seppä et al. (1989), Steimle et al. (1990), Varanasi et al. (1990) og Nicholson et al. (1994). Varanasi og Stein (1991) refererer flere tilfeller av lave eller ikke detekterbare nivåer av 3-5 ringers PAH i fisk fra til dels sterkt belastede omgivelser, mens Stronkhorst (1992) registrerte moderat grad av opptak. Lite akkumulering fra forurenset sediment er også konstatert eksperimentelt (Varanasi et al., 1985; Stein et al., 1987).

I andre tilfeller har det vært påvist tydeligere utslag i fiskefilet, f.eks. i vassdrag påvirket fra koksverk (Burkhard et al., 1994), eller ved oljeforurensning (Mc Donald et al., 1992, Al-Yakob et al. 1993, 1994). Sistnevnte fant bare i få tilfeller forbindelser med molekylvekt over 202, dvs. nesten ingen forekomst av potensielt kreftfremkallende PAH.

Enkelte av selv nyere utenlandske rapporter om PAH-observasjoner kan virke merkelige eller mindre tilforlidelige i relasjon til det som er opplyst om eller man kan anta mht.

forurensningsbelastningen. Eksempler på dette er den tydelige forekomst av PAH i filet av fisk som Mc Donald et al. (1992) fant i prøver "remote from human activities" i Antarktis; de delvis ganske høye konsentrasjonene (i middel 5-10 (20) µg/kg våtvekt) av ulike oljeavledende PAH-forbindelser (6-8 stk) i lever av torsk fra åpent hav på Canadas østkyst (Hellou et al., 1994a); den omvendte avstandsgradient av hva man skulle forvente konstatert av Hellou et al. (1994b) i filetprøver av torsk fra det belastede St. Lawrence estuaret jevnført med prøver fra åpent hav (der det ovenikjøpet ble registrert opp til ca 100 µg/kg våtvekt av sum PAH ("chrysen-ekvivalenter"); høye konsentrasjoner av sum 16 PAH i ål (ca 500-800 µg/kg våtvekt) som betegnes "lave" (van der Oost et al. 1994). (Data fra van der Oost et al. er avlest fra en figur - som ikke stemmer med tabellangivelsene - og omregnet fra fettbasis.)

Noen av de resultatene som publiseres er direkte tvilsomme eller uten interesse pga. uegnet analysemetodikk og for høye deteksjonsgrenser (Dou Abdul et al., 1987, Salihoglu et al., 1987, Amodio-Coccheri, 1990, 1993; Saxton et al., 1993). (Det er symptomatisk at i 3 av 5 tilfeller er artiklene publisert i Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.) Til slike tilfeller kan også regnes resultater som bare rapporteres som sum PAH i chrysenekvivalenter (Hellou et al., 1994b).

Om PAH i fisk kan (så langt) konkluderes med følgende:

- Både norske og utenlandske resultater er ofte motstridende, forvirrende og vanskelige å tolke, i enkelte tilfeller usannsynlige og misvisende.
- Som oftest vil man registrere betraktelig høyere konsentrasjoner i lever enn filet, spesielt i belastede områder.
- I hvert fall filet er uegnet som indikator på PAH-forurensning og inneholder vanligvis ikke PAH-konsentrasjoner av interesse i relasjon til konsum av fisk.
- Også PAH i lever synes mindre egnet som indikator på ulike grader av belastning. Som tentative referansenivåer for torskelever kan imidlertid antydes (kfr. tabell 21, µg/kg våtvekt):

Sum PAH	Sum KPAH	B(a)P
<20	<2	<0.5

- Sannsynligvis bedre som PAH-indikator i fisk er forekomsten av fluorescerende aromater (nedbrytningsprodukter av ulike PAH-forbindelser) i galle (Krahn et al., 1984, 1987), eventuelt DNA-addukter (dvs. forbindelser mellom DNA og metabolitter av PAH, se ref. hos Molven og Goksøyr, 1992).



## 7. Oppsummering - videre arbeid

### 7.1 Referansenivåer

Referansenivåer av forurensende stoffer er primært ment som et redskap for miljøvernforvaltningen - dvs. utgangspunkt for hurtig orientering om forurensningssituasjoner og plattform for innledende bedømmelse av dem. Begrepet lar seg ikke definere presist, og tilfredsstillende slik sett ikke kravene til premisser for vitenskapelige resonnementer. Å tallfeste "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" eller "normalverdi utenfor sporbar innflytelse fra kjente punktkilder", er et praktisk kunstgrep. Tallene har et slep med forbehold, som ikke må kuttes når de skal brukes som styringsverktøy.

Foreliggende rapport illustrerer ett av de viktigste forbeholdene: de store individuelle variasjonene innen en art mht. akkumulering av miljøgifter. I enkelte sammenhenger like viktig er regionale variasjoner som følge av ulik "diffus belastning". Denne er rimeligvis ikke like stor i Nordishavet som i Skagerrak eller den sydlige del av Nordsjøen.

Rapporten underbygger også den økende erkjennelse av at forskjeller i artenes netto akkumuleringsegenskaper gjør det ønskelig/nødvendig med bruk av flere miljøindikatorer for å få et pålitelig inntrykk av situasjonen i et område. En art kan være relativt ubeskyttet mot og ømfintlig for et stoff som en annen har reguleringsmekanismer for å håndtere eller toleransen er høyere. I de nærmeste år vil det sannsynligvis bli avdekket en rekke slike forhold.

(Uten at dette skal svekke forbeholdene knyttet til begrepet "referansenivåer", kan det bemerkes at usikkerheten i dette begrepet for et område som kysten av Norge sannsynligvis er betraktelig mindre enn det som gjelder enkelte andre premisser innen økotoksikologi. F.eks. har det gjennom 10 år vært en tese at anrikningen av lite vannløselige og tungt nedbrytbare organiske stoffer er tilnærmet proporsjonal med organismers og vevs fettinnhold. I praksis har det imidlertid vist seg at variasjonen omkring denne tenkte regresjonslinjen kan gå over minst en 10-potens.)

For norske kystfarvann er det nå etablert referansenivåer for en rekke kombinasjoner av medier/miljøgifter. De viktigste av dem finnes som grensen for klasse I i SFT system for klassifisering av miljøkvalitet (Knutzen et al., 1993). Imidlertid varierer det underliggende dokumentasjonsmaterialet i omfang og kvalitet. Det er derfor behov for den type etterprøving som foreliggende rapport gir eksempler på. Dette skyldes også utviklingen i analysemetodikk, som gjør det nødvendig å redefinere variable. Det nærmeste eksempelet her er PCB, ved overgangen fra mer eller mindre pålitelige beregning av total PCB (som en valgt kommersiell blanding) til en sum av definerte enkeltforbindelser.

I tabell 22 og 23 (henholdsvis for klororganiske stoffer og PAH) er oppsummert de endringer i øvre grense for systemets kl. I (referansenivået) som aktualiseres ut fra data presentert i foreliggende rapport, samt tentative referanseverdier for tre arter av fisk (tabell 22) som ikke omfattes av klassifiseringssystemet. (Hermed tas ikke standpunkt til om disse artene bør inkluderes i systemet, idet dette også medfører et skjønn på videre klasseinndeling). Uansett om det utarbeides klasseintervaller eller ikke, vil referanseverdiene være nyttige. I noen tilfeller, f.eks. for PAH i fisk, vil det greie seg med referansenivåer, uten påbygg av formaliserte tilstandsklasser for å karakterisere høyere konsentrasjoner. For oversiktens skyld er også de nåværende øvre grensene for kl. I tatt med. Særlig usikre tall er merket med ?.

**Tabell 22.** Nåværende øvre grenser (Nå) for kl. I i SFTs klassifiseringssystem for klororganiske stoffer i fisk og blåskjell og foreløpige forslag til reviderte referansenivåer (Ny),  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. (Ingen tidligere referansenivåer: -).

Table 22. Present Norwegian reference levels (cf. Knutzen et al., 1993) of organochlorines in fish and mussels (Nå) and preliminary proposals for revised figures (Ny),  $\mu\text{g}/\text{kg w.w.}$  (No previous values: -).

Arter/Vev (Species <sup>1</sup> )/tissue)	$\Sigma$ PCB <sup>2</sup>		$\Sigma$ DDT		$\Sigma$ HCH		HCB	
	Nå	Ny	Nå	Ny	Nå	Ny	Nå	Ny
Torsk, lever	1000	500	200	200	50	50	20	20
" filet	10	5	2	1	1	0.5	0.2	0.2
Skrubbe, filet	20	5	3	2?	2	1	0.3	0.2
Sandflyndre, filet	-	10	-	3	-	1.5	-	0.3
Rødspette, filet	-	2?	-	1?	-	0.5?	-	0.1
Lomre, filet	-	2?	-	1?	-	0.3?	-	0.1
Blåskjell, bløtdeler	10	4	2	2	0.5	1	0.2	0.1

<sup>1</sup>) In order: cod, flounder, dab, plaice, lemon sole, blue mussel.

<sup>2</sup>) Nå: Basert på beregninger av tot. PCB ut fra likhet med (forskjellige) kommersielle blandinger.  
Ny:  $\Sigma$  PCB<sub>7</sub> (CB 28+52+101+118+138+153+180).

**Tabell 23.** Nåværende øvre grense (Nå) for kl. I i SFTs klassifiseringssystem vedrørende PAH i blåskjell og foreløpige forslag til reviderte referansenivåer (Ny),  $\mu\text{g}/\text{kg}$  våtvekt. (Ingen tidligere referansenivåer: -).

Table 23. Present Norwegian reference levels (Nå) for PAH in the blue mussel and preliminary proposals for revised figures (Ny),  $\mu\text{g}/\text{kg w.w.}$  (No previous values: -).

Art (species)	Tot. PAH <sup>1</sup>		KPAH <sup>2</sup>		B(a)P	
	Nå	Ny	Nå	Ny	Nå	Ny
Blåskjell (Blue mussels)	100	50	-	10	1	1

<sup>1</sup>) Sum av vanligvis 20-25 enkeltforbindelser, inklusiv alle potensielt kreftfremkallende (KPAH).

<sup>2</sup>) Sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser etter IARC (!)(/), se note <sup>2</sup>) til tabell 20.

Foreløpig helt udekket er referanseverdier for "toksisitetsekvivalenter", som er veiet sum av "dioksiner", pluss et utvalg av PCB-forbindelser og andre klor-/bromorganiske stoffer med dioksinlignende egenskaper. Både økotoksikologisk og i relasjon til konsum av sjømat, er bestemmelse av en sum av PCB-forbindelser relativt uinteressant sammenlignet med tall for konsentrasjonen av toksisitetsekvivalenter (TE), som uttrykker en mer konkret risiko. Imidlertid er heller ikke dette fullt tilfredsstillende, idet TE ikke dekker risikoen knyttet til PCB'er med annen virkningsmekanisme.

Å få etablert TE-referanseverdier krever et omfattende kartleggingsprogram. I denne forbindelse bør det vurderes om ikke JMP her kan ha en av sine hovedfunksjoner, enten bare for programmets utvalgte indikatorarter eller for alle de som egentlig er aktuelle.

Et annet behov for å redefinere en klassifiserings-parameter gjelder  $\Sigma$ DDT. Her er forholdet at summen ved flere av dagens rutineprosedyrer bare omfatter nedbrytningsproduktene p, p-DDE og p, p-DDD, eventuelt bare DDE, men analysert ved en metode som omdanner morsubstansen DDT til DDE før målingen foretas. Både for å få prinsipielt mer korrekte tall, for å muliggjøre tilforlidelige vurderinger av lokale forurensningssituasjoner (f.eks. "ny" eller "gammel" kilde), og for storskala-bedømmelse av DDT's skjebne i naturen, er det nødvendig med data for både DDT, DDE og DDD (strengt tatt både p,p- og o,p-forbindelsene, men de sistnevnte spiller underordnet rolle (<10 % ?) og kan derfor utelates).

Referanseverdier for TE fra PCDF/PCDD er utilstrekkelig dekket. Både for torskelever og krabbesmør kan man mistenke at grensen for kl. I i SFTs klassifiseringssystem er misvisende høy, da tallene delvis bygger på data fra Skagerrakkysten før stopp (dvs. 99 % reduksjon) i de meget store utslippene til Frierfjorden. En generell begrunnelse for utvidet kartlegging av PCDF/PCDD i alle aktuelle indikatorarter ligger i at uten dette er det ikke mulig å få etablert ovennevnte referanseverdier for sum TE. I denne forbindelse har det vist seg at spiselige marine organismer atskiller seg betydelig mht. akkumulering, både kvalitativt og kvantitativt (se f.eks. Knutzen et al., 1994b). I praksis betyr dette at referansenivåer bør etableres for flere arter enn de som er inkludert i klassifiseringssystemet.

For en del slike arter (skrubbe, ål, sild, makrell) har man et mer eller mindre godt dokumentasjonsmateriale for å indikere referansenivåer for TE fra PCDF/PCDD. Men fordi det i TE også må inngå bidraget fra i hvert fall non-orto og et utvalg andre PCB-forbindelser, der man er praktisk talt uten bakgrunnsdata, gjelder dette kartleggingsbehovet en rekke arter, innbefattet skrubbe, ål, sild og makrell. Det vil si at det i hvert fall bør gjøres sonderende registreringer også for flere flyndrearter, hvitting, sei, lyr, kolje og dypvannsarter som uer og brosme. Blant spiselige muslinger bør slike referansenivåer etableres for i hvert fall o-skjell, østers og kamskjell, muligens også sandmusling. Reker bør også inkluderes, viktig som denne arten er både som mat og for transport av miljøgifter gjennom næringskjeder.

Med hensyn til dypvannsarter av fisk, ovennevnte muslinger utenom o-skjell og taskekrabbe, er mangelen på referansedata generell, dvs. den gjelder for fisk også  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>, DDT og andre stoffer i standardpakken for klororganiske stoffer, samt kvikksølv. I muslingene er det i tillegg aktuelt å registrere innholdet av metaller og PAH, samt TBT (tributyltinn). For taskekrabbe er behovet størst når det gjelder klororganiske stoffer utenom PCDF/PCDD (men se også nedenfor om PAH og metaller).

Et annet generelt kartleggingsbehov har man for arter som egner seg som indikatorer i arktiske strøk. Spørsmålet om hvilke arter trenger en egen vurdering, men i hvert fall kan nevnes polartorsk, muligens sjørøye og dessuten nøkkelarter i de korte arktiske næringskjedene (bl.a. reker (?) og andre krepsdyr).

En del klororganiske stoffer med kjent global utbredelse og med konsentrasjoner i fisk som må betraktes som en mulig risiko, har man i Norge meget få eller ingen informasjon om. Særlig gjelder dette klorerte kamfener (= terpenener, handelsbetegnelse Toxaphene o.a.). Gruppen har inntil nylig vært vanskelig å analysere, spesielt hva angår definerte enkeltforbindelser, men undersøkelser i andre land viser sumnivåer i størrelsesorden som for PCB. Tilsvarende kan nevnes polyklorerte naftalener (PCN), som i Grenlandsområdet forekommer i ikke ubetydelig konsentrasjoner i betraktning av at noen PCN har dioksinlignende virkning. Chlordane-gruppen er et tredje eksempel,

dessuten svovelholdige og persistente nedbrytningsprodukter av PCB og DDT - stoffer som bl.a. mistenkes for å spille en rolle i desimeringen av selbestanden i Østersjøen. (Se dessuten Olsson og Bergman, 1995). Flere persistente bromorganiske stoffer er også gjenstand for (til dels bekreftede) spekulasjoner om akkumulering i spiselige organismer.

PAH referansedata er rimelig godt dekket ved et stort dokumentasjonsmateriale for blåskjell, men for de områder der blåskjell mangler, er det ønskelig at man får rede på "normalnivåene" i strandsnegl, albuesnegl og eventuelt tang. Dessuten bør de spinkle dokumentasjonsunderlagene for PAH i o-skjell og taskekrabbe utvides. I fisk mangler "bakgrunnsregistreringer" av PAH's nedbrytningsprodukter i galle. Disse fluorescerende aromaderivatene egner seg sannsynligvis bedre enn morsubstansene til å registrere graden av belastning med PAH som fisk har vært utsatt for.

Referansedata for metaller kan med få unntak anses tilstrekkelig dekket. Unntak er metaller i skallinnmat av krabbe og i aktuelle arktiske indikatorarter.

Den utstrakte TBT-forurensning som er konstatert i Norge, dels gjennom undersøkelse av virkningene på purpurnegl (Harding et al., 1992), men også ved registrering av delvis høye konsentrasjoner i blåskjell fra en rekke havneområder (Knutzen et al., 1995), aktualiserer også etablering av referansenivåer for denne miljøgiften. For blåskjell foreligger allerede en del data som gir gode indikasjoner, men det er ønskelig med kartlegging også i purpurnegl (som er særlig ømfintlig for TBT) og i tang, muligens også i pepperskjell (en ømfintlig muslingart med tilhold i gruntvannssedimenter), samt o-skjell.

En hovedbegrunnelse for å få referansenivåer i betydelig flere arter enn de som er inkludert i klassifiseringssystemet, er at man for bedømmelse av lokale forurensningssituasjoner er avhengig av å benytte de artene som lar seg skaffe fra undersøkelsesområdet. På sikt - etter hvert som artenes akkumuleringsegenskaper blir kjent - øker slike kunnskaper også muligheten for å trekke konklusjoner om den generelle tilstanden i forurensede områder ut fra data i et begrenset antall arter. Jo bredere kunnskaper man har, dess mer øker utsagnskraften i data fra de få artene som av praktiske grunner bør inngå i klassifiseringssystemet.

## **7.2 Sammenhengen mellom variable og mellom miljøgiftnivåer og biologiske faktorer**

JMP-dataene gir en rekke muligheter for å se på statistiske sammenhenger. Dette er informasjon som vil øke den alminnelige forståelse av miljøgifters skjebne i naturen og gjøre tolkningen av data mer pålitelig. Bare noen få av disse muligheter er utnyttet (på en innledende måte) i den foreliggende rapport.

For det første dreier deg seg om sammenhenger mellom miljøgiftinnhold og biologiske variable som alder, lengde, vekt og kjønn. Selv om det i materialet også kan inngå usikkerhetsfaktorer betinget av prøvested og -tid, vil eventuelle generelle sammenhenger temmelig sikkert fremgå ved bearbeidelsen av et så stort materiale. Betydningen av å få slike forhold belyst ligger bl.a. i at det kan styrke tolkningen av data fra isolerte, kortvarige undersøkelser, der det ofte ikke er praktisk gjennomførbart å få prøver som er fullt representative for indikatorbestandenes sammensetning mht. alder, størrelse og kjønn.

Dernest vil det være av interesse å få sammenlignet ulike fiskearters akkumuleringsegenskaper. Dette vil belyse betydningen av forskjeller i eksponeringsveier og stoffskifte, og dertil bidra til å forstå hvordan miljøgifter transporteres og omsettes i omgivelsene. Rent praktisk er det som nevnt av betydning å vite noe om hvordan artene fungerer som indikatorer, dessuten i hvilken grad de kan

erstatte hverandre som indikatorer og det kan trekkes slutninger om forurensningsgrad (miljøgiftinnhold) fra en art til andre. Foreløpig er det innen den norske delen av JMP bare få tilfeller av at to arter er samlet inn fra samme område til samme tid. I kommende år bør man systematisk søke å få til dette, helst ved samtidig innsamling av flere arter enn to.

Av samme prinsipielle og praktiske interesse er sammenheng mellom miljøgiftnivåer i ulike organer/vev hos samme art. F.eks.: hvor sikkert kan man forutsi innholdet av dioksiner i torskefilet eller rogn ut fra målinger i lever?

Et forskningsfelt av mulig stor praktisk betydning for fremtidig overvåking dreier seg om sammenhengen mellom innholdet av enkeltforbindelser innen en gruppe av miljøgifter og sumkonsentrasjonen eller mellom ulike sumvariable. Eksempler er PCB 153 eller 138 versus sum PCB, eller i forhold til sum TE fra PCBer med dioksinlignende virkning. Finnes det f.eks. en stram korrelasjon mellom  $\Sigma\text{PCB}_7$  og  $\Sigma\text{TE}_{\text{PCB}}$ , vil det medføre betydelige innsparinger pr. analyse. Det samme gjelder hvis målinger av sum PAH kunne erstattes av å analysere på enkeltforbindelser, eksempelvis benzo(a)pyren eller benzo(b)fluoranten. (Antagelig må man i dette tilfellet i hvert fall ta hensyn til om PAH i de aktuelle tilfeller er olje- eller forbrenningsavledet.)

Det må understrekes at korrelasjonene må etableres for artsspesifikke data. Data som omfatter flere arter vil være mer sprikende og gi resultater med mindre utsagnskraft.

Et hovedpoeng i forbindelse med JMP er at eventuelle rimelig stabile sammenhenger som etableres mellom  $\text{PCB}_7$  og  $\text{TE}_{\text{PCB}}$  vil gjøre resultatene mer formålsrelevante.  $\Sigma\text{PCB}_7$  er så langt lite å bygge på når man skal si noe om helsemessig eller økologisk risiko.

Under alle omstendigheter vil statistiske korrelasjoner av denne art bidra til å belyse økotoksikologiske problemstillinger.

### 7.3 Sluttord

Ovenstående er en smørbrøddliste av aktuelle arbeidsoppgaver, men illustrerer hvor mye verdifullt faglig materiale som ligger i allerede innsamlede data, og hvordan innholdet i JMP kan modifieres/suppleres for å få enda større utbytte i fremtiden.

Det burde også fremgå at det i noen grad dreier seg om publikasjonsverdig stoff, dvs. av internasjonal interesse. Både en delvis revurdering/supplering av JMPs innhold og publiseringsbehovet er i tråd med anbefalinger fra gruppen som har evaluert SFT's miljøgiftovervåking. (Johansson et al., 1994). Oppdragsgiverne bør derfor legge til rette for at publisering lar seg realisere.

Skulle man prioritere oppgavene nevnt i kap. 7.1 og 7.2, synes to av dem å peke seg ut som umiddelbart mest givende:

- Systematisk kartlegging på referanselokaliteter av dioksinlignende PCB og PCDF/PCDD i JMP's indikatorarter av fisk og eventuelt i supplerende arter, spesielt taskekrabbe.
- Statistisk belysning av sammenheng mellom  $\Sigma\text{PCB}_7$  og  $\Sigma\text{TE}_{\text{PCB}}$  i ulike arter, samt forholdet mellom  $\text{TE}_{\text{PCB}}$  og  $\text{TE}_{\text{PCDF/PCDD}}$

## 8. Referanser

- Al-Yakob, S.N., T. Saeed og H. Al-Hashash, 1993. Polycyclic aromatic hydrocarbons in edible tissue of fish from the Gulf after the 1991 oil spill. *Mar. Pollut. Bull.* 27:297-301.
- Al-Yakob, S.N., T. Saeed og H. Al-Hashash, 1994 Polycyclic aromatic hydrocarbons in fish: Exposure assessment from Kuwaiti consumers after the Gulf oil spill in 1991. *Environ. Int.* 20:221-227.
- Amiard, J.C., C. Amiard-Triquet, B. Berthet og C. Metayer, 1986. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, lead, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. I Field study. *Mar. Biol.* 90:425-431.
- Amodio-Cocchieri, R., A. Arnese og A.M. Minicucci, 1990. Polycyclic aromatic hydrocarbons in marine organisms from Italian central Mediterranean coast. *Mar. Pollut. Bull.* 21:15-18.
- Amodio-Cocchieri, R., U. Del Prete, A. Arnese, M. Giuliano og A. Roncioni, 1993. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine organisms from the Ionian Sea (Italy). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50:618-625.
- Barah, N.A.-E. og C.F. Mason, 1990. Mercury, cadmium and lead in eels and roach: the effect of size, season and locality on metal concentrations in flesh and liver. *Sci. Total Environ.* 92:249-256.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster-området. Rapport 446/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-895501/900346 (l.nr. 2669), 192 s. ISBN 82-577-2011-9.
- Berge, J.A. og A. Helland, 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/92. Miljøgifter i sediment, ål, torsk og taskekrabbe. Rapport 531/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-92085 (l.nr. 2953), 56 s. ISBN 82-577-2378-9.
- Bjerkeng, B., Green, N. W., 1994. Shell length and metal concentrations in mussels (*Mytilus edulis*). Report of the Working Group on Statistical Aspects of Environmental Monitoring, St. Johns 25-29, April 1994. International Council for the Exploration of the Sea. C.M. 1994/ENV:6 Annex 11.
- Boer, J. de, 1988. Trends in chlorobiphenyl contents in livers of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the North Sea, 1979-1987. *Chemosphere*, 17: 1811-1819.
- Boer, J. de, 1989. Organochlorine compounds and bromodiphenylethers in livers of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the North Sea, 1977-1987. *Chemosphere*, 18: 2131-2140.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronck, W.A. Traag, J. van der Meer. 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. *Chemosphere*, 26: 1823-1842.
- Bolognesi, C., M. Parrini, F. Valerio, M.T. Piccardo og C. Pellegrino, 1990. Genotoxic effects and tissue concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in mussel: A comparison study. S. 107-109 i J. Barceló (red.): *Environmental Contamination*. 4th Int. Conf. - Barcelona Oct. 1990.
- Boyden, C.R., 1977. Effect of size upon metal content of shellfish. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 57:675-714.
- Broman, D., C. Näf, I. Lundbergh og Y. Zebühr, 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston - *Mytilus edulis* L. - *Somateria mollissima* L.) from the Baltic: An ecotoxicological perspective. *Environ. Toxicol. Chem.*, 9:429-442.
- Broman, D., L. Lindqvist og I. Lundbergh, 1991. Cadmium and zinc in *Mytilus edulis* L. from the Bothnian Sea and the Northern Baltic proper. *Environ. Pollut.* 74: 227-244.
- Brzezinska, A., A. Trzosinska, W. Zmijewska og L. Wodkiewicz, 1984. Trace metals in some organisms from the southern Baltic. *Oceanologia* 18:79-94.
- Burkhard, L.P., B.R. Sheedy og D.J. Mc Cauley, 1994. Prediction of chemical residues in aquatic organisms for a field discharge situation. *Chemosphere* 29:141-153.

- Claisse, D., 1989, Chemical contamination of French coasts. The results of ten years mussel watch. *Mar. Pollut. Bull.* 20:523-528.
- Clark, G. og G. Topping, 1989. Mercury concentrations in fish from contaminated areas in Scottish waters. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 69:437-445.
- Cossa, D., 1988. Cadmium in *Mytilus* spp.: Worldwide survey og relationship between seawater and mussel content. *Mar. Environ. Res.* 26:265-284.
- Cossa, D., E. Bourget, D. Pouliot, J. Piuze and J.P. Chanut, 1980. Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 58:7-14:
- Cossa, D., D. Auger, B. Avepty, M. Lucon, P. Masselin og J. Noël, 1992. Flounder (*Platichthys flesus*) as an indicator of metal and organochlorine contamination of French Atlantic coastal waters. *Ambio* 21: 176-182.
- Cousteau, C., F. Renaud og B. Delay, 1991. Genetic characterization of the hybridization between *Mytilus edulis* and *M. galloprovincialis* on the Atlantic coast of France. *Mar. Biol.* 111:87-93.
- Dou Abdul, A.A., J.K. Abaychi, T.E. Al-Edane, A.A. Ghani og H.T. Al-Saad, 1987. Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in fish from the Arabian Gulf. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38:546-552.
- Dunn, B.P. og D.R. Young, 1976. Baseline levels of benzo(a)pyrene in Southern California Mussels. *Mar. Poll. Bull.* 7:231-234.
- Elliott, M., og A.H. Griffiths, 1986. Mercury contamination in components of an estuarine ecosystem. *Wat. Sci. Tech.* 18:161-170.
- Elliott, M., A.H. Griffiths og C.J.L. Taylor, 1988. The role of fish studies in estuarine pollution assessment. *J. Fish. Biol.* 33 (Suppl. A): 51-61.
- Essink, K., 1980. Mercury pollution in the Ems estuary. *Helgoländer Meeresunters.* 33:111-121.
- Falandysz, J., 1994. Mercury concentrations in benthic animals and plants inhabiting the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 141:45-49.
- Farrington, J.W., A.C. Davis, N.M. Frew og A. Knap, 1988. ICES/IOC Intercomparison exercise on the determination of petroleum hydrocarbons in biological tissues (mussel homogenate). *Mar. Pollut. Bull.* 19:372-380.
- Galloway, W., J.L. Lake, D.K. Phelps, P.F. Rogerson, V.T. Bowen, J.W. Farrington, E.D. Goldberg, J.L. Laseter, G.C. Lawler, J.H. Martin og R.W. Risebrough, 1983. The mussel watch: Intercomparison of trace level constituent determinations. *Environ. Toxicol. Chem.* 2:395-410.
- Giordano, R., P. Arata, L. Ciaralla, S. Rinaldi, M. Giani, A.M. Cicero og S. Costantini, 1991. Heavy metals in mussels and fish from Italian coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 22:10-14.
- Goksøyr, A., J. Beyer, A.-M. Husøy, H.E. Larsen, K. Westrheim, S. Wilhelmsen og J. Klungsoyr, 1994. Accumulation and effects of aromatic and chlorinated hydrocarbons in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) caged in a polluted fjord (Sørfjorden, Norway). *Aquat. Toxicol.* 29:21-35.
- Gramme, P.E., G. Norheim, B. Bøe, B. Underdal og O.C. Bøckman, 1984. Detection of cod (*Gadus morhua*) subpopulations by chemical and statistical analysis of pollutants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13:433-440.
- Granby, K. og N.H. Spliid, 1995. Hydrocarbons and organochlorines in common mussels from the Kattegat and the Belts and their relation to condition indices. *Mar. Pollut. Bull.*, 30: 74-82.
- Green, N.W., 1989. The effect of depuration on mussels analyses. Report of the 1989 meeting of the working group on statistical aspects of trend monitoring. The Hague, 24-27 April 1989. ICES-report C.M.1989/E:13 Annex 6:52-58.
- Green, N.W., 1993. Joint Monitoring Programme - JMP. Overview of analytical methods employed by JMP in Norway 1981-1992. NIVA project O-80106 (report number 2971), 41 pp.. ISBN nnumber 82-577-2390-8.

- Green, N.W., 1995. Joint Monitoring Programme (JMP) National comments to the Norwegian Data for 1993. NIVA project 80106, published 5.January.95 123pp.. (Also as document SIME 1/6/1).
- Green, N. og J. Knutzen, 1993. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1992. Rapport 541/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-921315 (l.nr. 2972), 54 s. ISBN 82-577-2401-7.
- Green, N.W., Rønningen, A., 1994a. Contaminants in shellfish and fish. Joint Monitoring Programme (JMP) Norwegian biota data. Norwegian State Pollution Control Authority, Monitoring report no. 585/94 TA no. 1156/1994. NIVA project O-80106/, (report number 3175), 351 pp.. ISBN nnumber 82-577-2656-7.
- Green, N.W., Rønningen A., 1994b. Summary statistics of contaminants in shellfish and fish. Joint Monitoring Programme (JMP) Norwegian biota data. Norwegian State Pollution Control Authority, Monitoring report no. 584/94 TA no. 1155/1994. NIVA project O-80106/, (report number 3176), 167 pp.. ISBN nnumber 82-577-2657-5.
- Green, N., J. Knutzen, L. Berglind og L. Golmen, 1993. Undersøkelser av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjorden 1989-90. Rapport 516/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800310 (l.nr. 2872), 157 s.
- Green, N., J. Knutzen og L. Berglind, 1994. Undersøkelser av miljøgifter i organismer fra Ranfjorden 1992. Rapport 550/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800310 (l.nr. 3025), 47 s. ISBN 82-577-2473-4.
- Green, N.W., Knutzen, J., Helland, A., Berglind, L., 1995. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer 1981-92. "Joint Monitoring Programme (JMP)". Statlig program for forurensningsovervåking rapport nr. 593/95 TA nr. 1172/1995 NIVA-rapport O-80106 (l.nr. 3184), 195 s. ISBN-82-577-2676-1.
- Grimås, U., A. Göthberg, M. Notter, M. Olsson og L. Reutergårdh, 1985. Fat amount - a factor to consider in monitoring studies of heavy metals in cod liver. *AMBIO* 14:175-178.
- Guns, M., W. Vynche, R. de Clerch og R. Moermans, 1985. Teneurs en mercure des rousettes et des aiguillat provenant des lieux de capture de la pêche maritime belge. *Rev. agricult.* 38(2): 254-259.
- Harding, M.J.C., S.K. Bailey og I.M.Davies 1992. UK Department of the Environment. TBT imposex survey of the North Sea. Contract PECDS 7/8/214. Annex 7: Norway. Scottish Fisheries Working paper No 10/92. Oct. 1992. The Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Aberdeen, 20 s. + vedlegg.
- Harms, U. og T. Claussen, 1987. Neue Erkenntnisse über die Kontamination von Fischen der südlichen Nordsee mit Cadmium, Blei und Quecksilber. *Inf. Fischw.* 34:139-146.
- Hellou, J., W.G. Warren, J.F. Payne, S. Belkholde og P. Lobel, 1992. Heavy metals and other elements in three tissues of cod, *Gadus morhua*, from the northwest Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 24:452-458.
- Hellou, J., W.G. Wappen og J. F. Payne, 1993a. Organochlorines including polychlorinated biphenyls in muscle, liver and ovaries of cod, *Gadus morhua*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 497-505.
- Hellou, J., C. Upshall, J.F. Payne, S. Naider og M.A. Paranjape, 1993b. Total unsaturated compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons in molluscs collected from waters around New Foundland. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24:249-257.
- Hellou, J., J.F. Payne og C. Hamilton, 1994a. Polycyclic aromatic compounds in northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Environ. Pollut.* 84:197-202.
- Hellou, J., C. Upshall, J.F. Payne og P.V. Hodson, 1994b. Polycyclic aromatic compounds in cod (*Gadus morhua*) from the northwest Atlantic and St. Lawrence estuary. *Sci. Total. Environ.* 145:71-79.



- Holthe, B., G. Bahr, B. Gulliksen, T. Jacobsen, J. Knutzen, K. Næs og E. Oug, 1992. Resipientundersøkelser i Tromsøysundet og Sandnessundet, Tromsø kommune, 1991 - 1992. Organismesamfunn på bløtbunn, hardbunn, i fjæra, miljøgifter i bunnsedimenter og organismer og bakteriologiske undersøkelser. Rapport nr. 91247 fra Akvaplan-NIVA, 162 s.
- Hummel, H., R.H. Bogaards, J. Nieuwenhuize, L.D. Wolf og J.M. van Liere, 1990. Spatial and seasonal differences in the PCB content of the mussel *Mytilus edulis*. *Sci. Total Environ.* 92:155-163.
- Hühnerfuss, H., B. Pfaffenberger, B. Gehrcke, L. Karbe og W.A. König, 1995. Stereochemical effects of PCBs in the marine environment: Seasonal variation of coplanar and atropisomeric PCBs in the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) of the German Bight. *Mar. Pollut. Bull.* 30: 332-340.
- IARC (Int. Agency Res. Cancer), 1987. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. Suppl. 7, Lyon, 440 s.
- ICES, 1986. Interim reporting format for contaminants in fish and shellfish, JMP-version. ICES, May 1986.
- ICES, 1992. ICES environmental data reporting formats. Version 2.1 - January 1992. JMP 17 info 25-E.
- Jackson, T.J., T.L. Wade, T.J. McDonald, D.L. Wilkinson og J.M. Brooks, 1994. Polynuclear aromatic hydrocarbon contaminants in oysters from the Gulf of Mexico (1986-1990). *Environ. Pollut.* 83:291-298.
- Jensen, A., 1982. Trend monitoring IV, statistical analysis of factors affecting the concentrations of mercury in flounder. ICES, CM. 1982/E:28, 12 s.
- Jensen, A. og Z. Cheng, 1987. Statistical analysis of trend monitoring data of heavy metals in flounder (*Platichthys flesus*). *Mar. Pollut. Bull.* 18:230-238.
- JMG 1994. Draft assessment of temporal trends in monitoring for 1983-91: Trace metals and organic contaminants in biota. Nineteenth meeting of the Joint Monitoring Group 24-29. January, 1994. Document JMG 19/7/6.
- Johansson, N., B. Pettersen, G. Tyler, H.M. Seip, og C.E. Amundsen, 1994. SFTs miljøgiftovervåking: Evaluering, SFT rapport TA 1120/1994, 15s. ISABN 82-7655-244-7.
- Julshamn, K., J. Haugsnes og J. Eriksen, 1978. Sporelementer i torsk, sild, rødspette og lodde fra det nordøstlige Atlanterhav. Fiskeridirektoratets vitamininstitutt. Rapport nr. 6-1978. Bergen.
- Julshamn, K., O. Ringdal og 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. Environ. Contam. Toxicol.* 29:544-549.
- Julshamn, K., K.-E. Slinning, H. Haaland, B. Bøe og L. Føyn, 1985. Analyse av sporelementer og klorerte hydrokarboner i fisk og blåskjell fra Hardangerfjorden og tilstøtende fjordområder høsten 1983 og våren 1984. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 6/85, 38 s. + vedlegg.
- Jørgensen, L.A. og B. Pedersen, 1994. Trace metals in fish used for time trend analysis and as environmental indicators. *Mar. Pollut. Bull.* 28:235-243.
- Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000320 (l.nr. 1864), 39 s. ISBN 82-577-1076-8.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167/Q388, 66 s. ISBN 82-577-1308-2.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljøopptak, utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s. ISBN 82-577-1497-6.
- Knutzen, J., 1992. Preliminary proposals for classification of marine environmental quality respecting micropollutants in water, sediment and selected organisms. NIVA-rapport O-862602/O-89266 (l.nr. 2738), 22 s. ISBN 82-577-2108-5.

- Knutzen, J., 1992. Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. A review. NIVA-rapport E-90408/O-910943 (l.nr. 2717), 40 s. ISBN 82-577-2079-8.
- Knutzen, J., 1994. Effekter av utslipp fra aluminiumsindustri i det marine miljø. NIVA-rapport O-93131/Q-301 (l.nr. 3103), 45 s. ISBN 82-577-2524-2.
- Knutzen, J og L. Berglind, 1994. Orienterende undersøkelse av miljøgifter i fisk og skalldyr fra omegnen av KS Coast Center Base, Fjell kommune, Hordaland, november 1993. NIVA-rapport O-93266 (l.nr. 3040), 21 s. ISBN 82-577-2492-0.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-8.
- Knutzen, J., K. Næs og B. Rygg, 1989. Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelser av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer. Rapport 371/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000380 (l.nr. 2284), 75 s. ISBN 82-577-1585-9.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning 93:03 (TA-293/1993), 20 s. ISBN 82-7655-103-3.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J.U. Skåre, 1993. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2833), 133 s. ISBN 82-577-2231-6.
- Knutzen, J., I. Kopperud, J. Magnusson og J.U. Skåre, 1993c. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport O-90292 (l.nr. 2838), 50 s. ISBN 82-577-2203-0.
- Knutzen, J., J. Beyer, A. Goksøyr, N.Green, K. Hylland, E. Egaas, M. Sandvik og J.U. Skåre, 1994a. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer og biomarkører for miljøgifter. Rapport 552/94, innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800309 (l.nr. 3038), 54 s. ISBN 82-557-2491-2.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, M. Oehme, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1994b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Rapport 545/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2989), 127 s. ISBN 82-577-2427-0.
- Knutzen, J., G. Becher, A. Kringstad og M. Oehme, 1994c. Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992. Rapport 547/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2996), 111 s. ISBN-82-577-2430-0.
- Knutzen, J., L. Berglind og E. Brevik. 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993 - 1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-93255 (under trykking).
- Konieczny, R. og J. Knutzen, 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sunndalsfjorden 1991-1992. Rapport 504/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-91086 (l.nr. 2818), 28 s. ISBN 82-577-2214-6.

- Konieczny, R.M., T.M. Johnsen, J. Klungsøyr og J. Knutzen, 1993. Undersøkelser av organiske miljøgifter i bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsvern, Bergen 1993. NIVA-rapport O-93040 (l.nr. 2942), 73 s. ISBN 82-577-2362-2.
- Krahn, M.M., M.S. Myers, D.G. Burrows og D.C. Malins, 1984. Determination of metabolites of xenobiotics in bile of fish from polluted waterways. *Xenobiotica* 14:633-646.
- Krahn, M.M., D.G. Burrows, W.D. MacLeod og D.C. Malins, 1987. Determination of individual metabolites of aromatic compounds in hydrolyzed bile of English sole (*Parophrys vetulus*) from polluted sites in Puget Sound, Washington, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16:511-522.
- Leah, R., S. Evans og M. Johnson, 1991a. Mercury in muscle tissue of lesser-spotted dogfish (*Scyliorhinus caniculus* L.) from the north-east Irish Sea. *Sci. Total Environ.* 108:215-224.
- Leah, R.T., S.J. Evans, M.S. Johnson og S. Collings, 1991b. Spatial patterns in accumulation of mercury by fish from the NE Irish Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 27:172-175.
- Leah, R.T., S.J. Evans og M.S. Johnson, 1992. Mercury in flounder (*Platichthys flesus* L.) from estuaries and coastal waters of the north-coast Irish Sea. *Environ. Pollut.* 75:317-322.
- Lee, K.M., H. Kruse og O. Wasserman, 1993. *Mytilus edulis* as bioindicator for organochlorines in the Baltic. S. 117-120 i H. Fiedler (red.): DIOXIN'93, Organohalogen Compound, Vol. 14. Federal Environmental Agency, Wien.
- Lindström-Seppä, P., O. Hänninen, J. Tuominen og H. Pyysalo, 1989. Polycyclic aromatic hydrocarbon in perch (*Perca fluviatilis*) following an oil-spill in Vaasa Archipelago, Finland. *Toxicol. Environ. Chem.* 19:83-86.
- Lobel, P.B. og D.A. Wright, 1982. Relationship between body zinc concentrations and allometric growth measurements in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 66:145-150.
- Lobel, P.B., S.P. Belkhole, S.E. Jackson og H.P. Longerich, 1990. Recent taxonomic discoveries concerning the mussel *Mytilus*: Implications for biomonitoring. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:508-512.
- Loizeau, V. og A. Abarnou, 1994. Distribution of polychlorinated biphenyls in dab (Limanda Limanda) from the Baie de Seine (Eastern Channel). *Mar. Environ. Res.* 38: 77-91.
- MacDonald, D.A., 1989. A summary of status and trends in concentrations of selected chemical contaminants and measures of biological stress in San Francisco Bay. S. 647-651 i *Oceans'89*, an international conference addressing methods for understanding The Global Ocean, Sept. 18-21, Vol. 2. Seattle Washington USA. IEEE Publ. No 89CH2780-5.
- MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food), 1992, Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of wastes at sea, 1990. Aquatic environment monitoring report No 30. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft).
- MAFF, (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food), 1993. Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of wastes at sea, 1991. Aquatic environment monitoring report No 36. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft).
- MAFF, (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food), 1994. Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of wastes at sea, 1992. Aquatic environment monitoring report No 40. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft).
- Martincic, D., Z. Kwokal, Z. Peharec, D. Margus og M. Branica, 1992. Distribution of Zn, Pb, Cd and Cu between seawater and transplanted mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Sci. Total Environ.* 119:211-230.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.

- Mc Donald, S.J., M.C. Kennicutt II og J.M. Brooks, 1992. Evidence of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure in fish from the Antarctic Peninsula. *Mar. Pollut. Bull.* 25:9-12.
- Mc Donald, J.H., R. Seed og R.K. Koehn, 1991. Allozymes and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern hemispheres. *Mar. Biol.* 111:323-333.
- McKie, 1983. An examination of metals in flounders (*Platichthys flesus*) collected from two Scottish estuaries. ICES CM/E:39. Int. Council for the Exploration of the Sea, København.
- Molven, A. og A. Goksøyr, 1992. Biological effects and biomonitoring. S.93 - 166 i A. Molven og A. Goksøyr (red.): Organochlorines and PAHs in the marine environment: State of the art and research needs. Research Programme on Marine Pollution (PMF). NTNf, Oslo, 120 s.
- Nicholson, G.J., T. Theodoropoulos og G.J. Fabris, 1994. Hydrocarbons, pesticides, PCB and PAH in Port Phillip Bay (Victoria) sand flathead. *Mar. Pollut. Bull.* 28:115-120.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170 (l.nr. 2645), 104 s. ISBN 81-577-1986-2.
- O'Connor, T.P., 1991. Concentrations of organic contaminants in molluscs and sediments at NOAA National Status and Trend sites in the coastal and estuarine United States. *Environ. Health Perspect.* 90:69-73.
- O'Connor, T.P., J.E. Price og C.A. Parker, 1989. Results from NOAA's National Status and Trends Program on distributions, effects and trends of chemical contamination in the coastal and estuarine United States. S. 569-572 i *Oceans'89*, Vol. 2. IEEE Publ.No. 89 CH2780-5.
- Olafsen, J.A., N. Losnegard og K. Bakken, 1973. Analyse av kvikksølv i skrei og vårtorsk ved flammeløs atomabsorpsjon. *Fiskeridir. Skr. Ser. Teknologiske undersøkelser*. Vol. 5 No. 13, 13 s. Bergen.
- Olafsson, J., 1986. Trace metals in mussels (*Mytilus edulis*) from Southwest Iceland. *Marine Biology* 90:220-229.
- Olsson, A. og Å. Bergman, 1995. A new persistent contaminant detected in Baltic wildlife: Bis (4-chlorophenyl) sulfone. *Ambio*: 119-123.
- van der Oost, R., F.J.van Schooben, F.Ariese, H.Heida, K.Satumalay og N.P.E.Vermeulen, 1994. Bioaccumulation, biotransformation and DNA binding of PAHs in frenal eel (*Anguilla anguilla*) exposed to polluted sediments: A field survey. *Environ. Toxicol. Chem.* 13:859-870.
- OSPARCOM, 1990. Oslo and Paris Conventions. Principles and methodology of the Joint Monitoring Programme. [Monitoring manual for participants of the Joint Monitoring Programme (JMP) and North Sea Monitoring Master Plan (NSMMP)]. March 1990
- O'Sullivan, M.P., E.R. Nixon, D. McLaughlin, M.I. O'Sullivan og D.O. Sullivan, 1991. Chemical contaminants in Irish estuarine and coastal waters 1978 to 1988. Department of the Marine, Fisheries Bull No 10 (1991). Dublin.
- Overnell, J. og M.I. Abdullah, 1988. Metallothionein and metal levels in flounder (*Platichthys flesus*) from four field sites and in flounder dosed with water-borne copper. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 46:71-74.
- Overnell, J. og R. McIntosh, 1988. The effect of dietary copper on copper and metallothionein levels in the fish, dab, *Limanda limanda*. *Mar. Environ. Res.* 26:237-247.
- Paasivirta, J. og T. Rantio, 1991. Chloroterpenes and other organochlorines in Baltic, Finnish and Arctic Wildlife. *Chemosphere* 22: 47-55.
- Pastor, A., F. Hernández, J. Medina, R. Melero, F.J. López og M. Conesa, 1988. Organochlorine pesticides in marine organisms from the Castellón and Valencia coasts of Spain. *Mar. Pollut. Bull.*, 19:235-238.
- Pendoley, K., 1992. Hydrocarbons in Rowley shelf (Western Australia) oysters and sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 24:210-215.
- Perttilä, M., V. Tervo og R. Parmanne, 1982. Age dependence of the concentrations of harmful substances in Baltic herring (*Clupea harengus*). *Chemosphere* 11:1019-1026.

- Piccardo, M.T. og Valerio, 1992. A mussel watch program to monitor PAHs pollution along Ligurian coast. Preliminary results. *Fresenius Environ. Bull.* 1:607-612.
- Picer, N. og M. Picer, 1990. Long-term trends of DDT and PCB concentrations in mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Chemosphere* 21:153-158.
- Picer, M. og N. Picer, 1995. Levels and long-term trends of polychlorinated biphenyls and DDTs in bivalves collected from the south Adriatic coastal waters. *Chemosphere* 30: 31-38.
- Porte, C. og J. Albaigés, 1993. Bioaccumulation patterns of hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in bivalves, crustaceans and fishes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 26:273-281.
- Pruell, R.J., E.J. Hoffman og J.G. Quinn, 1984. Total hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic organic compounds in the hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*, purchased at commercial seafood stores. *Mar. Environ. Res.* 11:163-181.
- Ringdal, O. og K. Julshamn, 1992. Metals in marine organisms. S. 72-97 i J. Skei og L. Berg (red.): Trace metals in the marine environment: State of the art and research needs. Programme on Marine Pollution, NTNF, Oslo. 259 s. ISBN 82-7224-337-7.
- Robertson, A., B.W. Gottholm, D.W. Turgeon og D.A. Wolfe, 1991. A comparative study of contaminant levels in Long Island sound. *Estuaries* 14:290-296.
- Rygg, B., B. Bjerkeng og J. Molvær, 1985. Grenlandsfjordene og Skienselva 1984. Rapport 202/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 1780), 66 s. ISBN 82-577-0975-1.
- Rønneberg, A., 1994. Vurdering av kreftrisiko knyttet til utslipp av tjærestoffer fra aluminiumsverk. Kap. 12 i Norsk Aluminiumsindustri og Miljø. Prosjekt for effektstudier av industriutslipp fra primæraluminiumsverk i Norge. Aluminiumsindustriens Miljøsekretariat (AMS). Oslo 1994.
- Salihoglu, I., C. Saydam og A. Yilmaz, 1987. Long term impact of dissolved dispersed petroleum hydrocarbons (DDPH) in Gulf of Iskendrun. *Chemosphere* 16:381-394.
- Sarver, S.K. og D.W. Foltz, 1993. Genetic population structure of a species' complex of blue mussel (*Mytilus* spp.). *Mar. Biol.* 117:105-112.
- Saxton, W.L., R.T. Newton, J.L. Roberts, J. Sutton og L.E. Johnson, 1993. Polycyclic aromatic hydrocarbons in seafood from the Gulf of Alaska following a major crude oil spill. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51:515-522.
- Schulz-Baldes, M., 1973. Miesmuschel *Mytilus edulis* als Indikator für die Bleikonzentration im Weserästuar und in der Deutschen Bucht. *Mar. Biol.* 21:98-102.
- Skei, J. og J. Knutzen, 1988. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet, bunnsedimenter og miljøgifter i organismer i nedre Glomma (Greåker - Løperen). Sluttrapport. NIVA-rapport O-86063 (l.nr. 2136), 60 s. ISBN 82-577-1417-8.
- Skei, J., J. Knutzen og J. Klungsoyr, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport O-93017 (l.nr. 3018), 88 s. ISBN 82-577-2469-6.
- Smaal, A.C., A. Wagenwort, J. Hemelraad og I. Akkerman, 1991. Response to stress of mussels (*Mytilus edulis*) exposed in Dutch tidal waters. *Comp. Biochem. Physiol.* 100C:197-200.
- Solé, M., C. Porte, D. Pastor og J. Albaigés, 1994. Long-term trends of polychlorinated biphenyls and organochlorinated pesticides in mussels from the western Mediterranean coast. *Chemosphere* 28:897-903.
- Staveland, G., I. Marthinsen, G. Norheim og K. Julshamn, 1993. Levels of environmental pollutants in flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught in the waterway of Glomma, Norway. II Mercury and Arsenic. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 187-193.
- Steimle, F.W., V.S. Zdanowicz og D.F. Gadbois, 1990. Metals and organic contaminants in northwest Atlantic deep-sea tilefish tissue. *Mar. Pollut. Bull.* 21:530-535.
- Stein, J.E., T. Hom, E. Casillas, A. Friedman og U. Varanasi, 1987. Simultaneous exposure of English sole (*Parophrys vetulus*) to sediment-associated xenobiotics: Part 2 - Chronic exposure to an urban estuarine sediment with added <sup>3</sup>H-benzo(a)pyrene and <sup>14</sup>C-polychlorinated biphenyls. *Mar. Environ. Res.* 22:123-149.

- Stephenson, M. og G.H. Leonard, 1994. Evidence for the decline of silver and lead and the increase of copper from 1977 to 1990 in the coastal marine waters of California. *Mar. Pollut. Bull.* 28:148-153.
- Stronkhorst, J., 1992. Trends in pollutants in blue mussel *Mytilus edulis* and flounder *Platichthys flesus* from two Dutch estuaries, 1985-1990. *Mar. Pollut. Bull.* 24:250-258.
- Szefer, P. og K. Szefer, 1985. Occurrence of ten metals in *Mytilus edulis* L. and *Cardium glaucum* L. from the Gdansk Bay. *Mar. Pollut. Bull.* 16:446-450.
- Szefer, P. og K. Szefer, 1990. Metals in molluscs and associated bottom sediments of the southern Baltic. *Helgoländer Meeresunters.* 44:411-424.
- Talbot, V., 1985. Relationship between cadmium concentration in seawater and those in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 85:51-54.
- Talbot, V., 1987. Relationship between lead concentration in seawater and in the mussel *Mytilus edulis*: a water quality criterion. *Mar. Biol.* 94:557-560.
- Topping, G., 1983. Guidelines for the use of biological material in first order pollution assessment and trend monitoring. Dept. Agriculture and Fisheries for Scotland, Marine Laboratory. Scottish Fisheries Research Report 28. 28 s.
- Topping, G. og W.C. Graham, 1978. Mercury levels in ling (*Molva molva*), dogfish (*Squalus acanthias*) and blue whiting (*Micromesistiscus poutassou*) in relation to age, length, weight and sampling area. ICES CM 1978/E:34.
- Turgeon, D.D. og T.P. O'Connor, 1991. Long Island Sound: Distributions, trends and effects of chemical contamination. *Estuaries* 14:279-289.
- Varanasi, U. og J.E. Stein, 1991. Disposition of xenobiotic chemicals and metabolites in marine organisms. *Environ. Hlth. Perspect.* 90:93-100.
- Varanasi, U., S.-L. Chan, MacLeod et al., 1990. Survey of subsistence fish and shellfish for exposure to oil spilled from Exxon Valdez. - First year: 1989 NOAA Technical Memorandum NMFS F/NWC-191. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.
- Varanasi, U., W.L. Reichert, J.E. Stein, D.W. Brown og H.R. Sanborn, 1985. Bioavailability and biotransformation of aromatic hydrocarbons in benthic organisms exposed to sediment from an urban estuary. *Environ. Sci. Technol.* 19:836-841.
- Zatta, P., S. Gobbo, P. Rocco, M. Perazzolo og M. Favarato, 1992. Evaluation of heavy metal pollution in the Venetian lagoon by using *Mytilus galloprovincialis* as biological indicator. *Sci. Total Environ.* 119:29-41.

**Vedlegg A**  
**Parameterforkortelser i vedlegg B-C**  
*Parameter abbreviations in annex B-C*

Abbreviation <sup>1</sup>	English	Norwegian
<b>ELEMENTS</b>		
<b>Cd</b>	cadmium	<i>kadmium</i>
<b>Cr</b>	chromium	<i>krom</i>
<b>Cu</b>	copper	<i>kobber</i>
<b>Hg</b>	mercury	<i>kvikksølv</i>
<b>Ni</b>	nickel	<i>nikkel</i>
<b>Pb</b>	lead	<i>bly</i>
<b>Zn</b>	zinc	<i>sink</i>
<b>PAHs</b>		
<b>PAH</b>	polycyclic aromatic hydrocarbons	<i>polysykliske aromatiske hydrokarboner</i>
<b>ACNE</b>	acenaphthene	<i>acenaften</i>
<b>ACNLE</b>	acenaphthylene	<i>acenaftylen</i>
<b>ANT</b>	anthracene	<i>antracen</i>
<b>BAA</b> <sup>3</sup>	benz(a)anthracene	<i>benz(a)antracen</i>
<b>BAP</b> <sup>3</sup>	benzo(a)pyrene	<i>benzo(a)pyren</i>
<b>BBF</b> <sup>3</sup>	benzo(b)fluoranthene	<i>benzo(b)fluoranten</i>
<b>BEP</b>	benzo(e)pyrene	<i>benzo(e)pyren</i>
<b>BGHIP</b>	benzo(ghi)perylene	<i>benzo(ghi)perylen</i>
<b>BIPN</b> <sup>2</sup>	biphenyl	<i>bifenyl</i>
<b>BJKF</b> <sup>3</sup>	benzo(j,k)fluoranthene	<i>benzo(j,k)fluorantren</i>
<b>CHR</b>	chrysene	<i>chrysen</i>
<b>COR</b>	coronene	<i>coronen</i>
<b>DBA3A</b> <sup>3</sup>	dibenz(a,c/a,h)anthracene	<i>dibenz(a,c/a,h)antracen</i>
<b>DBP</b> <sup>3</sup>	dibenzopyrenes	<i>dibenzopyren</i>
<b>FLE</b>	fluorene	<i>fluoren</i>
<b>FLU</b>	fluoranthene	<i>fluoranten</i>
<b>ICDP</b> <sup>3</sup>	indeno(1,2,3-cd)pyrene	<i>indeno(1,2,3-cd)pyren</i>
<b>NAPTM</b> <sup>2</sup>	2,3,5-trimethylnaphthalene	<i>2,3,5-trimetylnaftalen</i>
<b>NAP</b> <sup>2</sup>	naphthalene	<i>naftalen</i>
<b>NAP1M</b> <sup>2</sup>	1-methylnaphthalene	<i>1-metylnaftalen</i>
<b>NAP2M</b> <sup>2</sup>	2-methylnaphthalene	<i>2-metylnaftalen</i>
<b>NAPDI</b> <sup>2</sup>	2,6-dimethylnaphthalene	<i>2,6-dimetylnaftalen</i>
<b>PA</b>	phenanthrene	<i>fenantren</i>
<b>PAM1</b>	1-methylphenanthrene	<i>1-metylphenantren</i>
<b>PER</b>	perylene	<i>perylen</i>
<b>PYR</b>	pyrene	<i>pyren</i>



**Abbreviations (cont'd.) forkortelser (forts.)**

Abbreviation <sup>1</sup>	English	Norwegian
<b>DI_S6</b>	sum of 6 dicyclic "PAH"s (footnote 2)	<i>sum 6 disykliske "PAH" (fotnote 2)</i>
<b>P_S20</b>	sum 20 PAH	<i>sum 20 PAH</i>
<b>PK_S7</b>	sum carcinogen PAH's (footnote 3)	<i>sum kreftfremkallende PAH (fotnote 3)</i>
<b>PAHSS</b>	DI-Σn + P-Σn etc.	<i>DI-Σn + P-Σn mm..</i>
<b>PK7PP</b>	percent PK_S7 of P_S20	<i>prosent PK_S7 av P_S20</i>
<b>PK7_P</b>	percent PK_S7 of PAHSS	<i>prosent PK_S7 av PAHSS</i>
<b>BAPPP</b>	percent BAP of P_S20	<i>prosent BAP av P_S20</i>
<b>BAP_P</b>	percent BAP of PAHSS	<i>prosent BAP av PAHSS</i>
<b>BPK_P</b>	percent BAP of PK_S7	<i>prosent BAP av PK_S7</i>
<b>PCBs</b>		
<b>PCB</b>	polychlorinated biphenyls	<i>polyklorerte bifenyler</i>
<b>CB</b>	individual chlorobiphenyls (CB)	<i>enkelte klorobifenyl</i>
<b>CB28</b>	CB28 (IUPAC)	<i>CB28 (IUPAC)</i>
<b>CB52</b>	CB52 (IUPAC)	<i>CB52 (IUPAC)</i>
<b>CB101</b>	CB101 (IUPAC)	<i>CB101 (IUPAC)</i>
<b>CB105</b>	CB105 (IUPAC)	<i>CB105 (IUPAC)</i>
<b>CB118</b>	CB118 (IUPAC)	<i>CB118 (IUPAC)</i>
<b>CB138</b>	CB138 (IUPAC)	<i>CB138 (IUPAC)</i>
<b>CB153</b>	CB153 (IUPAC)	<i>CB153 (IUPAC)</i>
<b>CB156</b>	CB156 (IUPAC)	<i>CB156 (IUPAC)</i>
<b>CB180</b>	CB180 (IUPAC)	<i>CB180 (IUPAC)</i>
<b>CB209</b>	CB209 (IUPAC)	<i>CB209 (IUPAC)</i>
<b>CB-Σ7</b>	CB: 28+52+101+118+138+153+180	<i>CB: 28+52+101+118+138+153+180</i>
<b>CB-ΣΣ</b>	sum of CBs, includes CB-Σ7	<i>sum CBer, inkluderer CB-Σ7</i>
<b>OCS</b>	octachlorostyrene	<i>octaklorstyren</i>
<b>QCB</b>	pentachlorobenzene	<i>pentaklorbenzen</i>

**Abbreviations (cont'd.)** *forkortelser (forts.)*

	English	Norwegian
<b>DDD</b>	dichlorodiphenyldichloroethane 1,1-dichloro-2,2-bis- (4-chlorophenyl)ethane	<i>diklordifenyldikloretan</i> <i>1,1-dikloro-2,2-bis-(4-klorofenyl)etan</i>
<b>DDE</b>	dichlorodiphenylethylene (principle metabolite of DDT) 1,1-dichloro-2,2-bis- (4-chlorophenyl)ethylene*	<i>diklordifenyletylen</i> <i>(hovedmetabolitt av DDT)</i> <i>1,1-dikloro-2,2-bis-</i> <i>(4-klorofenyl)etylen</i>
<b>DDT</b>	dichlorodiphenyltrichloroethane 1,1,1-trichloro-2,2-bis- (4-chlorophenyl)ethane	<i>diklordifenyltrikloretan</i> <i>1,1,1-trikloro-2,2-bis-(4-klorofenyl)etan</i>
<b>DDEPP</b>	p,p'-DDE	<i>p,p'-DDE</i>
<b>DDTOP</b>	o,p'-DDT	<i>o,p'-DDT</i>
<b>TDEPP</b>	p,p'-DDD	<i>p,p'-DDD</i>
<b>DD-nΣ</b>	sum of DDT and metabolites, n = number of compounds	<i>sum DDT og metabolitter,</i> <i>n = antall forbindelser</i>
<b>HCB</b>	hexachlorobenzene	<i>heksaklorbenzen</i>
<b>HCHG</b>	lindane γ HCH = gamma hexachlorocyclohexane (γ BHC = gamma benzenehexachloride, outdated synonym)	<i>lindan</i> <i>γ HCH = gamma heksaklorsyκλοheksan</i> <i>(γ BHC = gamma benzenheksaklorid,</i> <i>foreldret navn)</i>
<b>HCHA</b>	α HCH = alpha HCH	<i>α HCH = alpha HCH</i>
<b>HC-nΣ</b>	sum of HCHs, n = count	<i>sum av HCHs, n = antall</i>
<b>EPOCI</b>	extractable persistent organically bound chlorine	<i>ekstraerbart persistent organisk bundet</i> <i>klor</i>

Abbreviations (cont'd.) forkortelser (forts.)

	English	Norwegian
<b>Andre forkortelser</b>		
<b>TEQ</b>	"Toxicity equivalents" ie., equivalents of the most toxic compound within the group of polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans ( <b>PCCDD/PCDF</b> ). Equivalents calculated after Nordic model (Ahlborg et al., 1988).	<i>"Toxicity equivalents" dvs. ekvivalenter av den giftigste forbindelsen innen gruppen polyklorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner (PCCDD/PCDF). Ekvivalentberegning etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988).</i>
<b>ppm</b>	parts per million, mg/kg	<i>deler pr. milliondeler, mg/kg</i>
<b>ppb</b>	parts per billion, µg/kg	<i>deler pr. milliarddeler, µg/kg</i>
<b>ppn</b>	parts per trillion, ng/kg	<i>deler pr. tusen-milliarddeler, ng/kg</i>
<b>t.v.</b>	dry weight basis	<i>tørr vekt basis</i>
<b>v.v.</b>	wet weight or fresh weight basis	<i>våtvakt eller friskvekt basis</i>

<sup>1)</sup> After: ICES Environmental Data Reporting Formats. International Council for the Exploration of the Sea. January 1992.

<sup>2)</sup> Indicates "PAH" compounds that are dicyclic and not truly PAH's typically identified during the analyses of PAH, include naphthalenes and "biphenyls".

<sup>3)</sup> Indicates PAH compounds potentially cancerogenic for humans according to IARC (1987), i.e., categories 2A+2B (possibly and probably carcinogenic).

\*) The Pesticide Index, second edition. The Royal Society of Chemistry, 1991.

# Vedlegg B

## Sammendragstatistikk

### *Summary statistics*

som omfatter:

#### RUB

MYT - Blåskjell *Blue Mussel (Mytilus edulis)*  
PAN - Reker *Shrimp (Pandalus borealis)*  
GAD - Torsk *Atlantic cod (Gadus morhua)*  
LIM - Sandflyndre *Dab (Limanda limanda)*  
MIC - Lomre *Lemon sole (Microstomus kitt)*  
PLA - Skrubbe *Flounder (Platichthys flesus)*  
PLE - Rødspette *Plaice (Pleuronectes platessa)*

#### TISS

SB - Bløtdeler *soft parts*  
MU - Filet *fillet*  
LI - Lever *liver*

WM - ppm (mg/kg) våtvekt *ppm (mg/kg) wet weight*  
DM - ppm (mg/kg) tørrvekt *ppm (mg/kg) dry weight*  
LM - ppm (mg/kg) fettvekt *ppm (mg/kg) fat weight*

#### CONT.

(se Vedlegg A)

#### STATISTICS (MINITAB 8.0)

**N** = antall *count*  
**N\*** = antall eksklusiv manglende verdier *count exclusive missing values*  
**Mean** = middel *mean*  
**MEDIAN** = median *median*  
**TRMEAN** = middel med øverste og nederste 5% verdiene fjernet  
*mean with upper and lower 5% values removed*  
**STDEV** = standard deviasjon *standard deviation*  
**SEDEV** = standard feil *standard error*  
**MIN** = minimum *minimum*  
**MAX** = maksimum *maximum*  
**Q1** = 25% persentile *25% percentile*  
**Q3** = 75% persentile *75% percentil*

**NB: verdier under deteksjonsgrense er beregnet som 50% av deteksjonsgrense**

*NB: values below detection limit are calculated as 50% of detection limit*

### WM - ppm (mg/kg) vátvekt ppm (mg/kg) wet weight

\*Summarisk oversikt over BAKGRUNNS-Nivåer kjørt 29/05-95  
 FileName: G:\NOG\JMG\BAK\BAK-WALL.PZM (Generert av makro G:SCAN-PZX.TPG)

Sub Tiss Cont.	N	N*	MEAN	MEDIAN	TRMEAN	STDEV	SEMEAN	MIN	MAX	Q1	Q3
MYT-SBWM\CD	181	0	0.18149	0.18000	0.18067	0.05818	0.00432	0.07000	0.37000	0.14000	0.22000
PAN-TMWM\CD	6	0	0.01500	0.01000	0.01500	0.00837	0.00342	0.01000	0.03000	0.01000	0.02250
GAD-LIWM\CD	403	0	0.04479	0.02300	0.03377	0.06708	0.00334	0.00500	0.61000	0.01300	0.04700
LIM-LIWM\CD	43	0	0.1667	0.1380	0.1611	0.0913	0.0139	0.0540	0.4300	0.0950	0.2300
MIC-LIWM\CD	5	0	0.2140	0.2100	0.2140	0.0416	0.0186	0.1700	0.2800	0.1800	0.2500
PLA-LIWM\CD	23	0	0.1890	0.1840	0.1852	0.0681	0.0142	0.0670	0.3900	0.1500	0.2310
PLE-LIWM\CD	8	0	0.1091	0.0980	0.1091	0.0383	0.0135	0.0700	0.1900	0.0803	0.1275
MYT-SBWM\CR	6	0	0.1067	0.1000	0.1067	0.0393	0.0161	0.0600	0.1600	0.0750	0.1450
MYT-SBWM\CU	182	0	1.2958	1.2350	1.2690	0.3243	0.0240	0.7600	3.0000	1.0775	1.4225
PAN-TMWM\CU	6	0	13.93	13.00	13.93	3.93	1.61	10.10	19.60	10.18	18.18
GAD-LIWM\CU	403	0	8.747	7.370	8.211	6.364	0.317	0.010	43.100	4.230	12.300
LIM-LIWM\CU	46	0	7.382	7.150	7.180	3.778	0.557	2.070	18.200	4.075	9.800
MIC-LIWM\CU	5	0	12.62	12.40	12.62	3.93	1.76	8.30	18.30	9.05	16.30
PLA-LIWM\CU	23	0	20.11	19.00	19.84	5.37	1.12	11.80	34.20	16.40	23.30
PLE-LIWM\CU	8	0	3.149	2.510	3.149	1.747	0.618	1.500	6.240	1.695	4.832
MYT-SBWM\HG	182	0	0.01184	0.01000	0.01156	0.00431	0.00322	0.00500	0.03000	0.00900	0.01400
PAN-TMWM\HG	6	0	0.1217	0.1450	0.1217	0.0588	0.0240	0.0500	0.1700	0.0500	0.1700
GAD-MUWM\HG	409	0	0.08172	0.07000	0.07702	0.05246	0.00259	0.01000	0.33000	0.04800	0.10000
LIM-MUWM\HG	43	0	0.10577	0.08600	0.10028	0.06320	0.00964	0.03400	0.29500	0.05000	0.13000
MIC-MUWM\HG	5	0	0.05880	0.06000	0.05880	0.01469	0.00657	0.03700	0.07600	0.04550	0.07150
PLA-MUWM\HG	23	0	0.1363	0.1300	0.1345	0.0498	0.0104	0.0690	0.2400	0.0900	0.1800
PLE-MUWM\HG	8	0	0.02163	0.02000	0.02163	0.00481	0.00170	0.01700	0.02800	0.01725	0.02725
MYT-SBWM\NI	6	0	0.1867	0.1850	0.1867	0.0266	0.0109	0.1600	0.2200	0.1600	0.2125
MYT-SBWM\FB	181	0	0.25127	0.24000	0.24196	0.10373	0.00771	0.10000	1.03000	0.19000	0.28000
PAN-TMWM\FB	6	0	0.2617	0.2400	0.2617	0.0553	0.0226	0.2000	0.3400	0.2225	0.3250
GAD-LIWM\FB	401	0	0.06678	0.03000	0.05795	0.06468	0.00323	0.02000	0.43000	0.03000	0.08000
LIM-LIWM\FB	46	0	0.1931	0.0800	0.1589	0.2644	0.0390	0.0300	1.0900	0.0488	0.2350
MIC-LIWM\FB	5	0	0.08200	0.09000	0.08200	0.02168	0.00970	0.05000	0.10000	0.06000	0.10000
PLA-LIWM\FB	23	0	0.2039	0.2200	0.2019	0.1409	0.0294	0.0300	0.4200	0.0600	0.3400
PLE-LIWM\FB	8	0	0.0642	0.0520	0.0642	0.0359	0.0127	0.0300	0.1300	0.0325	0.0900
MYT-SBWM\ZN	181	0	22.006	21.700	21.766	5.691	0.423	11.600	46.000	17.400	25.700
PAN-TMWM\ZN	6	0	17.48	16.55	17.48	2.51	1.03	15.10	21.50	15.48	20.08
GAD-LIWM\ZN	403	0	25.388	24.300	25.001	9.154	0.456	8.640	54.200	18.300	31.300
LIM-LIWM\ZN	46	0	33.90	30.45	32.75	10.73	1.58	20.40	80.60	26.58	39.33
MIC-LIWM\ZN	5	0	56.48	58.40	56.48	7.96	3.56	47.60	67.60	48.80	63.20
PLA-LIWM\ZN	23	0	53.87	50.00	51.36	15.89	3.31	39.40	121.00	45.50	57.40
PLE-LIWM\ZN	8	0	35.99	33.65	35.99	9.15	3.24	25.60	50.40	28.23	45.18
MYT-SBWM\PCB	33	0	0.00815	0.00740	0.00793	0.00322	0.00056	0.00500	0.01500	0.00515	0.01100
PAN-TMWM\PCB	6	0	0.01245	0.01205	0.01245	0.00549	0.00224	0.00710	0.02100	0.00740	0.01650
MYT-SBWM\CB28	106	0	0.00016	0.00010	0.00014	0.00014	0.00001	0.00006	0.00140	0.00010	0.00020
PAN-TMWM\CB28	6	0	0.00018	0.00020	0.00018	0.00007	0.00003	0.00003	0.00024	0.00016	0.00021
GAD-LIWM\CB28	390	0	0.00701	0.00500	0.00627	0.00589	0.00030	0.00050	0.06500	0.00400	0.00800
GAD-MUWM\CB28	79	0	0.00009	0.00010	0.00008	0.00004	0.00000	0.00005	0.00030	0.00005	0.00010
LIM-LIWM\CB28	42	0	0.00298	0.00300	0.00297	0.00126	0.00019	0.00100	0.00500	0.00200	0.00400
LIM-MUWM\CB28	43	0	0.00010	0.00010	0.00009	0.00004	0.00001	0.00005	0.00031	0.00007	0.00010
MIC-LIWM\CB28	5	0	0.00100	0.00100	0.00100	0.00000	0.00000	0.00100	0.00100	0.00100	0.00100
MIC-MUWM\CB28	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\CB28	23	0	0.00287	0.00300	0.00288	0.00159	0.00033	0.00050	0.00500	0.00130	0.00500
PLA-MUWM\CB28	20	0	0.00013	0.00010	0.00013	0.00005	0.00001	0.00008	0.00024	0.00010	0.00017
PLE-LIWM\CB28	8	0	0.00138	0.00100	0.00138	0.00052	0.00018	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\CB28	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\CB52	76	0	0.00022	0.00010	0.00021	0.00013	0.00001	0.00010	0.00049	0.00010	0.00030
PAN-TMWM\CB52	6	0	0.00033	0.00040	0.00033	0.00010	0.00004	0.00019	0.00040	0.00021	0.00040
GAD-LIWM\CB52	390	0	0.01004	0.00700	0.00877	0.00984	0.00050	0.00030	0.07600	0.00400	0.01300
GAD-MUWM\CB52	82	0	0.00009	0.00010	0.00009	0.00002	0.00000	0.00005	0.00020	0.00007	0.00010
LIM-LIWM\CB52	42	0	0.00336	0.00300	0.00326	0.00153	0.00024	0.00100	0.00800	0.00200	0.00500
LIM-MUWM\CB52	43	0	0.00011	0.00010	0.00010	0.00006	0.00001	0.00005	0.00036	0.00009	0.00010
MIC-LIWM\CB52	5	0	0.00140	0.00100	0.00140	0.00055	0.00024	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
MIC-MUWM\CB52	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\CB52	23	0	0.00413	0.00300	0.00392	0.00304	0.00063	0.00060	0.01200	0.00200	0.00600
PLA-MUWM\CB52	20	0	0.00016	0.00010	0.00016	0.00009	0.00002	0.00002	0.00032	0.00010	0.00027
PLE-LIWM\CB52	8	0	0.00138	0.00100	0.00138	0.00052	0.00018	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\CB52	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\CB101	106	0	0.00026	0.00020	0.00024	0.00023	0.00002	0.00010	0.00120	0.00010	0.00030
PAN-TMWM\CB101	6	0	0.00051	0.00048	0.00051	0.00019	0.00008	0.00033	0.00072	0.00034	0.00071
GAD-LIWM\CB101	390	0	0.02903	0.02100	0.02436	0.03512	0.00178	0.00080	0.32800	0.01100	0.03725
GAD-MUWM\CB101	82	0	0.00014	0.00010	0.00012	0.00010	0.00001	0.00005	0.00060	0.00010	0.00015
LIM-LIWM\CB101	42	0	0.00940	0.00900	0.00905	0.00496	0.00077	0.00200	0.02500	0.00600	0.01125
LIM-MUWM\CB101	43	0	0.00031	0.00020	0.00026	0.00033	0.00005	0.00008	0.00200	0.00011	0.00038
MIC-LIWM\CB101	5	0	0.00320	0.00200	0.00320	0.00179	0.00080	0.00200	0.00600	0.00200	0.00500
MIC-MUWM\CB101	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\CB101	23	0	0.00702	0.00600	0.00655	0.00592	0.00123	0.00100	0.02300	0.00300	0.00900
PLA-MUWM\CB101	20	0	0.00027	0.00022	0.00026	0.00014	0.00003	0.00010	0.00060	0.00020	0.00038
PLE-LIWM\CB101	8	0	0.00175	0.00200	0.00175	0.00071	0.00025	0.00100	0.00300	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\CB101	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\CB105	40	0	0.00011	0.00010	0.00011	0.00003	0.00000	0.00010	0.00020	0.00010	0.00010
GAD-LIWM\CB105	262	0	0.02193	0.01400	0.01907	0.02156	0.00133	0.00300	0.17700	0.00900	0.02800
GAD-MUWM\CB105	64	0	0.00015	0.00010	0.00013	0.00013	0.00002	0.00005	0.00100	0.00010	0.00013
LIM-LIWM\CB105	34	0	0.00979	0.00700	0.00933	0.00669	0.00115	0.00200	0.02700	0.00500	0.01325
LIM-MUWM\CB105	33	0	0.00028	0.00030	0.00027	0.00014	0.00002	0.00010	0.00060	0.00019	0.00040
MIC-LIWM\CB105	5	0	0.00200	0.00200	0.00200	0.00122	0.00055	0.00100	0.00400	0.00100	0.00300
MIC-MUWM\CB105	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\CB105	10	0	0.00650	0.00650	0.00650	0.00292	0.00092	0.00200	0.01100	0.00450	0.00800
PLA-MUWM\CB105	10	0	0.00015	0.00010	0.00014	0.00007	0.00002	0.00010	0.00030	0.00010	0.00020
PLE-LIWM\CB105	8	0	0.00150	0.00150	0.00150	0.00053	0.00019	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\CB105	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\CB118	106	0	0.00026	0.00020	0.00024	0.00021	0.00002	0.00009	0.00090	0.00010	0.00038
PAN-TMWM\CB118	6	0	0.00064	0.00059	0.00064	0.00021	0.00009	0.00039	0.00093	0.00046	0.00085
GAD-LIWM\CB118	390	0	0.06410	0.04200	0.05174	0.08687	0.00440	0.00300	0.96100	0.02500	0.07225
GAD-MUWM\CB118	82	0	0.00030	0.00020	0.00025	0.00034	0.00004	0.0000			

PLA-LIWM\CB138	23	0	0.01400	0.01200	0.01336	0.00949	0.00198	0.00260	0.03900	0.00610	0.01900
PLA-MUWM\CB138	20	0	0.00064	0.00052	0.00061	0.00039	0.00009	0.00020	0.00150	0.00032	0.00095
PLE-LIWM\CB138	7	0	0.00529	0.00600	0.00529	0.00229	0.00087	0.00200	0.00800	0.00300	0.00700
PLE-MUWM\CB138	8	0	0.00019	0.00015	0.00019	0.00011	0.00004	0.00010	0.00040	0.00010	0.00027
MYT-SBWM\CB153	106	0	0.00043	0.00030	0.00041	0.00033	0.00003	0.00010	0.00150	0.00020	0.00056
PAN-TMWM\CB153	6	0	0.00188	0.00160	0.00188	0.00094	0.00038	0.00120	0.00360	0.00120	0.00247
GAD-LIWM\CB153	390	0	0.1416	0.0945	0.1157	0.2163	0.0110	0.0070	3.4600	0.0590	0.1595
GAD-MUWM\CB153	82	0	0.00067	0.00040	0.00053	0.00088	0.00010	0.00010	0.00588	0.00020	0.00070
LIM-LIWM\CB153	42	0	0.08367	0.06550	0.08037	0.05821	0.00898	0.00600	0.23900	0.04300	0.12825
LIM-MUWM\CB153	43	0	0.00220	0.00160	0.00179	0.00282	0.00043	0.00020	0.01856	0.00099	0.00280
MIC-LIWM\CB153	5	0	0.01740	0.01200	0.01740	0.01014	0.00453	0.00900	0.03200	0.00950	0.02800
MIC-MUWM\CB153	5	0	0.00014	0.00010	0.00014	0.00005	0.00002	0.00010	0.00020	0.00010	0.00020
PLA-LIWM\CB153	23	0	0.01869	0.01690	0.01788	0.01347	0.00281	0.00250	0.05200	0.00800	0.02700
PLA-MUWM\CB153	20	0	0.00076	0.00068	0.00074	0.00049	0.00011	0.00020	0.00184	0.00040	0.00112
PLE-LIWM\CB153	8	0	0.00687	0.00750	0.00687	0.00452	0.00160	0.00100	0.01300	0.00225	0.01075
PLE-MUWM\CB153	8	0	0.00024	0.00020	0.00024	0.00016	0.00006	0.00010	0.00050	0.00010	0.00038
MYT-SBWM\CB156	73	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
GAD-LIWM\CB156	262	0	0.00894	0.00600	0.00790	0.00732	0.00045	0.00200	0.06400	0.05000	0.01100
GAD-MUWM\CB156	64	0	0.00010	0.00010	0.00009	0.00004	0.00000	0.00005	0.00030	0.00010	0.00010
LIM-LIWM\CB156	34	0	0.00447	0.00400	0.00420	0.00307	0.00053	0.00100	0.01400	0.00200	0.00500
LIM-MUWM\CB156	33	0	0.00011	0.00010	0.00011	0.00005	0.00001	0.00005	0.00020	0.00010	0.00010
MIC-LIWM\CB156	5	0	0.00120	0.00100	0.00120	0.00045	0.00020	0.00100	0.00200	0.00100	0.00150
MIC-MUWM\CB156	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\CB156	10	0	0.00360	0.00500	0.00375	0.00184	0.00058	0.00100	0.00500	0.00175	0.00500
PLA-MUWM\CB156	10	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLE-LIWM\CB156	8	0	0.00138	0.00100	0.00138	0.00052	0.00018	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\CB156	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\CB180	106	0	0.00017	0.00010	0.00013	0.00023	0.00002	0.00010	0.00170	0.00010	0.00020
PAN-TMWM\CB180	6	0	0.00135	0.00110	0.00135	0.00085	0.00035	0.00058	0.00300	0.00090	0.00172
GAD-LIWM\CB180	390	0	0.03716	0.02300	0.02954	0.06256	0.00317	0.00170	0.96500	0.01600	0.04200
GAD-MUWM\CB180	82	0	0.00017	0.00010	0.00013	0.00024	0.00003	0.00005	0.00167	0.00010	0.00016
LIM-LIWM\CB180	42	0	0.01536	0.01400	0.01479	0.00890	0.00137	0.00200	0.04300	0.00900	0.01950
LIM-MUWM\CB180	43	0	0.00037	0.00030	0.00032	0.00037	0.00006	0.00008	0.00228	0.00015	0.00041
MIC-LIWM\CB180	5	0	0.00420	0.00300	0.00420	0.00239	0.00107	0.00200	0.00800	0.00250	0.00650
MIC-MUWM\CB180	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\CB180	23	0	0.00473	0.00500	0.00447	0.00311	0.00065	0.00100	0.01400	0.00200	0.00600
PLA-MUWM\CB180	20	0	0.00019	0.00017	0.00018	0.00010	0.00002	0.00010	0.00040	0.00010	0.00024
PLE-LIWM\CB180	8	0	0.00163	0.00150	0.00163	0.00074	0.00026	0.00100	0.00300	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\CB180	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\CB209	73	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
GAD-LIWM\CB209	390	0	0.00794	0.00500	0.00533	0.01540	0.00078	0.00080	0.21300	0.00400	0.00500
GAD-MUWM\CB209	82	0	0.00011	0.00010	0.00009	0.00010	0.00001	0.00005	0.00070	0.00005	0.00010
LIM-LIWM\CB209	42	0	0.00636	0.00550	0.00618	0.00429	0.00066	0.00100	0.01500	0.00200	0.01000
LIM-MUWM\CB209	43	0	0.00015	0.00010	0.00013	0.00012	0.00002	0.00005	0.00055	0.00010	0.00020
MIC-LIWM\CB209	5	0	0.00100	0.00100	0.00100	0.00000	0.00000	0.00100	0.00100	0.00100	0.00100
MIC-MUWM\CB209	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\CB209	23	0	0.00176	0.00100	0.00167	0.00176	0.00037	0.00050	0.00500	0.00100	0.00100
PLA-MUWM\CB209	20	0	0.00007	0.00007	0.00007	0.00003	0.00001	0.00005	0.00010	0.00005	0.00010
PLE-LIWM\CB209	8	0	0.00150	0.00150	0.00150	0.00053	0.00019	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\CB209	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\CB_S7	106	0	0.00156	0.00100	0.00144	0.00125	0.00012	0.00035	0.00551	0.00060	0.00224
PAN-TMWM\CB_S7	6	0	0.00584	0.00618	0.00584	0.00184	0.00075	0.00351	0.00859	0.00392	0.00706
GAD-LIWM\CB_S7	390	0	0.3785	0.2620	0.3129	0.5130	0.0260	0.0195	7.4720	0.1667	0.4345
GAD-MUWM\CB_S7	82	0	0.00181	0.00118	0.00147	0.00204	0.00023	0.00030	0.01285	0.00075	0.00182
LIM-LIWM\CB_S7	42	0	0.2033	0.1705	0.1965	0.1350	0.0208	0.0200	0.5690	0.1093	0.2918
LIM-MUWM\CB_S7	43	0	0.00555	0.00420	0.00453	0.00710	0.00108	0.00065	0.04735	0.00234	0.00705
MIC-LIWM\CB_S7	5	0	0.0427	0.0345	0.0427	0.0232	0.0104	0.0230	0.0790	0.0243	0.0653
MIC-MUWM\CB_S7	5	0	0.00047	0.00045	0.00047	0.00008	0.00004	0.00035	0.00055	0.00040	0.00055
PLA-LIWM\CB_S7	23	0	0.06253	0.05500	0.05949	0.04408	0.00919	0.00995	0.17900	0.02800	0.08700
PLA-MUWM\CB_S7	20	0	0.00254	0.00212	0.00247	0.00155	0.00035	0.00080	0.00555	0.00142	0.00384
PLE-LIWM\CB_S7	8	0	0.01906	0.02025	0.01906	0.01079	0.00382	0.00400	0.03400	0.00875	0.02825
PLE-MUWM\CB_S7	8	0	0.00078	0.00070	0.00078	0.00039	0.00014	0.00035	0.00140	0.00045	0.00115
MYT-SBWM\CB_SS	106	0	0.00166	0.00110	0.00155	0.00122	0.00012	0.00045	0.00551	0.00075	0.00224
PAN-TMWM\CB_SS	6	0	0.00584	0.00618	0.00584	0.00184	0.00075	0.00351	0.00859	0.00392	0.00706
GAD-LIWM\CB_SS	390	0	0.4054	0.2865	0.3382	0.5245	0.0266	0.0200	7.4735	0.1784	0.4676
GAD-MUWM\CB_SS	82	0	0.00203	0.00135	0.00166	0.00220	0.00024	0.00033	0.01357	0.00086	0.00206
LIM-LIWM\CB_SS	42	0	0.2203	0.1755	0.2127	0.1453	0.0224	0.0230	0.6180	0.1205	0.3020
LIM-MUWM\CB_SS	43	0	0.00596	0.00450	0.00494	0.00722	0.00110	0.00080	0.04790	0.00237	0.00770
MIC-LIWM\CB_SS	5	0	0.0468	0.0385	0.0468	0.0248	0.0111	0.0260	0.0860	0.0270	0.0707
MIC-MUWM\CB_SS	5	0	0.00062	0.00060	0.00062	0.00008	0.00004	0.00050	0.00070	0.00055	0.00070
PLA-LIWM\CB_SS	23	0	0.0672	0.0555	0.0638	0.0491	0.0102	0.0102	0.1955	0.0285	0.0955
PLA-MUWM\CB_SS	20	0	0.00268	0.00221	0.00261	0.00043	0.00034	0.00095	0.00557	0.00153	0.00387
PLE-LIWM\CB_SS	8	0	0.02163	0.02275	0.02163	0.01191	0.00421	0.00550	0.03900	0.01025	0.03125
PLE-MUWM\CB_SS	8	0	0.00096	0.00085	0.00096	0.00042	0.00015	0.00050	0.00165	0.00061	0.00135
MYT-SBWM\DD_S4	73	0	0.00029	0.00020	0.00027	0.00022	0.00003	0.00010	0.00110	0.00020	0.00040
GAD-LIWM\DD_S4	390	0	0.08273	0.05700	0.07289	0.07951	0.00403	0.00270	0.97500	0.03900	0.09925
GAD-MUWM\DD_S4	82	0	0.00039	0.00030	0.00036	0.00028	0.00003	0.00010	0.00160	0.00020	0.00054
LIM-LIWM\DD_S4	42	0	0.03426	0.03100	0.03274	0.01798	0.00277	0.00800	0.08900	0.02075	0.04300
LIM-MUWM\DD_S4	43	0	0.00115	0.00096	0.00103	0.00098	0.00015	0.00010	0.00490	0.00050	0.00130
MIC-LIWM\DD_S4	5	0	0.01620	0.01600	0.01620	0.00879	0.00393	0.00700	0.02600	0.00750	0.02500
MIC-MUWM\DD_S4	5	0	0.00014	0.00010	0.00014	0.00005	0.00002	0.00010	0.00020	0.00010	0.00020
PLA-LIWM\DD_S4	23	0	0.01754	0.01400	0.01658	0.01106	0.00231	0.00330	0.05200	0.00910	0.02400
PLA-MUWM\DD_S4	20	0	0.00097	0.00078	0.00094	0.00067	0.00015	0.00020	0.00224	0.00043	0.00139
PLE-LIWM\DD_S4	8	0	0.00375	0.00400	0.00375	0.00149	0.00053	0.00100	0.00600	0.00300	0.00475
PLE-MUWM\DD_S4	8	0	0.00016	0.00015	0.00016	0.00007	0.00003	0.00010	0.00030	0.00010	0.00020
MYT-SBWM\DD_S4	33	0	0.00062	0.00058	0.00060	0.00028	0.00005	0.00030	0.00120	0.00040	0.00081
PAN-TMWM\DD_S4	6	0	0.00029	0.00026	0.00029	0.00015	0.00006	0.00015	0.00057	0.00019	0.00038
MYT-SBWM\DD_S4	41	0	0.00026	0.00010	0.00019	0.00038	0.00006	0.00010	0.00220	0.00010	0.00020
GAD-LIWM\DD_S4	283	0	0.02022	0.01300	0.01705	0.02556	0.00152	0.00400	0.31100	0.00500	0.02400
GAD-M											

LIM-MUWM\HCHA	43	0	0.00016	0.00010	0.00013	0.00022	0.00003	0.00005	0.00148	0.00010	0.00012
MIC-LIWM\HCHA	5	0	0.00140	0.00100	0.00140	0.00055	0.00024	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
MIC-MUWM\HCHA	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\HCHA	23	0	0.00301	0.00250	0.00283	0.00208	0.00043	0.00070	0.00900	0.00100	0.00500
PLA-MUWM\HCHA	20	0	0.00011	0.00010	0.00011	0.00004	0.00001	0.00006	0.00020	0.00010	0.00010
PLE-LIWM\HCHA	8	0	0.01138	0.00100	0.00138	0.00052	0.00018	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\HCHA	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\HCHG	106	0	0.00033	0.00030	0.00030	0.00027	0.00003	0.00010	0.00170	0.00017	0.00040
PAN-TMWM\HCHG	6	0	0.00012	0.00010	0.00012	0.00004	0.00002	0.00010	0.00021	0.00010	0.00013
GAD-LIWM\HCHG	374	0	0.01153	0.00900	0.01028	0.00960	0.00050	0.00040	0.06200	0.00500	0.01400
GAD-MUWM\HCHG	70	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00002	0.00000	0.00005	0.00018	0.00010	0.00010
LIM-LIWM\HCHG	39	0	0.00423	0.00400	0.00403	0.00253	0.00040	0.00100	0.01200	0.00300	0.00500
LIM-MUWM\HCHG	38	0	0.00019	0.00016	0.00016	0.00016	0.00003	0.00006	0.00106	0.00010	0.00022
MIC-LIWM\HCHG	5	0	0.00200	0.00200	0.00200	0.00000	0.00000	0.00200	0.00200	0.00200	0.00200
PLA-LIWM\HCHG	23	0	0.00218	0.00200	0.00212	0.00164	0.00034	0.00050	0.00500	0.00100	0.00300
PLA-MUWM\HCHG	20	0	0.00011	0.00010	0.00011	0.00005	0.00001	0.00005	0.00022	0.00006	0.00015
PLE-LIWM\HCHG	8	0	0.00150	0.00150	0.00150	0.00053	0.00019	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\HCHG	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\HC_S2	106	0	0.00040	0.00032	0.00037	0.00028	0.00003	0.00010	0.00170	0.00020	0.00048
PAN-TMWM\HC_S2	6	0	0.00009	0.00005	0.00009	0.00007	0.00003	0.00005	0.00021	0.00005	0.00013
GAD-LIWM\HC_S2	390	0	0.00204	0.01500	0.01784	0.01832	0.00093	0.00100	0.10300	0.00750	0.02300
GAD-MUWM\HC_S2	82	0	0.00016	0.00015	0.00015	0.00012	0.00001	0.00005	0.00055	0.00010	0.00015
LIM-LIWM\HC_S2	42	0	0.00746	0.00450	0.00670	0.00831	0.00128	0.00100	0.03100	0.00250	0.00525
LIM-MUWM\HC_S2	43	0	0.00030	0.00017	0.00024	0.00039	0.00006	0.00005	0.00254	0.00013	0.00035
MIC-LIWM\HC_S2	5	0	0.00340	0.00300	0.00340	0.00055	0.00024	0.00300	0.00400	0.00300	0.00400
MIC-MUWM\HC_S2	5	0	0.00006	0.00005	0.00006	0.00002	0.00001	0.00005	0.00010	0.00005	0.00007
PLA-LIWM\HC_S2	23	0	0.00402	0.00400	0.00379	0.00236	0.00049	0.00095	0.01200	0.00300	0.00500
PLA-MUWM\HC_S2	20	0	0.00019	0.00014	0.00018	0.00011	0.00002	0.00008	0.00042	0.00010	0.00024
PLE-LIWM\HC_S2	8	0	0.00188	0.00200	0.00188	0.00064	0.00023	0.00100	0.00300	0.00125	0.00200
PLE-MUWM\HC_S2	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00003	0.00001	0.00005	0.00015	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\HCB	106	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00002	0.00000	0.00004	0.00020	0.00010	0.00010
PAN-TMWM\HCB	6	0	0.00022	0.00022	0.00022	0.00008	0.00003	0.00010	0.00033	0.00015	0.00029
GAD-LIWM\HCB	387	0	0.01191	0.01000	0.01129	0.00750	0.00038	0.00030	0.05500	0.00700	0.01500
GAD-MUWM\HCB	82	0	0.00011	0.00010	0.00011	0.00003	0.00000	0.00005	0.00020	0.00010	0.00011
LIM-LIWM\HCB	42	0	0.00390	0.00400	0.00387	0.00161	0.00025	0.00100	0.00900	0.00300	0.00500
LIM-MUWM\HCB	43	0	0.00013	0.00010	0.00012	0.00007	0.00001	0.00006	0.00043	0.00010	0.00012
MIC-LIWM\HCB	5	0	0.00180	0.00200	0.00180	0.00084	0.00037	0.00100	0.00300	0.00100	0.00250
MIC-MUWM\HCB	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\HCB	23	0	0.00201	0.00100	0.00194	0.00171	0.00036	0.00050	0.00500	0.00100	0.00300
PLA-MUWM\HCB	20	0	0.00008	0.00010	0.00008	0.00002	0.00000	0.00005	0.00010	0.00006	0.00010
PLE-LIWM\HCB	8	0	0.00150	0.00150	0.00150	0.00053	0.00019	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\HCB	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\QCB	71	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
GAD-LIWM\QCB	390	0	0.00498	0.00400	0.00436	0.00393	0.00020	0.00020	0.03100	0.00400	0.00500
GAD-MUWM\QCB	82	0	0.00008	0.00010	0.00008	0.00002	0.00000	0.00005	0.00010	0.00005	0.00010
LIM-LIWM\QCB	42	0	0.00262	0.00200	0.00258	0.00140	0.00022	0.00100	0.00500	0.00200	0.00300
LIM-MUWM\QCB	38	0	0.00008	0.00010	0.00008	0.00002	0.00000	0.00005	0.00010	0.00005	0.00010
MIC-LIWM\QCB	5	0	0.00100	0.00100	0.00100	0.00000	0.00000	0.00100	0.00100	0.00100	0.00100
MIC-MUWM\QCB	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\QCB	23	0	0.00176	0.00100	0.00167	0.00176	0.00037	0.00050	0.00500	0.00100	0.00100
PLA-MUWM\QCB	20	0	0.00007	0.00007	0.00007	0.00003	0.00001	0.00005	0.00010	0.00005	0.00010
PLE-LIWM\QCB	8	0	0.00138	0.00100	0.00138	0.00052	0.00018	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\QCB	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\OCS	73	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
GAD-LIWM\OCS	390	0	0.00829	0.00500	0.00607	0.01398	0.00071	0.00040	0.16900	0.00400	0.00500
GAD-MUWM\OCS	82	0	0.00010	0.00010	0.00009	0.00006	0.00001	0.00005	0.00050	0.00005	0.00010
LIM-LIWM\OCS	42	0	0.00267	0.00200	0.00263	0.00139	0.00021	0.00100	0.00500	0.00200	0.00325
LIM-MUWM\OCS	43	0	0.00008	0.00010	0.00008	0.00002	0.00000	0.00005	0.00011	0.00005	0.00010
MIC-LIWM\OCS	5	0	0.00100	0.00100	0.00100	0.00000	0.00000	0.00100	0.00100	0.00100	0.00100
MIC-MUWM\OCS	5	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
PLA-LIWM\OCS	23	0	0.00176	0.00100	0.00167	0.00176	0.00037	0.00050	0.00500	0.00100	0.00100
PLA-MUWM\OCS	20	0	0.00007	0.00007	0.00007	0.00003	0.00001	0.00005	0.00010	0.00005	0.00010
PLE-LIWM\OCS	8	0	0.00138	0.00100	0.00138	0.00052	0.00018	0.00100	0.00200	0.00100	0.00200
PLE-MUWM\OCS	8	0	0.00010	0.00010	0.00010	0.00000	0.00000	0.00010	0.00010	0.00010	0.00010
MYT-SBWM\EPOCL	33	0	0.2467	0.2300	0.2383	0.1119	0.0195	0.1300	0.4900	0.1400	0.3350
PAN-TMWM\EPOCL	6	0	3.22	1.90	3.22	3.25	1.33	0.68	8.90	0.74	6.12
GAD-LIWM\EPOCL	85	0	40.78	8.29	28.23	79.66	8.64	0.05	395.90	2.16	22.36
LIM-LIWM\EPOCL	22	0	42.6	1.8	30.1	103.8	22.1	0.1	335.7	0.3	5.8
PLA-LIWM\EPOCL	13	0	1.585	1.050	1.465	1.236	0.343	0.070	4.410	0.755	2.590
MYT-SBWM\NAP	24	0	0.00495	0.00390	0.00484	0.00285	0.00058	0.00150	0.01100	0.00290	0.00720
MYT-SBWM\NAP2M	24	0	0.00543	0.00525	0.00534	0.00183	0.00037	0.00270	0.01000	0.00415	0.00628
MYT-SBWM\NAP1M	24	0	0.00467	0.00460	0.00465	0.00140	0.00028	0.00220	0.00770	0.00372	0.00530
MYT-SBWM\B1P	24	0	0.00104	0.00100	0.00105	0.00034	0.00007	0.00020	0.00170	0.00082	0.00120
MYT-SBWM\NAPDI	24	0	0.00144	0.00135	0.00144	0.00063	0.00013	0.00020	0.00270	0.00112	0.00188
MYT-SBWM\NAPTM	24	0	0.00113	0.00105	0.00112	0.00059	0.00012	0.00020	0.00230	0.00082	0.00150
MYT-SBWM\ACNLE	24	0	0.00029	0.00020	0.00027	0.00016	0.00003	0.00020	0.00080	0.00020	0.00030
MYT-SBWM\ACNE	24	0	0.00041	0.00040	0.00040	0.00018	0.00004	0.00020	0.00080	0.00020	0.00050
MYT-SBWM\FLE	23	0	0.00084	0.00060	0.00075	0.00067	0.00014	0.00020	0.00340	0.00050	0.00090
MYT-SBWM\PA	23	0	0.00304	0.00280	0.00298	0.00159	0.00033	0.00130	0.00610	0.00160	0.00350
MYT-SBWM\ANT	23	0	0.00047	0.00020	0.00025	0.00106	0.00022	0.00020	0.00530	0.00020	0.00030
MYT-SBWM\FAM1	23	0	0.00152	0.00110	0.00125	0.00166	0.00035	0.00040	0.00830	0.00060	0.00180
MYT-SBWM\FLU	22	0	0.00370	0.00190	0.00328	0.00377	0.00080	0.00080	0.01500	0.00108	0.00575
MYT-SBWM\PYR	22	0	0.00101	0.00050	0.00094	0.00107	0.00023	0.00020	0.00320	0.00030	0.00163
MYT-SBWM\BAA	22	0	0.00062	0.00045	0.00057	0.00047	0.00010	0.00020	0.00200	0.00027	0.00073
MYT-SBWM\CHR	22	0	0.00176	0.00115	0.00162	0.00156	0.00033	0.00040	0.00600	0.00068	0.00190
MYT-SBWM\BBF	23	0	0.00175	0.00100	0.00148	0.00201	0.00042	0.00030	0.00890	0.00050	0.00290
MYT-SBWM\BJKF	23	0	0.00042	0.00020	0.00036	0.00044	0.00009	0.00020	0.00190	0.00020	0.00040
MYT-SBWM\BEP	23	0	0.00134	0.00080	0.00121	0.00131	0.00027	0.00030	0.00510	0.00040	0.00190
MYT-SBWM\BAP	23	0	0.00049	0.00020	0.00040	0.00060	0.00013	0.00020	0.00250	0.00020	0.00050
MYT-SBWM\PER	24	0	0.00022	0.00020	0.00021	0.00008	0.00002	0.00020	0.00060	0.00020	

**DM - ppm (mg/kg) tørrvekt ppm (mg/kg) dry weight**

•Summarisk oversikt over BAKGRUNNS-Nivåer kjørt 29/05-95  
 FileName: G:\NOG\JMG\BAK\BAK-DALL.PZM (Generert av makro G:SCAN-PZX.TPG)

Sub TISS Cont.	N	N*	MEAN	MEDIAN	TRMEAN	STDEV	SEMSEAN	MIN	MAX	Q1	Q3
MYT-SBDM\CD	181	0	0.9944	1.0044	0.9855	0.3298	0.0245	0.3902	2.2581	0.8048	1.1930
PAN-TMDM\CD	6	0	0.05135	0.04009	0.05135	0.02325	0.00949	0.03509	0.09346	0.03537	0.07129
GAD-LIDM\CD	391	12	0.1113	0.0423	0.0758	0.2158	0.0109	0.0068	2.2381	0.0210	0.1029
LIM-LIDM\CD	41	2	0.5394	0.4531	0.5100	0.3508	0.0548	0.1219	1.4953	0.2464	0.7748
MIC-LIDM\CD	5	0	0.7027	0.6625	0.7027	0.1931	0.0864	0.4816	1.0072	0.5564	0.8690
PLA-LIDM\CD	23	0	0.7358	0.6533	0.7370	0.2808	0.0585	0.2287	1.2184	0.5315	0.9669
PLE-LIDM\CD	8	0	0.4388	0.4853	0.4388	0.1679	0.0594	0.1989	0.6690	0.2639	0.5779
MYT-SBDM\CR	6	0	0.563	0.529	0.563	0.295	0.120	0.236	0.925	0.285	0.875
MYT-SBDM\CU	182	0	7.106	6.568	6.875	2.038	0.151	4.061	19.231	5.841	7.660
PAN-TMDM\CU	6	0	48.92	52.16	48.92	10.89	4.45	35.44	61.06	35.99	57.68
GAD-LIDM\CU	391	12	18.990	13.677	16.999	18.927	0.957	0.017	167.187	7.733	25.137
LIM-LIDM\CU	44	2	21.54	21.88	20.88	10.41	1.57	6.22	51.49	11.54	26.92
MIC-LIDM\CU	5	0	40.34	44.60	40.34	9.96	4.45	27.57	51.84	30.07	48.48
PLA-LIDM\CU	23	0	79.14	86.75	78.83	26.20	5.46	40.27	124.37	55.18	91.78
PLE-LIDM\CU	8	0	11.85	11.56	11.85	5.49	1.94	5.49	23.11	7.65	14.39
MYT-SBDM\HG	182	0	0.06556	0.05974	0.06420	0.02560	0.00190	0.01961	0.16043	0.04923	0.07794
PAN-TMDM\HG	6	0	0.4320	0.5010	0.4320	0.2111	0.0862	0.1754	0.6939	0.1768	0.5808
GAD-MUDM\HG	409	0	0.4208	0.3478	0.3946	0.2757	0.0136	0.0498	1.8232	0.2404	0.5230
LIM-MUDM\HG	43	0	0.4974	0.4278	0.4784	0.2696	0.0411	0.1498	1.2343	0.2941	0.6633
MIC-MUDM\HG	5	0	0.2831	0.2941	0.2831	0.0788	0.0353	0.1609	0.3707	0.2128	0.3480
PLA-MUDM\HG	23	0	0.6755	0.5727	0.6673	0.2745	0.0572	0.3500	1.1724	0.4473	0.9574
PLE-MUDM\HG	8	0	0.1162	0.10106	0.1162	0.02817	0.00996	0.07727	0.15135	0.09042	0.14241
MYT-SBDM\NI	6	0	0.9310	0.9377	0.9310	0.2035	0.0831	0.6415	1.2139	0.7509	1.1044
MYT-SBDM\FB	181	0	1.3746	1.2903	1.3228	0.5616	0.0417	0.5858	5.2020	1.0143	1.5722
PAN-TMDM\FB	6	0	0.9170	0.8935	0.9170	0.1112	0.0454	0.8156	1.0863	0.8161	1.0192
GAD-LIDM\FB	389	12	0.14031	0.06906	0.11339	0.17565	0.00891	0.02677	1.67969	0.05199	0.14942
LIM-LIDM\FB	44	2	0.543	0.223	0.458	0.706	0.106	0.082	2.722	0.154	0.625
MIC-LIDM\FB	5	0	0.2700	0.2839	0.2700	0.0866	0.0387	0.1416	0.3597	0.1871	0.3460
PLA-LIDM\FB	23	0	0.849	0.913	0.830	0.644	0.134	0.101	2.000	0.183	1.364
PLE-LIDM\FB	8	0	0.2340	0.1973	0.2340	0.0909	0.0321	0.1443	0.3693	0.1538	0.3292
MYT-SBDM\ZN	181	0	121.32	120.89	120.02	35.46	2.64	56.35	274.26	94.92	143.66
PAN-TMDM\ZN	6	0	61.67	61.03	61.67	5.08	2.07	54.74	67.76	57.57	67.17
GAD-LIDM\ZN	391	12	54.62	43.78	50.32	37.75	1.91	10.73	219.47	29.43	68.64
LIM-LIDM\ZN	44	2	100.39	91.10	98.17	33.22	5.01	58.96	190.09	75.20	126.07
MIC-LIDM\ZN	5	0	182.30	184.23	182.30	21.14	9.45	158.14	211.51	162.13	201.51
PLA-LIDM\ZN	23	0	212.0	197.0	199.3	84.7	17.7	138.8	552.5	152.4	236.1
PLE-LIDM\ZN	8	0	138.38	137.49	138.38	22.57	7.98	105.99	169.13	117.39	161.54
MYT-SBDM\FCB	33	0	0.04564	0.04318	0.04417	0.01742	0.00303	0.02688	0.08929	0.03115	0.05270
PAN-TMDM\FCB	6	0	0.04351	0.04253	0.04351	0.01681	0.00686	0.02518	0.06542	0.02603	0.06065
MYT-SBDM\CB28	106	0	0.00085	0.00059	0.00077	0.00071	0.00007	0.00038	0.00642	0.00049	0.00106
PAN-TMDM\CB28	6	0	0.00064	0.00073	0.00064	0.00027	0.00011	0.00009	0.00082	0.00055	0.00079
GAD-LIDM\CB28	390	0	0.01299	0.00975	0.01149	0.01200	0.00061	0.00237	0.16456	0.00740	0.01433
GAD-MUDM\CB28	63	16	0.00039	0.00047	0.00039	0.00013	0.00002	0.00022	0.00056	0.00025	0.00051
LIM-LIDM\CB28	42	0	0.00874	0.00797	0.00853	0.00412	0.00064	0.00324	0.01845	0.00574	0.00954
LIM-MUDM\CB28	43	0	0.00046	0.00047	0.00043	0.00021	0.00003	0.00022	0.00142	0.00033	0.00052
MIC-LIDM\CB28	5	0	0.00325	0.00332	0.00325	0.00028	0.00013	0.00283	0.00360	0.00299	0.00346
MIC-MUDM\CB28	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\CB28	23	0	0.01058	0.00917	0.01060	0.00523	0.00109	0.00240	0.01826	0.00650	0.01650
PLA-MUDM\CB28	20	0	0.00066	0.00052	0.00064	0.00025	0.00006	0.00040	0.00130	0.00048	0.00087
PLE-LIDM\CB28	8	0	0.00527	0.00523	0.00527	0.00152	0.00054	0.00317	0.00741	0.00377	0.00670
PLE-MUDM\CB28	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\CB52	76	0	0.00123	0.00071	0.00119	0.00074	0.00008	0.00038	0.00284	0.00058	0.00187
PAN-TMDM\CB52	6	0	0.00122	0.00141	0.00122	0.00046	0.00019	0.00061	0.00163	0.00064	0.00159
GAD-LIDM\CB52	390	0	0.01833	0.01269	0.01559	0.01982	0.00100	0.00142	0.19388	0.00822	0.02203
GAD-MUDM\CB52	63	19	0.00043	0.00049	0.00042	0.00014	0.00002	0.00022	0.00102	0.00030	0.00052
LIM-LIDM\CB52	42	0	0.00972	0.00836	0.00946	0.00453	0.00070	0.00353	0.02260	0.00669	0.01355
LIM-MUDM\CB52	43	0	0.00053	0.00049	0.00050	0.00028	0.00004	0.00022	0.00164	0.00040	0.00053
MIC-LIDM\CB52	5	0	0.00448	0.00360	0.00448	0.00158	0.00071	0.00315	0.00664	0.00324	0.00616
MIC-MUDM\CB52	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\CB52	23	0	0.01483	0.01007	0.01415	0.00966	0.00201	0.00288	0.04096	0.00775	0.02137
PLA-MUDM\CB52	20	0	0.00081	0.00064	0.00079	0.00045	0.00010	0.00012	0.00181	0.00048	0.00123
PLE-LIDM\CB52	8	0	0.00527	0.00523	0.00527	0.00152	0.00054	0.00317	0.00741	0.00377	0.00670
PLE-MUDM\CB52	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\CB101	106	0	0.00142	0.00094	0.00129	0.00126	0.00012	0.00039	0.00569	0.00056	0.00174
PAN-TMDM\CB101	6	0	0.00179	0.00165	0.00179	0.00066	0.00027	0.00116	0.00283	0.00122	0.00237
GAD-LIDM\CB101	390	0	0.05439	0.03929	0.04446	0.07060	0.00357	0.00244	0.76276	0.02041	0.06304
GAD-MUDM\CB101	63	19	0.00073	0.00053	0.00066	0.00055	0.00007	0.00024	0.00305	0.00050	0.00079
LIM-LIDM\CB101	42	0	0.02664	0.02571	0.02548	0.01377	0.00212	0.00791	0.07062	0.01703	0.03308
LIM-MUDM\CB101	43	0	0.00147	0.00104	0.00125	0.00154	0.00023	0.00036	0.00950	0.00052	0.00167
MIC-LIDM\CB101	5	0	0.01028	0.00719	0.01028	0.00576	0.00258	0.00631	0.01993	0.00648	0.01563
MIC-MUDM\CB101	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\CB101	23	0	0.02496	0.02013	0.02338	0.01877	0.00391	0.00459	0.07850	0.01100	0.03419
PLA-MUDM\CB101	20	0	0.00132	0.00129	0.00128	0.00072	0.00016	0.00042	0.00299	0.00087	0.00170
PLE-LIDM\CB101	8	0	0.00648	0.00620	0.00648	0.00153	0.00054	0.00503	0.00952	0.00513	0.00732
PLE-MUDM\CB101	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\CB105	40	0	0.00063	0.00060	0.00061	0.00017	0.00003	0.00038	0.00123	0.00055	0.00064
GAD-LIDM\CB105	262	0	0.04227	0.02747	0.03616	0.04460	0.00276	0.00528	0.35547	0.16666	0.05205
GAD-MUDM\CB105	45	19	0.00079	0.00051	0.00068	0.00080	0.00012	0.00024	0.00508	0.00050	0.00061
LIM-LIDM\CB105	34	0	0.02927	0.02302	0.02772	0.01984	0.00340	0.00442	0.08108	0.01465	0.03759
LIM-MUDM\CB105	33	0	0.00138	0.00126	0.00133	0.00075	0.00013	0.00044	0.00319	0.00079	0.00203
MIC-LIDM\CB105	5	0	0.00644	0.00567	0.00644	0.00404	0.00181	0.00332	0.01329	0.00346	0.00980
MIC-MUDM\CB105	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\CB105	10	0	0.02140	0.02087	0.02101	0.00910	0.00288	0.00840	0.03754	0.01577	0.02596
PLA-MUDM\CB105	10	0	0.00071	0.00052	0.00066	0.00034	0.00011	0.00042	0.00145	0.00046	0.00096
PLE-LIDM\CB105	8	0	0.00567	0.00556	0.00567	0.00129	0.00046	0.00336	0.00741	0.00503	0.00687
PLE-MUDM\CB105	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\CB118	106	0	0.00143	0.00095	0.00131	0.00122	0.00012	0.00039	0.00536	0.00054	0.00189
PAN-TMDM\CB118	6	0	0.00226	0.00198	0.00226	0.00078	0.00032	0.00159	0.00366	0.00170	0.00285
GAD-LIDM\CB118	390	0	0.1289	0.0772	0.0995	0.2011	0.0102	0.0073	2.4329	0.0460	0.1401
GAD-MUDM\CB118	63	19	0.00163	0.00103	0.00135	0.00194	0.00024	0.00024	0.01066	0.00051	0.00172
LIM-LIDM\CB118	42	0	0.0992	0.074							



PLA-LIDM\CB138	23	0	0.05084	0.04959	0.04874	0.02986	0.00623	0.01250	0.13311	0.02893	0.06583
PLA-MUDM\CB138	20	0	0.00314	0.00267	0.00305	0.00195	0.00044	0.00098	0.00688	0.00149	0.00449
PLE-LIDM\CB138	7	0	0.01879	0.01705	0.01879	0.00647	0.00244	0.01005	0.02593	0.01342	0.02540
PLE-MUDM\CB138	8	0	0.00095	0.00072	0.00095	0.00055	0.00019	0.00052	0.00197	0.00053	0.00142
MYT-SBDM\CB153	106	0	0.00235	0.00170	0.00220	0.00182	0.00018	0.00041	0.00904	0.00094	0.00306
PAN-TMDM\CB153	6	0	0.00653	0.00580	0.00653	0.00272	0.00111	0.00421	0.01121	0.00424	0.00871
GAD-LIDM\CB153	390	0	0.2872	0.1751	0.2274	0.4714	0.0239	0.0171	7.0612	0.1031	0.3138
GAD-MUDM\CB153	63	19	0.00382	0.00221	0.00301	0.00517	0.00065	0.00050	0.03128	0.00108	0.00343
LIM-LIDM\CB153	42	0	0.2371	0.1901	0.2267	0.1664	0.0257	0.0237	0.7177	0.1293	0.3197
LIM-MUDM\CB153	43	0	0.01065	0.00777	0.00875	0.01320	0.00201	0.00088	0.08475	0.00382	0.01456
MIC-LIDM\CB153	5	0	0.0563	0.0349	0.0563	0.0335	0.0150	0.0324	0.1063	0.0328	0.0910
MIC-MUDM\CB153	5	0	0.00067	0.00049	0.00067	0.00028	0.00012	0.00043	0.00098	0.00046	0.00098
PLA-LIDM\CB153	23	0	0.06741	0.06168	0.06480	0.04257	0.00888	0.01202	0.17747	0.03058	0.08911
PLA-MUDM\CB153	20	0	0.00378	0.00335	0.00365	0.00246	0.00055	0.00098	0.00897	0.00175	0.00527
PLE-LIDM\CB153	8	0	0.02419	0.02285	0.02419	0.03384	0.00489	0.00543	0.04127	0.01131	0.03936
PLE-MUDM\CB153	8	0	0.00120	0.00095	0.00120	0.00078	0.00028	0.00052	0.00246	0.00053	0.00194
MYT-SBDM\CB156	73	0	0.00053	0.00053	0.00053	0.00009	0.00001	0.00038	0.00072	0.00045	0.00060
GAD-LIDM\CB156	262	0	0.01736	0.01187	0.01528	0.01499	0.00093	0.00519	0.11388	0.00828	0.01997
GAD-MUDM\CB156	45	19	0.00049	0.00051	0.00046	0.00024	0.00004	0.00024	0.00160	0.00026	0.00052
LIM-LIDM\CB156	34	0	0.01349	0.01144	0.01263	0.00927	0.00159	0.00353	0.04204	0.00639	0.01796
LIM-MUDM\CB156	33	0	0.00056	0.00049	0.00054	0.00026	0.00005	0.00023	0.00113	0.00041	0.00055
MIC-LIDM\CB156	5	0	0.00391	0.00332	0.00391	0.00155	0.00069	0.00283	0.00664	0.00299	0.00512
MIC-MUDM\CB156	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\CB156	10	0	0.01185	0.01553	0.01226	0.00584	0.00185	0.00336	0.01706	0.00562	0.01654
PLA-MUDM\CB156	10	0	0.00047	0.00048	0.00048	0.00003	0.00001	0.00042	0.00052	0.00045	0.00050
PLE-LIDM\CB156	8	0	0.00527	0.00523	0.00527	0.00152	0.00054	0.00317	0.00741	0.00377	0.00670
PLE-MUDM\CB156	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\CB180	106	0	0.00094	0.00058	0.00073	0.00121	0.00012	0.00038	0.00863	0.00049	0.00106
PAN-TMDM\CB180	6	0	0.00475	0.00378	0.00475	0.00299	0.00122	0.00237	0.01064	0.00299	0.00620
GAD-LIDM\CB180	390	0	0.07645	0.04505	0.05831	0.14323	0.00725	0.00630	1.96939	0.02743	0.08057
GAD-MUDM\CB180	63	19	0.00094	0.00052	0.00069	0.00142	0.00018	0.00024	0.00888	0.00040	0.00086
LIM-LIDM\CB180	42	0	0.04420	0.03674	0.04245	0.02638	0.00407	0.00707	0.12913	0.02738	0.05672
LIM-MUDM\CB180	43	0	0.00180	0.00152	0.00155	0.00174	0.00027	0.00036	0.01041	0.00066	0.00206
MIC-LIDM\CB180	5	0	0.01360	0.00997	0.01360	0.00796	0.00356	0.00719	0.02658	0.00785	0.02118
MIC-MUDM\CB180	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\CB180	23	0	0.01742	0.01650	0.01659	0.01026	0.00214	0.00459	0.04778	0.00840	0.02287
PLA-MUDM\CB180	20	0	0.00094	0.00083	0.00091	0.00050	0.00011	0.00042	0.00203	0.00052	0.00108
PLE-LIDM\CB180	8	0	0.00606	0.00556	0.00606	0.00188	0.00067	0.00336	0.00952	0.00503	0.00732
PLE-MUDM\CB180	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\CB209	73	0	0.00053	0.00053	0.00053	0.00009	0.00001	0.00038	0.00072	0.00045	0.00060
GAD-LIDM\CB209	390	0	0.01625	0.00790	0.01026	0.03279	0.00166	0.00239	0.33543	0.00638	0.01090
GAD-MUDM\CB209	63	19	0.00056	0.00050	0.00045	0.00061	0.00008	0.00024	0.00380	0.00026	0.00052
LIM-LIDM\CB209	42	0	0.01876	0.01769	0.01757	0.01362	0.00210	0.00324	0.06048	0.00605	0.02590
LIM-MUDM\CB209	43	0	0.00071	0.00050	0.00065	0.00055	0.00008	0.00022	0.00251	0.00043	0.00096
MIC-LIDM\CB209	5	0	0.00325	0.00332	0.00325	0.00028	0.00013	0.00283	0.00360	0.00299	0.00346
MIC-MUDM\CB209	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\CB209	23	0	0.00621	0.00413	0.00592	0.00542	0.00113	0.00182	0.01667	0.00305	0.00459
PLA-MUDM\CB209	20	0	0.00037	0.00038	0.00037	0.00012	0.00003	0.00020	0.00052	0.00025	0.00048
PLE-LIDM\CB209	8	0	0.00567	0.00556	0.00567	0.00129	0.00046	0.00336	0.00741	0.00503	0.00687
PLE-MUDM\CB209	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\CB_S7	106	0	0.00844	0.00575	0.00787	0.00679	0.00066	0.00152	0.02972	0.00369	0.01136
PAN-TMDM\CB_S7	6	0	0.02046	0.02082	0.02046	0.00541	0.00221	0.01425	0.02676	0.01431	0.02603
GAD-LIDM\CB_S7	390	0	0.7576	0.4790	0.6028	1.1309	0.0573	0.0476	15.2490	0.3034	0.8321
GAD-MUDM\CB_S7	63	19	0.01004	0.00624	0.00821	0.01196	0.00151	0.00158	0.06835	0.00372	0.00878
LIM-LIDM\CB_S7	42	0	0.5771	0.4961	0.5538	0.3880	0.0599	0.0791	1.7087	0.3036	0.7294
LIM-MUDM\CB_S7	43	0	0.02683	0.02039	0.02209	0.03307	0.00504	0.00286	0.21621	0.01059	0.03456
MIC-LIDM\CB_S7	5	0	0.1380	0.0977	0.1380	0.0768	0.0344	0.0827	0.2625	0.0837	0.2125
MIC-MUDM\CB_S7	5	0	0.00225	0.00221	0.00225	0.00044	0.00020	0.00170	0.00270	0.00183	0.00269
PLA-LIDM\CB_S7	23	0	0.2262	0.2273	0.2164	0.1396	0.0291	0.0478	0.6109	0.1102	0.3020
PLA-MUDM\CB_S7	20	0	0.01256	0.01052	0.01213	0.00779	0.00174	0.00410	0.02881	0.00645	0.01919
PLE-LIDM\CB_S7	8	0	0.0685	0.0618	0.0685	0.0315	0.0111	0.0217	0.1079	0.0440	0.1034
PLE-MUDM\CB_S7	8	0	0.00397	0.00342	0.00397	0.00191	0.00068	0.00184	0.00690	0.00236	0.00596
MYT-SBDM\CB_SS	106	0	0.00898	0.00619	0.00843	0.00668	0.00065	0.00196	0.02972	0.00435	0.01193
PAN-TMDM\CB_SS	6	0	0.02046	0.02082	0.02046	0.00541	0.00221	0.01425	0.02676	0.01431	0.02603
GAD-LIDM\CB_SS	390	0	0.8107	0.5152	0.6507	1.1545	0.0585	0.0488	15.2520	0.3214	0.8999
GAD-MUDM\CB_SS	63	19	0.01117	0.00687	0.00921	0.01292	0.00163	0.00171	0.07215	0.00419	0.01000
LIM-LIDM\CB_SS	42	0	0.6272	0.5377	0.6014	0.4208	0.0649	0.0909	1.8559	0.3480	0.7658
LIM-MUDM\CB_SS	43	0	0.02884	0.02184	0.02408	0.03374	0.00515	0.00352	0.21872	0.01132	0.03804
MIC-LIDM\CB_SS	5	0	0.1513	0.1091	0.1513	0.0824	0.0368	0.0930	0.2857	0.0933	0.2304
MIC-MUDM\CB_SS	5	0	0.00296	0.00294	0.00296	0.00046	0.00020	0.00243	0.00343	0.00252	0.00342
PLA-LIDM\CB_SS	23	0	0.2419	0.2293	0.2308	0.1543	0.0322	0.0490	0.6672	0.1114	0.3416
PLA-MUDM\CB_SS	20	0	0.01320	0.01114	0.01279	0.00765	0.00171	0.00487	0.02895	0.00732	0.01931
PLE-LIDM\CB_SS	8	0	0.0780	0.0698	0.0780	0.0339	0.0120	0.0299	0.1238	0.0513	0.1144
PLE-MUDM\CB_SS	8	0	0.00490	0.00416	0.00490	0.00205	0.00072	0.00263	0.00813	0.00322	0.00699
MYT-SBDM\DDBEPP	73	0	0.00155	0.00106	0.00137	0.00122	0.00014	0.00042	0.00663	0.00079	0.00209
GAD-LIDM\DDBEPP	390	0	0.16237	0.10720	0.13808	0.17368	0.00879	0.01171	1.92308	0.07216	0.19076
GAD-MUDM\DDBEPP	63	19	0.00214	0.00165	0.00199	0.00151	0.00019	0.00050	0.00825	0.00105	0.00290
LIM-LIDM\DDBEPP	42	0	0.09762	0.09150	0.09501	0.04636	0.00715	0.02208	0.23421	0.06167	0.12838
LIM-MUDM\DDBEPP	43	0	0.00551	0.00402	0.00491	0.00490	0.00075	0.00044	0.02606	0.00246	0.00613
MIC-LIDM\DDBEPP	5	0	0.0518	0.0453	0.0518	0.0277	0.0124	0.0233	0.0820	0.0260	0.0809
MIC-MUDM\DDBEPP	5	0	0.00067	0.00049	0.00067	0.00028	0.00012	0.00043	0.00098	0.00046	0.00098
PLA-LIDM\DDBEPP	23	0	0.06692	0.05118	0.06123	0.04656	0.00971	0.01587	0.23744	0.04545	0.08000
PLA-MUDM\DDBEPP	20	0	0.00485	0.00393	0.00464	0.00350	0.00078	0.00098	0.01266	0.00195	0.00649
PLE-LIDM\DDBEPP	8	0	0.01389	0.01451	0.01389	0.00382	0.00135	0.00543	0.01905	0.01359	0.01508
PLE-MUDM\DDBEPP	8	0	0.00082	0.00072	0.00082	0.00035	0.00012	0.00052	0.00148	0.00053	0.00104
MYT-SBDM\DDTEPP	33	0	0.00343	0.00307	0.00334	0.00144	0.00025	0.00159	0.00663	0.00218	0.00457
PAN-TMDM\DDTEPP	6	0	0.00102	0.00088	0.00102	0.00045	0.00018	0.00061	0.00182	0.00068	0.00134
MYT-SBDM\TDREPP	41	0	0.00137	0.00068	0.00114	0.00153	0.00024	0.00042	0.00866	0.00060	0.00135
GAD-LIDM\TDREPP	283	0	0.03690	0.02400	0.03127	0.04267	0.00254	0.00547	0.44176	0.01128	0.04282
GAD-MUDM\TDREPP	45	19	0.00052	0.00051</							

LIM-MUDM\HCHA	43	0	0.00076	0.00051	0.00060	0.00101	0.00015	0.00023	0.00676	0.00044	0.00056
MIC-LIDM\HCHA	5	0	0.00444	0.00360	0.00444	0.00143	0.00064	0.00332	0.00631	0.00332	0.00599
MIC-MUDM\HCHA	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\HCHA	23	0	0.01132	0.00917	0.01041	0.00801	0.00167	0.00336	0.03846	0.00420	0.01650
PLA-MUDM\HCHA	20	0	0.00056	0.00049	0.00055	0.00023	0.00005	0.00028	0.00110	0.00045	0.00053
PLE-LIDM\HCHA	8	0	0.00527	0.00523	0.00527	0.00152	0.00054	0.00317	0.00741	0.00377	0.00670
PLE-MUDM\HCHA	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\HCHG	106	0	0.00177	0.00146	0.00160	0.00145	0.00014	0.00044	0.01049	0.00082	0.00218
PAN-TMDM\HCHG	6	0	0.00042	0.00039	0.00042	0.00012	0.00005	0.00032	0.00065	0.00034	0.00047
GAD-LIDM\HCHG	374	0	0.02017	0.01620	0.01837	0.01502	0.00078	0.00211	0.12039	0.01071	0.02304
GAD-MUDM\HCHG	51	19	0.00051	0.00051	0.00050	0.00015	0.00002	0.00027	0.00091	0.00044	0.00055
LIM-LIDM\HCHG	39	0	0.01161	0.00915	0.01143	0.00568	0.00091	0.00294	0.02474	0.00794	0.01579
LIM-MUDM\HCHG	38	0	0.00088	0.00070	0.00077	0.00074	0.00012	0.00029	0.00484	0.00050	0.00106
MIC-LIDM\HCHG	5	0	0.00649	0.00664	0.00649	0.00056	0.00025	0.00567	0.00719	0.00599	0.00692
PLA-LIDM\HCHG	23	0	0.00777	0.00610	0.00761	0.00505	0.00105	0.00240	0.01667	0.00420	0.01282
PLA-MUDM\HCHG	20	0	0.00057	0.00048	0.00056	0.00031	0.00007	0.00020	0.00610	0.00030	0.00090
PLE-LIDM\HCHG	8	0	0.00567	0.00556	0.00567	0.00129	0.00046	0.00336	0.00741	0.00503	0.00687
PLE-MUDM\HCHG	5	0	0.00050	0.00052	0.00050	0.00003	0.00001	0.00045	0.00053	0.00047	0.00052
MYT-SBDM\HC_S2	106	0	0.00209	0.00175	0.00194	0.00147	0.00014	0.00050	0.01049	0.00109	0.00267
PAN-TMDM\HC_S2	6	0	0.00030	0.00020	0.00030	0.00019	0.00008	0.00016	0.00065	0.00017	0.00046
GAD-LIDM\HC_S2	390	0	0.03490	0.02427	0.03186	0.02918	0.00148	0.00420	0.20000	0.01685	0.04013
GAD-MUDM\HC_S2	63	19	0.00089	0.00071	0.00084	0.00066	0.00008	0.00025	0.00278	0.00042	0.00127
LIM-LIDM\HC_S2	42	0	0.01958	0.01233	0.01775	0.01889	0.00291	0.00300	0.07226	0.00899	0.01725
LIM-MUDM\HC_S2	43	0	0.00138	0.00083	0.00114	0.00177	0.00027	0.00022	0.01160	0.00058	0.00182
MIC-LIDM\HC_S2	5	0	0.01093	0.01079	0.01093	0.00111	0.00049	0.00997	0.01262	0.00997	0.01197
MIC-MUDM\HC_S2	5	0	0.00029	0.00024	0.00029	0.00011	0.00005	0.00022	0.00049	0.00023	0.00037
PLA-LIDM\HC_S2	23	0	0.01524	0.01429	0.01405	0.00973	0.00203	0.00420	0.05128	0.01024	0.01653
PLA-MUDM\HC_S2	20	0	0.00095	0.00070	0.00091	0.00062	0.00014	0.00039	0.00221	0.00046	0.00126
PLE-LIDM\HC_S2	8	0	0.00711	0.00688	0.00711	0.00185	0.00065	0.00503	0.01005	0.00550	0.00899
PLE-MUDM\HC_S2	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00011	0.00004	0.00027	0.00068	0.00050	0.00054
MYT-SBDM\HCB	106	0	0.00052	0.00053	0.00052	0.00012	0.00001	0.00020	0.00082	0.00044	0.00060
PAN-TMDM\HCB	6	0	0.00077	0.00082	0.00077	0.00023	0.00010	0.00041	0.00103	0.00055	0.00097
GAD-LIDM\HCB	387	0	0.02154	0.01867	0.02032	0.01325	0.00067	0.00142	0.12152	0.01408	0.02646
GAD-MUDM\HCB	63	19	0.00054	0.00051	0.00052	0.00018	0.00002	0.00027	0.00110	0.00044	0.00056
LIM-LIDM\HCB	42	0	0.01107	0.00954	0.01100	0.00401	0.00062	0.00353	0.02098	0.00826	0.01407
LIM-MUDM\HCB	43	0	0.00063	0.00051	0.00059	0.00034	0.00005	0.00029	0.00196	0.00047	0.00057
MIC-LIDM\HCB	5	0	0.00567	0.00631	0.00567	0.00219	0.00098	0.00332	0.00850	0.00346	0.00757
MIC-MUDM\HCB	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\HCB	23	0	0.00716	0.00429	0.00694	0.00527	0.00110	0.00240	0.01667	0.00341	0.01060
PLA-MUDM\HCB	20	0	0.00041	0.00044	0.00041	0.00009	0.00002	0.00024	0.00053	0.00031	0.00049
PLE-LIDM\HCB	8	0	0.00569	0.00556	0.00569	0.00137	0.00048	0.00317	0.00741	0.00503	0.00696
PLE-MUDM\HCB	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\QCB	71	0	0.00053	0.00052	0.00053	0.00009	0.00001	0.00038	0.00072	0.00045	0.00060
GAD-LIDM\QCB	390	0	0.00932	0.00749	0.00837	0.00711	0.00036	0.00095	0.07063	0.00610	0.00942
GAD-MUDM\QCB	63	19	0.00038	0.00027	0.00038	0.00013	0.00002	0.00022	0.00055	0.00025	0.00051
LIM-LIDM\QCB	42	0	0.00773	0.00614	0.00743	0.00458	0.00071	0.00281	0.01845	0.00449	0.00909
LIM-MUDM\QCB	38	0	0.00037	0.00038	0.00036	0.00013	0.00002	0.00022	0.00056	0.00023	0.00049
MIC-LIDM\QCB	5	0	0.00325	0.00332	0.00325	0.00028	0.00013	0.00283	0.00360	0.00299	0.00346
MIC-MUDM\QCB	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\QCB	23	0	0.00621	0.00413	0.00592	0.00542	0.00113	0.00182	0.01667	0.00305	0.00459
PLA-MUDM\QCB	20	0	0.00037	0.00038	0.00037	0.00012	0.00003	0.00020	0.00052	0.00025	0.00048
PLE-LIDM\QCB	8	0	0.00527	0.00523	0.00527	0.00152	0.00054	0.00317	0.00741	0.00377	0.00670
PLE-MUDM\QCB	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\OCS	73	0	0.00053	0.00053	0.00053	0.00009	0.00001	0.00038	0.00072	0.00045	0.00060
GAD-LIDM\OCS	390	0	0.01518	0.00791	0.01141	0.02367	0.00120	0.00211	0.26614	0.00634	0.01153
GAD-MUDM\OCS	63	19	0.00048	0.00050	0.00042	0.00036	0.00005	0.00024	0.00246	0.00026	0.00052
LIM-LIDM\OCS	42	0	0.00790	0.00634	0.00763	0.00456	0.00070	0.00281	0.01845	0.00457	0.00909
LIM-MUDM\OCS	43	0	0.00039	0.00045	0.00040	0.00013	0.00002	0.00022	0.00056	0.00024	0.00051
MIC-LIDM\OCS	5	0	0.00325	0.00332	0.00325	0.00028	0.00013	0.00283	0.00360	0.00299	0.00346
MIC-MUDM\OCS	5	0	0.00048	0.00049	0.00048	0.00002	0.00001	0.00043	0.00049	0.00046	0.00049
PLA-LIDM\OCS	23	0	0.00621	0.00413	0.00592	0.00542	0.00113	0.00182	0.01667	0.00305	0.00459
PLA-MUDM\OCS	20	0	0.00037	0.00038	0.00037	0.00012	0.00003	0.00020	0.00052	0.00025	0.00048
PLE-LIDM\OCS	8	0	0.00527	0.00523	0.00527	0.00152	0.00054	0.00317	0.00741	0.00377	0.00670
PLE-MUDM\OCS	8	0	0.00051	0.00052	0.00051	0.00003	0.00001	0.00045	0.00054	0.00050	0.00053
MYT-SBDM\EPOCL	33	0	1.373	1.206	1.322	0.589	0.103	0.711	2.832	0.845	1.718
PAN-TMDM\EPOCL	6	0	10.79	7.65	10.79	9.86	4.02	2.39	27.73	2.62	19.39
GAD-LIDM\EPOCL	85	0	74.8	15.1	51.1	153.2	16.6	0.1	977.2	4.1	38.2
LIM-LIDM\EPOCL	22	0	104.6	4.8	73.3	254.7	54.3	0.1	835.1	1.2	14.6
PLA-LIDM\EPOCL	13	0	6.80	4.34	6.55	5.01	1.39	0.27	16.09	3.35	10.63
MYT-SBDM\NAP	24	0	0.02860	0.02190	0.02720	0.01799	0.00367	0.00811	0.07971	0.01673	0.03837
MYT-SBDM\NAP2M	24	0	0.03206	0.02926	0.03118	0.01447	0.00295	0.01302	0.07042	0.02196	0.03764
MYT-SBDM\NAP1M	24	0	0.02789	0.02548	0.02742	0.01192	0.00243	0.01023	0.05580	0.01828	0.03461
MYT-SBDM\BIFP	24	0	0.00611	0.00568	0.00605	0.00262	0.00054	0.00127	0.01232	0.00402	0.00738
MYT-SBDM\NAPDI	24	0	0.00847	0.00794	0.00833	0.00453	0.00092	0.00124	0.01884	0.00505	0.01105
MYT-SBDM\NAPTM	24	0	0.00655	0.00583	0.00652	0.00365	0.00074	0.00098	0.01278	0.00419	0.00914
MYT-SBDM\ACNLE	24	0	0.00157	0.00138	0.00149	0.00062	0.00013	0.00098	0.00388	0.00121	0.00180
MYT-SBDM\ACNE	24	0	0.00233	0.00238	0.00232	0.00096	0.00020	0.00098	0.00383	0.00132	0.00327
MYT-SBDM\FLE	23	0	0.00460	0.00408	0.00418	0.00314	0.00066	0.00127	0.01692	0.00296	0.00563
MYT-SBDM\PA	23	0	0.01677	0.01556	0.01649	0.00697	0.00145	0.00769	0.03169	0.01084	0.02151
MYT-SBDM\ANT	23	0	0.00251	0.00125	0.00145	0.00524	0.00109	0.00098	0.02637	0.00118	0.00141
MYT-SBDM\PAM1	23	0	0.00827	0.00683	0.00698	0.00810	0.00169	0.00237	0.04129	0.00408	0.00866
MYT-SBDM\FLU	22	0	0.02006	0.01231	0.01771	0.02009	0.00428	0.00533	0.08197	0.00678	0.02662
MYT-SBDM\FYR	22	0	0.00530	0.00315	0.00489	0.00491	0.00105	0.00122	0.01749	0.00191	0.00935
MYT-SBDM\BAA	22	0	0.00340	0.00305	0.00313	0.00230	0.00049	0.00118	0.01093	0.00157	0.00440
MYT-SBDM\CHR	22	0	0.00945	0.00723	0.00864	0.00717	0.00153	0.00237	0.03279	0.00422	0.01120
MYT-SBDM\BBF	23	0	0.00917	0.00625	0.00799	0.00937	0.00195	0.00178	0.04140	0.00343	0.01094
MYT-SBDM\BJKF	23	0	0.00231	0.00131	0.00199	0.00228	0.00047	0.00093	0.01038	0.00118	0.00241
MYT-SBDM\BEP	23	0	0.00705	0.00482	0.00651	0.00598	0.00125	0.00167	0.02372	0.00282	0.00868
MYT-SBDM\BAP	23	0	0.00261	0.00131	0.00226	0.00300	0.00063	0.00098	0.01163	0.00120	0.00211
MYT-SBDM\PER	24	0	0.00130	0.00123	0.00122	0.00052	0.00011	0.00075	0.00353	0.00108	0.00139
MYT-SBDM\ICDP	24	0	0.00416	0.00226	0.00344	0.00536	0.00109	0			

### LM - ppm (mg/kg) fettvekt ppm (mg/kg) fat weight

\*Summarisk oversikt over BAKGRUNNS-Nivåer kjørt 29/05-95  
 FileName: G:\NOG\JMG\BAKG\BAK-FALL.P2M (Generert av makro G:SCAN-PZX.TPG)

Sub Tiss Cont.	N	N*	MEAN	MEDIAN	TRMEAN	STDEV	SEMEAN	MIN	MAX	Q1	Q3
MYT-SBWM\CD	105	76	11.902	12.000	11.747	4.344	0.424	3.947	33.333	9.024	14.410
PAN-TMWM\CD	6	0	1.053	0.952	1.053	0.418	0.171	0.637	1.852	0.795	1.269
GAD-LIWM\CD	386	17	0.2111	0.0504	0.1272	0.4797	0.0244	0.0075	4.4681	0.0245	0.1462
LIM-LIWM\CD	39	4	1.247	0.962	1.072	1.329	0.213	0.191	7.805	0.414	1.639
MIC-LIWM\CD	5	0	1.669	1.418	1.669	0.726	0.324	0.895	2.772	1.096	2.368
PLA-LIWM\CD	23	0	2.948	2.359	2.821	2.114	0.441	0.417	8.143	1.206	4.255
FLA-LIWM\CD	8	0	1.317	1.411	1.317	0.717	0.254	0.398	2.439	0.588	1.817
MYT-SBWM\CR	6	0	4.82	4.59	4.82	2.71	1.11	2.00	8.00	2.26	7.53
MYT-SBWM\CU	105	77	84.69	76.15	81.15	32.99	3.22	38.82	211.67	62.90	93.16
PAN-TMWM\CU	6	0	1146	1029	1146	723	295	554	2519	561	1515
GAD-LIWM\CU	386	17	38.54	17.23	24.88	82.67	4.21	0.02	856.00	9.44	35.00
LIM-LIWM\CU	42	4	41.31	36.72	39.64	23.03	3.55	11.74	109.76	21.92	51.60
MIC-LIWM\CU	5	0	90.92	88.27	90.92	20.31	9.08	73.13	122.77	73.62	109.54
PLA-LIWM\CU	23	0	340.5	196.5	324.2	269.5	56.2	73.4	950.0	116.8	538.2
FLA-LIWM\CU	8	0	33.40	29.79	33.40	16.33	5.77	13.93	56.91	18.40	51.56
MYT-SBWM\HG	106	76	0.7505	0.6667	0.7234	0.3961	0.0385	0.1852	2.6667	0.4586	1.0000
PAN-TMWM\HG	6	0	10.54	5.40	10.54	10.57	4.32	4.76	31.48	4.79	16.44
GAD-MUWM\HG	6	409	*	*	*	*	*	*	*	*	*
LIM-MUWM\HG	43	0	23.25	17.14	20.09	23.68	3.61	5.00	147.50	10.00	26.67
MIC-MUWM\HG	5	0	39.50	38.00	39.50	21.15	9.46	18.50	67.00	19.25	60.50
PLA-MUWM\HG	20	3	43.28	39.25	41.28	28.74	6.43	10.00	112.50	20.60	49.81
FLA-MUWM\HG	8	0	7.32	7.75	7.32	3.11	1.10	3.40	12.50	4.39	9.25
MYT-SBWM\NI	6	0	7.811	8.139	7.811	1.854	0.757	5.000	10.500	6.250	8.941
MYT-SBWM\FB	105	76	17.139	15.789	16.052	9.975	0.973	5.588	73.571	10.576	20.280
PAN-TMWM\FB	6	0	21.23	22.86	21.23	10.24	4.18	9.04	37.04	10.38	27.81
GAD-LIWM\FB	384	17	0.3479	0.0884	0.1721	1.1876	0.0606	0.0297	16.5217	0.0632	0.2116
LIM-LIWM\FB	42	4	0.923	0.439	0.793	1.110	0.171	0.140	5.027	0.258	1.000
MIC-LIWM\FB	5	0	0.645	0.556	0.645	0.296	0.132	0.263	0.990	0.393	0.941
PLA-LIWM\FB	23	0	4.196	2.933	3.998	4.375	0.912	0.187	12.353	0.413	8.140
FLA-LIWM\FB	8	0	0.6299	0.6789	0.6299	0.1841	0.0651	0.3644	0.8130	0.4311	0.8000
MYT-SBWM\ZN	105	76	1453.6	1346.2	1424.8	577.7	56.4	530.8	3416.7	1089.6	1777.1
PAN-TMWM\ZN	6	0	1501	1462	1501	908	371	607	3074	620	2099
GAD-LIWM\ZN	386	17	110.7	52.7	77.3	201.1	10.2	12.0	2054.5	33.6	96.6
LIM-LIWM\ZN	42	4	201.9	165.7	189.0	116.0	17.9	99.0	690.2	122.0	238.5
MIC-LIWM\ZN	5	0	419.3	373.1	419.3	95.1	42.5	355.8	582.2	358.1	503.6
PLA-LIWM\ZN	23	0	883	520	823	685	143	272	2750	309	1390
FLA-LIWM\ZN	8	0	405.7	359.5	405.7	187.9	66.4	227.3	826.6	279.7	454.7
MYT-SBWM\PCB	33	0	0.5524	0.4868	0.5326	0.2104	0.0366	0.3125	1.1538	0.4232	0.6259
PAN-TMWM\PCB	6	0	0.944	0.739	0.944	0.492	0.201	0.478	1.685	0.564	1.493
MYT-SBWM\CB28	106	0	0.1020	0.00714	0.00928	0.00822	0.00080	0.00294	0.06422	0.00556	0.01249
PAN-TMWM\CB28	6	0	0.1739	0.01905	0.1739	0.1259	0.00514	0.00092	0.03704	0.00532	0.02539
GAD-LIWM\CB28	390	0	0.02035	0.01340	0.01633	0.02599	0.00132	0.00348	0.30516	0.00944	0.02092
GAD-MUWM\CB28	77	2	0.02936	0.02500	0.02727	0.01885	0.00215	0.01000	0.10000	0.01500	0.03709
LIM-LIWM\CB28	42	0	0.01750	0.01322	0.01658	0.01017	0.00157	0.00749	0.04878	0.00963	0.02413
LIM-MUWM\CB28	43	0	0.02057	0.01333	0.01910	0.01458	0.00222	0.00556	0.07692	0.01000	0.03100
MIC-LIWM\CB28	5	0	0.00755	0.00746	0.00755	0.00191	0.00085	0.00526	0.00990	0.00572	0.00941
MIC-MUWM\CB28	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\CB28	23	0	0.03711	0.03109	0.03578	0.02520	0.00525	0.00696	0.09524	0.01797	0.03824
PLA-MUWM\CB28	20	0	0.03988	0.03550	0.03812	0.01962	0.00439	0.01143	0.10000	0.03000	0.04837
FLA-LIWM\CB28	8	0	0.01516	0.01614	0.01516	0.00643	0.00227	0.00667	0.02710	0.00920	0.01778
FLA-MUWM\CB28	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\CB52	76	0	0.1478	0.00955	0.01433	0.00951	0.00109	0.00294	0.03738	0.00714	0.02432
PAN-TMWM\CB52	6	0	0.0342	0.0381	0.0342	0.0256	0.0105	0.0059	0.0741	0.0060	0.0508
GAD-LIWM\CB52	390	0	0.02780	0.01734	0.02180	0.03804	0.00193	0.00379	0.38000	0.01103	0.03027
GAD-MUWM\CB52	80	2	0.02980	0.02639	0.02838	0.01596	0.00178	0.01000	0.10000	0.01667	0.03487
LIM-LIWM\CB52	42	0	0.01914	0.01432	0.01839	0.01027	0.00158	0.00763	0.04878	0.01240	0.02473
LIM-MUWM\CB52	43	0	0.02343	0.02000	0.02090	0.01807	0.00276	0.00714	0.10000	0.01143	0.03333
MIC-LIWM\CB52	5	0	0.01009	0.00990	0.01009	0.00317	0.00142	0.00617	0.01493	0.00755	0.01273
MIC-MUWM\CB52	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\CB52	23	0	0.04390	0.04118	0.04168	0.02079	0.00434	0.02089	0.11364	0.02791	0.05556
PLA-MUWM\CB52	20	0	0.04712	0.04000	0.04625	0.02587	0.00578	0.00329	0.10667	0.03375	0.05000
FLA-LIWM\CB52	8	0	0.01516	0.01614	0.01516	0.00643	0.00227	0.00667	0.02710	0.00920	0.01778
FLA-MUWM\CB52	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\CB101	106	0	0.1667	0.01250	0.01489	0.01481	0.00144	0.00357	0.07500	0.00702	0.01832
PAN-TMWM\CB101	6	0	0.03996	0.03453	0.03996	0.02125	0.00867	0.01911	0.06857	0.01982	0.06437
GAD-LIWM\CB101	390	0	0.08277	0.05331	0.06250	0.12419	0.00629	0.00754	1.19124	0.02764	0.08993
GAD-MUWM\CB101	80	2	0.04261	0.03367	0.03951	0.02658	0.00297	0.01163	0.15789	0.02798	0.05000
LIM-LIWM\CB101	42	0	0.05051	0.04551	0.04772	0.02653	0.00409	0.01562	0.14961	0.03561	0.06071
LIM-MUWM\CB101	43	0	0.05325	0.04000	0.04761	0.04211	0.00642	0.01143	0.20800	0.02500	0.06667
MIC-LIWM\CB101	5	0	0.02317	0.01980	0.02317	0.01253	0.00560	0.01235	0.04478	0.01510	0.03291
MIC-MUWM\CB101	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\CB101	23	0	0.07082	0.06338	0.06737	0.03641	0.00759	0.03226	0.18182	0.04286	0.07547
PLA-MUWM\CB101	20	0	0.07486	0.06225	0.07001	0.04346	0.00972	0.03714	0.20000	0.04906	0.09352
FLA-LIWM\CB101	8	0	0.01789	0.01725	0.01789	0.00447	0.00158	0.01136	0.02710	0.01581	0.01946
FLA-MUWM\CB101	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\CB105	40	0	0.00704	0.00714	0.00700	0.00146	0.00023	0.00294	0.01111	0.00625	0.00769
GAD-LIWM\CB105	262	0	0.07323	0.03765	0.05342	0.14111	0.00872	0.00607	1.82000	0.02138	0.07099
GAD-MUWM\CB105	62	2	0.04547	0.03333	0.04069	0.03656	0.00464	0.01163	0.26316	0.02500	0.05066
LIM-LIWM\CB105	34	0	0.05776	0.04760	0.05335	0.04074	0.00699	0.00877	0.17419	0.02994	0.06473
LIM-MUWM\CB105	33	0	0.06253	0.04100	0.05668	0.04828	0.00840	0.01667	0.22727	0.02721	0.08444
MIC-LIWM\CB105	5	0	0.01431	0.01053	0.01431	0.00878	0.00392	0.00893	0.02985	0.00941	0.02110
MIC-MUWM\CB105	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\CB105	10	0	0.04484	0.04447	0.04489	0.01548	0.00489	0.02089	0.06841	0.03136	0.05421
PLA-MUWM\CB105	10	0	0.06705	0.05833	0.06715	0.02974	0.00940	0.03333	0.10000	0.03926	0.10000
FLA-LIWM\CB105	8	0	0.01599	0.01614	0.01599	0.00554	0.00196	0.00847	0.02710	0.01186	0.01778
FLA-MUWM\CB105	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\CB118	106	0	0.01697	0.01213	0.01523	0.01486	0.00144	0.00357	0.06923	0.00667	0.02375
PAN-TMWM\CB118	6	0	0.0511	0.0502	0.0511	0.0264	0.0108	0.0220	0.0886	0.0231	0.0763
GAD-LIWM\CB118	390	0	0.2164	0.1055	0.1497	0.4148	0.0210	0.0120	4.5117	0.0593	0.2102
GAD-MUWM\CB118	80	2	0.08514	0.05375	0.07373	0.08550	0.00956	0.01163	0.55263	0.03350	0.10000
LIM-LIWM\CB118	42	0	0.1875	0.1562	0.1716	0.1541	0.0238	0.0307	0.6968	0.0818	0.2031
LIM-MUWM\CB118	43	0	0.1789	0.0957	0.1519	0.1933	0.0295	0.0345	0.9680	0.0643	0.2000
MIC-LIWM\CB118	5	0	0.03766	0.02970	0.03766	0.02075	0.00928	0.02632	0.07463	0.02655	0.05275
MIC-MUWM\CB118	5	0									

PLA-LIWM\CB138	23	0	0.1574	0.1348	0.1499	0.0770	0.0161	0.0627	0.4091	0.1165	0.1667
PLA-MUWM\CB138	20	0	0.1746	0.1300	0.1680	0.0989	0.0221	0.0800	0.3867	0.0989	0.2875
PLE-LIWM\CB138	7	0	0.04666	0.05042	0.04666	0.01350	0.00510	0.03096	0.06250	0.03390	0.06340
PLE-MUWM\CB138	8	0	0.05339	0.05000	0.05339	0.01609	0.00569	0.03333	0.08000	0.04220	0.06875
MYT-SBWM\CB153	106	0	0.02764	0.02330	0.02612	0.02048	0.00199	0.00357	0.09091	0.01028	0.04167
PAN-TMWM\CB153	7	0	0.1374	0.1217	0.1374	0.0581	0.02377	0.06659	0.2222	0.0930	0.1984
GAD-LIWM\CB153	390	0	0.4847	0.2400	0.3492	0.8635	0.0437	0.0294	9.5055	1.2664	0.4645
GAD-MUWM\CB153	80	2	0.1811	0.1258	0.1552	0.1841	0.0210	0.0233	1.1760	0.0714	0.2192
LIM-LIWM\CB153	42	0	0.4453	0.3741	0.4167	0.3907	0.0510	0.0702	1.5419	0.2209	0.4988
LIM-MUWM\CB153	43	0	0.3912	0.2222	0.3385	0.2577	0.0596	0.0588	1.8560	0.1481	0.5182
MIC-LIWM\CB153	5	0	0.1257	0.0893	0.1257	0.0705	0.0315	0.0632	0.2388	0.0761	0.1935
MIC-MUWM\CB153	5	0	0.0837	0.1009	0.0837	0.0236	0.0105	0.0500	0.1000	0.0583	0.1000
PLA-LIWM\CB153	23	0	0.2050	0.1700	0.1932	0.1119	0.0233	0.0893	0.5682	0.1465	0.2270
PLA-MUWM\CB153	20	0	0.2071	0.1525	0.1988	0.1161	0.0260	0.0870	0.4767	0.1144	0.3050
PLE-LIWM\CB153	8	0	0.06036	0.05099	0.06036	0.02694	0.00952	0.02710	0.09649	0.03582	0.08863
PLE-MUWM\CB153	8	0	0.06456	0.05500	0.06456	0.02455	0.00868	0.03333	0.10000	0.05000	0.09329
MYT-SBWM\CB156	73	0	0.00625	0.00625	0.00615	0.00192	0.00222	0.00294	0.01667	0.00488	0.00714
GAD-LIWM\CB156	262	0	0.03044	0.01650	0.02294	0.04526	0.00280	0.00601	0.42000	0.01033	0.02897
GAD-MUWM\CB156	62	2	0.03309	0.03333	0.03184	0.01774	0.00225	0.01000	0.10000	0.01917	0.04397
LIM-LIWM\CB156	34	0	0.02748	0.02245	0.02524	0.01992	0.00342	0.00781	0.09032	0.01143	0.04156
LIM-MUWM\CB156	33	0	0.02811	0.02000	0.02577	0.02162	0.00376	0.00556	0.09091	0.01111	0.03775
MIC-LIWM\CB156	5	0	0.00904	0.00893	0.00904	0.00380	0.00170	0.00526	0.01493	0.00572	0.01241
MIC-MUWM\CB156	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\CB156	10	0	0.02496	0.03098	0.02584	0.01129	0.00357	0.00696	0.03597	0.01304	0.03527
PLA-MUWM\CB156	10	0	0.04705	0.04174	0.04215	0.01988	0.00629	0.03333	0.10000	0.03333	0.05000
PLE-LIWM\CB156	8	0	0.01516	0.01614	0.01516	0.00643	0.00227	0.00667	0.02710	0.00920	0.01778
PLE-MUWM\CB156	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\CB180	106	0	0.01164	0.00714	0.00882	0.01635	0.00159	0.00294	0.11565	0.00556	0.01265
PAN-TMWM\CB180	6	0	0.1180	0.1013	0.1180	0.1063	0.0434	0.0318	0.3226	0.0355	0.1664
GAD-LIWM\CB180	390	0	0.1266	0.0623	0.0884	0.2490	0.0126	0.0087	2.6511	0.0337	0.1188
GAD-MUWM\CB180	80	2	0.04863	0.03474	0.04132	0.04856	0.00543	0.01000	0.33400	0.02500	0.05000
LIM-LIWM\CB180	42	0	0.08446	0.06288	0.07932	0.05455	0.00842	0.01754	0.27742	0.04874	0.12032
LIM-MUWM\CB180	43	0	0.06973	0.04833	0.06286	0.05995	0.00914	0.01143	0.27273	0.03448	0.10000
MIC-LIWM\CB180	5	0	0.03059	0.02679	0.03059	0.01730	0.00774	0.01579	0.00590	0.01780	0.04528
MIC-MUWM\CB180	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\CB180	23	0	0.05592	0.04643	0.05300	0.03183	0.00664	0.01393	0.15909	0.03636	0.06173
PLA-MUWM\CB180	20	0	0.05657	0.04174	0.05425	0.03448	0.00771	0.02143	0.13333	0.03156	0.09167
PLE-LIWM\CB180	8	0	0.01683	0.01718	0.01683	0.00559	0.00198	0.00847	0.02710	0.01239	0.01946
PLE-MUWM\CB180	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\CB209	73	0	0.00625	0.00625	0.00615	0.00192	0.00222	0.00294	0.01667	0.00488	0.00714
GAD-LIWM\CB209	390	0	0.03157	0.01004	0.01603	0.09601	0.00486	0.00286	1.36000	0.00771	0.01825
GAD-MUWM\CB209	80	2	0.03291	0.03229	0.03027	0.02298	0.00257	0.01000	0.14000	0.01250	0.04261
LIM-LIWM\CB209	42	0	0.03714	0.03580	0.03371	0.02934	0.00453	0.00643	0.14773	0.01062	0.05056
LIM-MUWM\CB209	43	0	0.03234	0.02500	0.02691	0.03899	0.00595	0.00556	0.25000	0.01111	0.03846
MIC-LIWM\CB209	5	0	0.00755	0.00746	0.00755	0.00191	0.00085	0.00526	0.00990	0.00572	0.00941
MIC-MUWM\CB209	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\CB209	23	0	0.01915	0.01786	0.01905	0.01117	0.00233	0.00442	0.03597	0.00855	0.03086
PLA-MUWM\CB209	20	0	0.02837	0.02500	0.02561	0.02367	0.00529	0.00625	0.10000	0.00875	0.04261
PLE-LIWM\CB209	8	0	0.01599	0.01614	0.01599	0.00554	0.00196	0.00847	0.02710	0.01186	0.01778
PLE-MUWM\CB209	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\CB_S7	106	0	0.09922	0.07596	0.09133	0.08023	0.00779	0.01429	0.40758	0.03972	0.13393
PAN-TMWM\CB_S7	6	0	0.4604	0.5052	0.4604	0.2121	0.0866	0.1977	0.6613	0.2314	0.6528
GAD-LIWM\CB_S7	390	0	1.257	0.645	0.913	2.129	0.108	0.107	20.527	0.381	1.290
GAD-MUWM\CB_S7	80	2	0.5068	0.3623	0.4458	0.4432	0.0495	0.0930	2.5700	0.2363	0.5973
LIM-LIWM\CB_S7	42	0	1.088	0.932	1.014	0.781	0.121	0.193	3.671	0.569	1.187
LIM-MUWM\CB_S7	43	0	0.996	0.610	0.863	0.964	0.147	0.196	4.735	0.413	1.200
MIC-LIWM\CB_S7	5	0	0.3089	0.2277	0.3089	0.1645	0.0736	0.1816	0.5896	0.2046	0.4537
MIC-MUWM\CB_S7	5	0	0.2967	0.2750	0.2967	0.1058	0.0473	0.1833	0.4500	0.2042	0.4000
PLA-LIWM\CB_S7	23	0	0.6961	0.6027	0.6580	0.3639	0.0759	0.2820	1.9091	0.4800	0.7778
PLA-MUWM\CB_S7	20	0	0.6986	0.5050	0.6640	0.4000	0.0894	0.3200	1.7000	0.4192	1.0562
PLE-LIWM\CB_S7	8	0	0.1758	0.1624	0.1758	0.0562	0.0199	0.1084	0.2544	0.1270	0.2308
PLE-MUWM\CB_S7	8	0	0.2253	0.2250	0.2253	0.0482	0.0170	0.1700	0.3000	0.1771	0.2710
MYT-SBWM\CB_SS	106	0	0.10552	0.08397	0.09808	0.07830	0.00760	0.01786	0.40758	0.04732	0.14464
PAN-TMWM\CB_SS	6	0	0.4604	0.5052	0.4604	0.2121	0.0866	0.1977	0.6613	0.2314	0.6528
GAD-LIWM\CB_SS	390	0	1.353	0.705	0.985	2.265	0.115	0.116	20.532	0.408	1.377
GAD-MUWM\CB_SS	80	2	0.5727	0.4025	0.5075	0.4804	0.0537	0.1100	2.7130	0.2852	0.7096
LIM-LIWM\CB_SS	42	0	1.186	1.018	1.105	0.851	0.131	0.211	3.987	0.606	1.311
LIM-MUWM\CB_SS	43	0	1.085	0.680	0.948	1.024	0.156	0.268	4.790	0.447	1.300
MIC-LIWM\CB_SS	5	0	0.3389	0.2574	0.3389	0.1767	0.0790	0.2026	0.6418	0.2263	0.4922
MIC-MUWM\CB_SS	5	0	0.3967	0.3500	0.3967	0.1502	0.0672	0.2333	0.6000	0.2667	0.5500
PLA-LIWM\CB_SS	23	0	0.7319	0.6049	0.6954	0.3684	0.0768	0.3099	1.9205	0.5196	0.8475
PLA-MUWM\CB_SS	20	0	0.7567	0.5583	0.7269	0.4322	0.0966	0.3397	1.7083	0.4462	1.1698
PLE-LIWM\CB_SS	8	0	0.2020	0.1834	0.2020	0.0574	0.0203	0.1471	0.2807	0.1501	0.2597
PLE-MUWM\CB_SS	8	0	0.2851	0.2963	0.2851	0.0524	0.0185	0.2000	0.3500	0.2375	0.3287
MYT-SBWM\DDBEPP	73	0	0.01750	0.01333	0.01621	0.01228	0.00144	0.00400	0.06111	0.00800	0.02500
GAD-LIWM\DDBEPP	390	0	0.2563	0.1484	0.2036	0.3475	0.0176	0.0125	3.5400	0.0929	0.3021
GAD-MUWM\DDBEPP	80	2	0.11912	0.10000	0.10829	0.08746	0.00978	0.02326	0.46667	0.05912	0.15000
LIM-LIWM\DDBEPP	42	0	0.1852	0.1747	0.1819	0.0808	0.0125	0.0439	0.4101	0.1248	0.2477
LIM-MUWM\DDBEPP	43	0	0.1913	0.1724	0.1793	0.1200	0.0183	0.0385	0.7000	0.1220	0.2222
MIC-LIWM\DDBEPP	5	0	0.1131	0.0842	0.1131	0.0528	0.0236	0.0625	0.1791	0.0709	0.1698
MIC-MUWM\DDBEPP	5	0	0.0833	0.1000	0.0833	0.0236	0.0105	0.0500	0.1000	0.0583	0.1000
PLA-LIWM\DDBEPP	23	0	0.2447	0.1733	0.2087	0.2463	0.0514	0.0627	1.1818	0.1258	0.2308
PLA-MUWM\DDBEPP	20	0	0.2469	0.2000	0.2284	0.1483	0.0332	0.0800	0.7467	0.1691	0.3162
PLE-LIWM\DDBEPP	8	0	0.03713	0.03540	0.03713	0.00815	0.00288	0.02710	0.05042	0.02978	0.04483
PLE-MUWM\DDBEPP	8	0	0.04776	0.05000	0.04776	0.00792	0.00280	0.03333	0.06000	0.04220	0.05000
MYT-SBWM\DDTEP	33	0	0.04171	0.04000	0.04034	0.01767	0.00308	0.01364	0.09091	0.02727	0.04893
PAN-TMWM\DDTEP	6	0	0.02100	0.02123	0.02100	0.00714	0.00291	0.00904	0.02857	0.01587	0.02798
MYT-SBWM\TDEPP	41	0	0.01405	0.00833	0.01238	0.01278	0.00200	0.00400	0.07333	0.00714	0.01538
GAD-LIWM\TDEPP	283	0	0.05409	0.03091	0.04395	0.06892	0.00410	0.00631	0.60000	0.01556	0.06723
GAD-MUWM\TDEPP	62	2	0.03754	0.03333	0.03496	0.02340	0.00297	0.01000	0.16667	0.02575	0.04659
LIM-LIWM\TDEPP	34	0	0.02828	0.02648	0.02672	0.01752	0.00300	0.00457	0.08743	0.01704	0.03745
LIM-MUWM\TDEPP	33	0	0.04337	0.03333	0.03724	0.04131	0.00719	0.00714	0.20000		

LIM-MUWM\HCHA	43	0	0.02961	0.02500	0.02662	0.02500	0.00381	0.00500	0.14800	0.01111	0.03704
MIC-LIWM\HCHA	5	0	0.00983	0.00990	0.00983	0.00182	0.00081	0.00746	0.01235	0.00820	0.01144
MIC-MUWM\HCHA	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
FLA-LIWM\HCHA	23	0	0.03890	0.03145	0.03834	0.02532	0.00528	0.00622	0.08333	0.02059	0.06667
FLA-MUWM\HCHA	20	0	0.03610	0.03752	0.03406	0.02040	0.00456	0.00875	0.10000	0.01821	0.04462
PLE-LIWM\HCHA	8	0	0.01516	0.01614	0.01516	0.00643	0.00227	0.00667	0.02710	0.00920	0.01778
PLE-MUWM\HCHA	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\HCHG	106	0	0.02078	0.01875	0.01875	0.01336	0.00178	0.00417	0.15888	0.00861	0.02350
PAN-TMWM\HCHG	6	0	0.00975	0.00952	0.00975	0.00527	0.00215	0.00318	0.01852	0.00525	0.01350
GAD-LIWM\HCHG	374	0	0.02882	0.02184	0.02574	0.02387	0.00123	0.00378	0.21739	0.01440	0.03175
GAD-MUWM\HCHG	68	2	0.03277	0.03333	0.03145	0.01482	0.00180	0.01250	0.10000	0.02000	0.03822
LIM-LIWM\HCHG	39	0	0.02192	0.01754	0.02150	0.01063	0.00170	0.00602	0.04878	0.01327	0.03012
LIM-MUWM\HCHG	38	0	0.03119	0.02614	0.02826	0.02068	0.00335	0.00857	0.10600	0.01639	0.04000
MIC-LIWM\HCHG	5	0	0.01509	0.01493	0.01509	0.00382	0.00171	0.01053	0.01980	0.01144	0.01883
PLA-LIWM\HCHG	23	0	0.02314	0.02381	0.02309	0.00916	0.00191	0.01088	0.03636	0.01376	0.03145
PLA-MUWM\HCHG	20	0	0.03786	0.04000	0.03616	0.02414	0.00540	0.00625	0.10000	0.01458	0.04937
PLE-LIWM\HCHG	8	0	0.01599	0.01614	0.01599	0.00554	0.00196	0.00847	0.02710	0.01186	0.01778
PLE-MUWM\HCHG	5	0	0.03300	0.02500	0.03300	0.01565	0.00700	0.02000	0.05000	0.02000	0.05000
MYT-SBWM\HC_S2	106	0	0.02419	0.02187	0.02248	0.01795	0.00174	0.00476	0.15888	0.01312	0.03097
PAN-TMWM\HC_S2	6	0	0.00636	0.00535	0.00636	0.00364	0.00149	0.00159	0.01183	0.00397	0.00990
GAD-LIWM\HC_S2	390	0	0.04823	0.03298	0.04409	0.03868	0.00196	0.00714	0.25641	0.02365	0.06240
GAD-MUWM\HC_S2	80	2	0.05306	0.03750	0.05080	0.03676	0.00411	0.00581	0.14000	0.02500	0.08224
LIM-LIWM\HC_S2	42	0	0.03531	0.02295	0.03284	0.02955	0.00456	0.00645	0.11982	0.01806	0.03865
LIM-MUWM\HC_S2	43	0	0.04937	0.03750	0.04342	0.04370	0.00666	0.01214	0.25400	0.01875	0.07000
MIC-LIWM\HC_S2	5	0	0.02492	0.02469	0.02492	0.00346	0.00155	0.02105	0.02970	0.02172	0.02824
MIC-MUWM\HC_S2	5	0	0.0433	0.0250	0.0433	0.0341	0.0152	0.0167	0.1000	0.0208	0.0750
PLA-LIWM\HC_S2	23	0	0.05313	0.03540	0.05224	0.03463	0.00722	0.01376	0.11111	0.02794	0.09333
PLA-MUWM\HC_S2	20	0	0.05640	0.06594	0.05644	0.03041	0.00680	0.01188	0.10000	0.02173	0.07950
PLE-LIWM\HC_S2	8	0	0.01982	0.01770	0.01982	0.00627	0.00222	0.01136	0.03096	0.01684	0.02533
PLE-MUWM\HC_S2	8	0	0.03222	0.02750	0.03222	0.01167	0.00413	0.02000	0.05000	0.02454	0.04583
MYT-SBWM\HCB	106	0	0.00618	0.00625	0.00612	0.00198	0.00019	0.00265	0.01667	0.00474	0.00769
PAN-TMWM\HCB	6	0	0.01632	0.01840	0.01632	0.00581	0.00237	0.00892	0.02286	0.00922	0.02071
GAD-LIWM\HCB	387	0	0.03114	0.02577	0.02822	0.02372	0.00121	0.00572	0.21739	0.01916	0.03640
GAD-MUWM\HCB	80	2	0.03669	0.03333	0.03399	0.02101	0.00235	0.01250	0.13333	0.02500	0.04000
LIM-LIWM\HCB	42	0	0.02145	0.01873	0.02074	0.00886	0.00137	0.01136	0.04878	0.01438	0.02722
LIM-MUWM\HCB	43	0	0.02692	0.02000	0.02335	0.02276	0.00347	0.00857	0.15000	0.01667	0.03125
MIC-LIWM\HCB	5	0	0.01238	0.01235	0.01238	0.00301	0.00134	0.00893	0.01579	0.00941	0.01536
MIC-MUWM\HCB	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\HCB	23	0	0.02153	0.02273	0.02161	0.01000	0.00209	0.00544	0.03597	0.01333	0.03086
PLA-MUWM\HCB	20	0	0.02977	0.02542	0.02711	0.02249	0.00503	0.00750	0.10000	0.01213	0.04261
PLE-LIWM\HCB	8	0	0.01622	0.01688	0.01622	0.00584	0.00207	0.00667	0.02710	0.01239	0.01778
PLE-MUWM\HCB	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\QCB	71	0	0.00625	0.00625	0.00614	0.00195	0.00023	0.00294	0.01667	0.00476	0.00714
GAD-LIWM\QCB	390	0	0.01516	0.00944	0.01211	0.02026	0.00103	0.00281	0.21739	0.00749	0.01419
GAD-MUWM\QCB	80	2	0.02788	0.02500	0.02630	0.01691	0.00189	0.01000	0.10000	0.01250	0.03420
LIM-LIWM\QCB	42	0	0.01554	0.01032	0.01453	0.01092	0.00168	0.00457	0.04878	0.00809	0.02413
LIM-MUWM\QCB	38	0	0.01989	0.01605	0.01821	0.01610	0.00261	0.00455	0.07692	0.00714	0.03177
MIC-LIWM\QCB	5	0	0.00755	0.00746	0.00755	0.00191	0.00085	0.00526	0.00990	0.00572	0.00941
MIC-MUWM\QCB	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\QCB	23	0	0.01915	0.01786	0.01905	0.01117	0.00233	0.00442	0.03597	0.00855	0.03086
PLA-MUWM\QCB	20	0	0.02837	0.02500	0.02561	0.02367	0.00529	0.00625	0.10000	0.00875	0.04261
PLE-LIWM\QCB	8	0	0.01516	0.01614	0.01516	0.00643	0.00227	0.00667	0.02710	0.00920	0.01778
PLE-MUWM\QCB	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\OCS	73	0	0.00625	0.00625	0.00615	0.00192	0.00022	0.00294	0.01667	0.00488	0.00714
GAD-LIWM\OCS	390	0	0.02426	0.01031	0.01693	0.04992	0.00253	0.00286	0.76000	0.00771	0.02000
GAD-MUWM\OCS	80	2	0.03173	0.02899	0.02908	0.02291	0.00256	0.01000	0.16667	0.01667	0.03822
LIM-LIWM\OCS	42	0	0.01593	0.01256	0.01497	0.01092	0.00169	0.00457	0.04878	0.00809	0.02413
LIM-MUWM\OCS	43	0	0.01917	0.01250	0.01763	0.01519	0.00232	0.00500	0.07692	0.00833	0.02500
MIC-LIWM\OCS	5	0	0.00755	0.00746	0.00755	0.00191	0.00085	0.00526	0.00990	0.00572	0.00941
MIC-MUWM\OCS	5	0	0.0667	0.0500	0.0667	0.0312	0.0139	0.0333	0.1000	0.0417	0.1000
PLA-LIWM\OCS	23	0	0.01915	0.01786	0.01905	0.01117	0.00233	0.00442	0.03597	0.00855	0.03086
PLA-MUWM\OCS	20	0	0.02837	0.02500	0.02561	0.02367	0.00529	0.00625	0.10000	0.00875	0.04261
PLE-LIWM\OCS	8	0	0.01516	0.01614	0.01516	0.00643	0.00227	0.00667	0.02710	0.00920	0.01778
PLE-MUWM\OCS	8	0	0.03409	0.02917	0.03409	0.01380	0.00488	0.02000	0.05000	0.02110	0.05000
MYT-SBWM\EPOCL	33	0	16.83	14.47	16.15	7.64	1.33	8.64	34.85	11.12	22.11
PAN-TMWM\EPOCL	6	0	190.2	149.5	190.2	141.2	57.7	64.8	444.4	77.5	299.7
GAD-LIWM\EPOCL	85	0	106.4	18.5	71.3	236.6	25.7	0.1	1812.2	5.8	57.6
LIM-LIWM\EPOCL	22	0	187.5	9.2	127.5	461.3	98.3	0.2	1576.1	3.2	24.1
PLA-LIWM\EPOCL	13	0	30.63	25.00	28.67	21.97	6.09	0.77	82.06	16.43	42.07
MYT-SBWM\NAP	22	2	0.3185	0.2568	0.3036	0.1893	0.0403	0.0882	0.8462	0.2107	0.3827
MYT-SBWM\NAP2M	22	2	0.3609	0.3445	0.3510	0.1703	0.0363	0.1500	0.7692	0.2066	0.4471
MYT-SBWM\NAP1M	22	2	0.3158	0.3074	0.3122	0.1453	0.0310	0.1118	0.5923	0.1743	0.4221
MYT-SBWM\BIFN	22	2	0.06912	0.06676	0.06887	0.03202	0.00683	0.01250	0.13077	0.04444	0.09110
MYT-SBWM\NAPDI	22	2	0.0992	0.0926	0.0981	0.0531	0.0113	0.0125	0.2077	0.0599	0.1268
MYT-SBWM\NAPFM	22	2	0.07786	0.07183	0.07625	0.04511	0.00962	0.01111	0.17692	0.04667	0.10661
MYT-SBWM\ACNLE	22	2	0.01720	0.01603	0.01693	0.00458	0.00098	0.01111	0.02857	0.01429	0.01906
MYT-SBWM\ACNIE	22	2	0.02604	0.02583	0.02559	0.01180	0.00252	0.01111	0.05000	0.01460	0.03409
MYT-SBWM\FLE	21	2	0.05189	0.04615	0.04551	0.04107	0.00896	0.01250	0.21250	0.02962	0.05934
MYT-SBWM\PA	21	2	0.1653	0.1676	0.1657	0.0479	0.0104	0.0929	0.2308	0.1196	0.2154
MYT-SBWM\ANT	21	2	0.0312	0.0143	0.0166	0.0694	0.0152	0.0088	0.3312	0.0121	0.0160
MYT-SBWM\PAM1	21	2	0.0955	0.0618	0.0768	0.1081	0.0236	0.0286	0.5187	0.0441	0.0967
MYT-SBWM\FLU	20	2	0.1499	0.1223	0.1417	0.0842	0.0188	0.0600	0.3857	0.0837	0.2042
MYT-SBWM\PYR	20	2	0.0495	0.0323	0.0415	0.0507	0.0113	0.0143	0.2286	0.0218	0.0500
MYT-SBWM\BAA	20	2	0.03767	0.03542	0.03312	0.02934	0.00656	0.01429	0.14286	0.01778	0.04214
MYT-SBWM\CHR	20	2	0.0986	0.0670	0.0842	0.0868	0.0194	0.0286	0.4286	0.0510	0.1256
MYT-SBWM\BBF	21	2	0.1042	0.0500	0.0847	0.1299	0.0284	0.0214	0.5562	0.0385	0.1054
MYT-SBWM\BJKF	21	2	0.02561	0.01538	0.02063	0.02943	0.00642	0.01000	0.13571	0.01292	0.02338
MYT-SBWM\BEP	21	2	0.0761	0.0467	0.0663	0.0771	0.0168	0.0200	0.3187	0.0336	0.0879
MYT-SBWM\BAP	21	2	0.03212	0.01538	0.02670	0.04124	0.00900	0.01111	0.15625	0.01333	0.02225
MYT-SBWM\PER	22	2	0.01489	0.01429	0.01394	0.00730	0.00156	0.00588	0.04286	0.01160	0.01571
MYT-SBWM\ICDP	22	2	0.0505	0.0257	0.0394	0.0746	0.0159	0.0111	0.3125	0.0131	0.0407
MYT-SBWM\DBA											

**Vedlegg C**  
**Forholdet mellom total-PCB og  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> i blåskjell**  
*Relation between total PCB and  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> in blue mussel*

**St. 3, 14, 15, 22, 30, 31, 35, 36, 52, 56, 57, 63, 65, 71, 73, 74, 76, 82, 84, 87**  
**1988-1990**

**Total PCB bestemt ut fra 6 topper i kromatogrammet og likhet med Aroclor 1254**  
*Total PCB quantified using six peaks in the chromatogram and comparison with Aroclor 1254*

$$\Sigma\text{PCB}_7 = \Sigma(\text{CB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180})$$

Total PCB (**sum-PCB**) quantified using six peaks in the chromatogram and comparison to Aroclor 1254

**sum-CB** =  $\Sigma(\text{CB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180})$

**Blue mussel samples from diffusely/moderately effected areas** and include stations: 3, 14, 15, 22, 30, 31, 35, 36, 52, 56, 57, 63, 65, 71, 73, 74, 76, 82, 84, 87 for the period 1988-1990. 71 samples were used.

MTB > regr c9 1 c17 c48-c49;

SUBC> coefficients c50.

The regression equation is

sum-PCB = 1.77 sum-CB

71 cases used 26 cases contain missing values

Predictor	Coef	Stdev	t-ratio	p
Noconstant				
sum-CB	1.77107	0.07030	25.19	0.000

s = 4.654

Analysis of Variance

SOURCE	DF	SS	MS	F	p
Regression	1	13745	13745	634.67	0.000
Error	70	1516	22		
Total	71	15261			

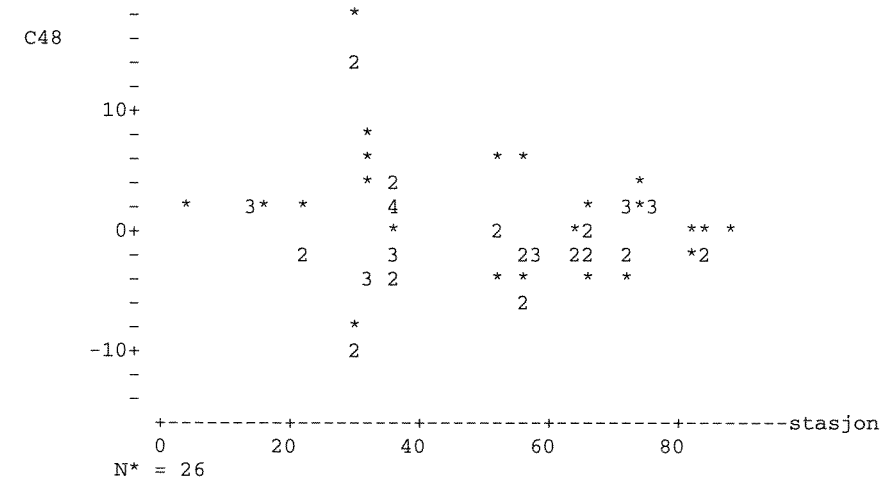
Unusual Observations

Obs.	sum-CB	sum-PCB	Fit	Stdev.Fit	Residual	St.Resid
5	25.1	34.000	44.454	1.765	-10.454	-2.43RX
6	22.1	30.000	39.141	1.554	-9.141	-2.08RX
7	22.0	30.000	38.964	1.547	-8.964	-2.04RX
8	21.4	55.000	37.901	1.504	17.099	3.88RX
9	18.2	47.000	32.234	1.279	14.766	3.30RX
10	18.7	47.000	33.119	1.315	13.881	3.11RX

R denotes an obs. with a large st. resid.

X denotes an obs. whose X value gives it large influence.

Plot of residuals (C48)



**Blue mussel samples from diffusely effected areas** and include stations: 3, 14, 15, 22, 35, 36, 57, 63, 65, 73, 74, 76, 77, 84, 87 for the period 1988-1990. 43 samples were used.

MTB > regr c9 1 c17 c48-c49;

SUBC> coefficients c50.

The regression equation is

sum-PCB = 1.69 sum-CB

43 cases used 14 cases contain missing values

Predictor	Coef	Stdev	t-ratio	p
Noconstant				
sum-CB	1.69420	0.07449	22.74	0.000

s = 2.083

Analysis of Variance

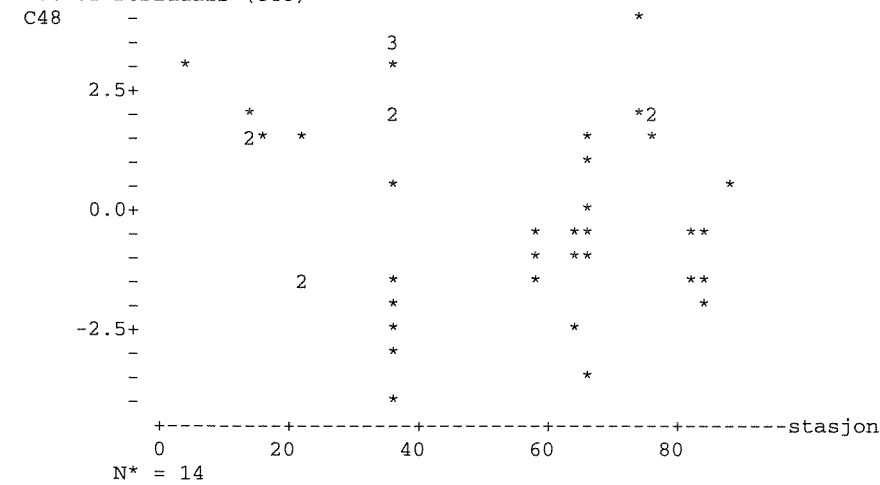
SOURCE	DF	SS	MS	F	p
Regression	1	2245.6	2245.6	517.30	0.000
Error	42	182.3	4.3		
Total	43	2427.9			

Unusual Observations

Obs.	sum-CB	sum-PCB	Fit	Stdev.Fit	Residual	St.Resid
5	7.80	10.000	13.215	0.581	-3.215	-1.61 X
6	7.90	11.000	13.384	0.588	-2.384	-1.19 X

X denotes an obs. whose X value gives it large influence.

Plot of residuals (C48)





**Vedlegg D**  
**Sammenheng mellom kvikksølvinnhold og**  
**lengde hos torsk fra JMP-stasjonene 30 og 36 1987-1992**

*Correlation between mercury concentrations and length in  
cod from JMP stations 30 and 36 1987-1992*

**Correlation between mercury and cod length, st. 30 and 36 (Oslofjorden) 1987-93**

The regression equation is

$$\text{Hg-mw} = 0.0491 + 0.000038 \times \text{length (mm)}$$

Predictor	Coef	Stdev	t-ratio	p
Constant	0.049144	0.007064	6.96	0.000
length (mm)	0.00003754	0.00000467	8.04	0.000

s = 0.05415      R-sq = 18.3%      R-sq(adj) = 18.1%

**Analysis of Variance**

SOURCE	DF	SS	MS	F	p
Regression	1	0.18962	0.18962	64.66	0.000
Error	288	0.84462	0.00293		
Total	289	1.03423			

**Raw data**

Raw data

count	mean	stdev	min	max	st.	yr	mm	dd	no.	length (mm)	weight (g)	dw %	lw %	sex 1=Male	age (yr)	Hg ppm w.w.
290	36	93	12	30	25					290	290	290	25		290	290.000
										502.47	1351.2414	21.62	0.1	1.534483	3.1655	0.100
										81.932	682.37143	5.233	0.1	0.499672	1.3022	0.060
										355	429	16.27	0.1		1	0.002
										750	4237	50.81	0.3		2	0.360
										length	weight	dw	lw	sex	age	Hg
										(mm)	(g)	%	%	1=Male	(yr)	ppm w.w.
										610	2085	21	*	2	5	0.080
										540	1330	20.6	*	1	6	0.138
										395	699	22.3	*	2	4	0.062
										485	1150	21	*	1	5	0.126
										440	869	21.9	*	2	5	0.114
										415	638	20.9	*	2	4	0.063
										370	474	22	*	1	3	0.053
										360	451	23	*	2	4	0.002
										380	546	21.8	*	1	4	0.048
										595	1560	23.6	*	1	6	0.283
										455	929	21.9	*	1	3	0.112
										535	1424	21.8	*	2	6	0.037
										445	989	22.8	*	2	3	0.046
										660	2403	20.2	*	1	6	0.250
										585	1580	19.5	*	1	6	0.250
										395	689	22.5	*	1	4	0.047
										430	744	21.1	*	1	2	0.055
										495	900	20.8	*	1	5	0.089
										460	960	21.7	*	2	4	0.154
										465	1200	22	*	1	6	0.156
										510	1073	20.9	*	1	4	0.096
										440	918	22.1	*	1	6	0.221
										445	872	22.6	*	2	4	0.138
										665	2502	20.6	*	2	5	0.179
										530	1518	21.7	*	1	6	0.156
										610	2165	16.27	*	2	7	0.098
										670	2723	22.31	*	2	5	0.178
										550	1806	17.47	*	2	5	0.105
										450	960	22.68	*	1	3	0.091
										500	1412	21.71	*	2	2	0.130
										535	1403	26.23	*	1	2	0.079
										615	2378	26.78	*	2	2	0.080
										570	1860	22.02	*	2	3	0.154
										540	1519	29.98	*	1	4	0.150
										510	1415	22.55	*	1	2	0.113
										625	2513	22.42	*	2	5	0.202
										560	1821	22.42	*	2	3	0.179
										620	2254	24.45	*	1	5	0.293
										555	1891	21.16	*	1	5	0.233
										580	1851	21.14	*	1	6	0.211
										470	1042	24.62	*	1	1	0.123
										505	1024	21.63	*	1	2	0.108
										510	1201	22.06	*	2	4	0.132
										475	1104	20.88	*	2	2	0.167
										475	898	21.14	*	2	3	0.148
										445	858	21.47	*	2	3	0.129
										425	761	22.73	*	2	2	0.068
										470	1284	22.35	*	1	2	0.089
										470	1084	23.82	*	1	2	0.119
										475	1037	21.68	*	2	2	0.217
										420	744	19.8	*	1	3	0.120
										460	1161	19.9	*	1	4	0.130
										470	1147	19.8	*	2	5	0.120
										480	1028	18.5	*	1	4	0.070
										480	977	19.6	*	2	3	0.050
										480	1035	18.8	*	1	4	0.070
										490	1484	19.8	*	2	3	0.130
										500	1568	19.4	*	1	6	0.120
										510	1334	19.7	*	2	3	0.140
										510	1580	20	*	2	4	0.140
										530	1644	19.5	*	1	4	0.140
										540	1632	20.2	*	2	5	0.080
										540	1368	19.8	*	2	3	0.260
										550	1867	20.1	*	1	4	0.080
										550	1765	20.3	*	2	4	0.170

66	30	90	12	4	16	560	1932	21	*	2	4	0.120
67	30	90	12	4	17	560	1877	20.3	*	2	4	0.100
68	30	90	12	4	18	560	1979	20.9	*	1	4	0.090
69	30	90	12	4	19	570	2077	20.1	*	2	4	0.110
70	30	90	12	4	20	570	1826	19.5	*	2	4	0.140
71	30	90	12	4	21	580	2243	20.4	*	2	4	0.150
72	30	90	12	4	22	620	2635	20.3	*	1	5	0.350
73	30	90	12	4	23	620	2344	20.5	*	2	2	0.080
74	30	90	12	4	24	620	2708	20.7	*	2	2	0.360
75	30	90	12	4	25	650	2942	20.2	*	2	2	0.180
76	30	91	10	3	1	400	602	19.6	*	2	2	0.120
77	30	91	10	3	2	410	665	20.1	*	1	2	0.090
78	30	91	10	3	3	410	725	20	*	2	2	0.090
79	30	91	10	3	4	420	774	19.9	*	2	2	0.100
80	30	91	10	3	5	420	750	19.9	*	1	2	0.100
81	30	91	10	3	6	430	798	19.8	*	1	2	0.090
82	30	91	10	3	7	440	767	19.3	*	1	2	0.060
83	30	91	10	3	8	450	906	19.4	*	1	2	0.080
84	30	91	10	3	9	450	956	19.9	*	1	2	0.080
85	30	91	10	3	10	470	951	19.2	*	2	2	0.080
86	30	91	10	3	11	490	1095	18.6	*	2	2	0.070
87	30	91	10	3	12	500	1132	19.4	*	1	2	0.140
88	30	91	10	3	13	510	1063	19.1	*	2	2	0.100
89	30	91	10	3	14	510	1427	19.2	*	2	2	0.060
90	30	91	10	3	15	520	1155	18.2	*	2	3	0.220
91	30	91	10	3	16	520	1417	18.8	*	2	3	0.140
92	30	91	10	3	17	550	1469	18.9	*	2	4	0.160
93	30	91	10	3	18	560	1656	19.2	*	1	3	0.080
94	30	91	10	3	19	560	1728	19.3	*	2	3	0.090
95	30	91	10	3	20	600	2093	20.5	*	1	4	0.010
96	30	91	10	3	21	630	2433	18.1	*	2	4	0.260
97	30	91	10	3	22	680	2903	18.7	*	1	5	0.150
98	30	91	10	3	23	720	3264	19.9	*	2	5	0.010
99	30	91	10	3	24	740	3768	20.5	*	2	5	0.130
100	30	91	10	3	25	750	3617	19.7	*	2	5	0.010
101	30	92	12	30	1	360	520	19	*	2	3	0.120
102	30	92	12	30	2	370	536.8	20.7	*	1	4	0.100
103	30	92	12	30	4	400	671.7	20.5	*	1	3	0.110
104	30	92	12	30	5	405	769.8	20.1	*	2	3	0.130
105	30	92	12	30	6	410	837.2	21.2	*	1	3	0.060
106	30	92	12	30	7	410	807.4	20.1	*	1	3	0.110
107	30	92	12	30	8	420	736.6	19.3	*	2	5	0.100
108	30	92	12	30	9	440	925.3	19	*	2	5	0.110
109	30	92	12	30	10	470	989.5	20.4	*	1	3	0.120
110	30	92	12	30	11	480	1014.2	18.9	*	2	4	0.160
111	30	92	12	30	12	485	1059.1	18.5	*	1	4	0.120
112	30	92	12	30	13	500	1398.9	18.5	*	2	4	0.260
113	30	92	12	30	14	510	1522.8	18.9	*	2	4	0.150
114	30	92	12	30	15	550	1646.1	19	*	2	3	0.220
115	30	92	12	30	16	555	1662.7	19.1	*	2	4	0.140
116	30	92	12	30	17	560	1959.1	19.3	*	1	3	0.150
117	30	92	12	30	18	620	2535.1	20	*	2	4	0.130
118	30	93	11	6	1	390	696.2	18.5	*	1	4	0.119
119	30	93	11	6	2	390	866.4	20.2	*	1	5	0.063
120	30	93	11	6	3	400	765.3	21.3	*	2	4	0.073
121	30	93	11	6	4	450	874.1	18.9	*	1	4	0.147
122	30	93	11	6	5	450	1124.3	18.3	*	2	4	0.137
123	30	93	11	6	6	460	939.8	19.3	*	2	5	0.101
124	30	93	11	6	7	470	1148	18.6	*	2	4	0.125
125	30	93	11	6	8	480	1271.3	19	*	1	5	0.175
126	30	93	11	6	9	480	1235.8	19.9	*	1	4	0.136
127	30	93	11	6	10	480	1200	18.7	*	1	5	0.213
128	30	93	11	6	11	480	1166.1	19.2	*	1	6	0.097
129	30	93	11	6	12	490	1341.1	19.6	*	1	5	0.044
130	30	93	11	6	13	510	1280.8	19	*	2	5	0.206
131	30	93	11	6	14	520	1408.3	19.8	*	1	5	0.156
132	30	93	11	6	15	530	1519.7	20.1	*	1	5	0.070
133	30	93	11	6	16	530	1712.3	20	*	1	4	0.100
134	30	93	11	6	17	540	1680.9	19.7	*	1	3	0.087
135	30	93	11	6	18	560	1577.4	17.7	*	1	5	0.312
136	30	93	11	6	19	590	2207	19.4	*	1	4	0.160
137	30	93	11	6	20	610	2198.8	22.5	*	1	5	0.130
138	30	93	11	6	21	640	2930.9	20.6	*	1	5	0.094
139	30	93	11	6	22	660	2946.6	20.1	*	1	5	0.155
140	30	93	11	6	23	690	3070.7	17.7	*	2	5	0.280
141	30	93	11	6	24	690	3030	19.6	*	2	5	0.236
142	36	87	1	5	1	445	876	20.2	0.1	1	2	0.040
143	36	87	1	5	2	470	852	20.9	0.1	1	2	0.048
144	36	87	1	5	3	460	1000	20.7	0.1	1	2	0.027
145	36	87	1	5	4	460	1000	20.2	0.2	1	2	0.057
146	36	87	1	5	5	445	694	25.5	0.1	1	2	0.054
147	36	87	1	5	6	400	591	19.8	0.1	1	2	0.042
148	36	87	1	5	7	430	698	20.5	0.1	2	2	0.043
149	36	87	1	5	8	450	795	17.9	0.2	2	2	0.021
150	36	87	1	5	9	480	1098	17.8	0.1	1	2	0.052
151	36	87	1	5	10	400	626	19.8	0.2	2	2	0.034
152	36	87	1	5	11	465	708	20.3	0.1	1	2	0.035
153	36	87	1	5	12	410	573	20.2	0.3	2	2	0.026
154	36	87	1	5	13	465	727	20.2	0.1	1	2	0.038
155	36	87	1	5	14	465	901	20.7	0.1	1	2	0.035
156	36	87	1	5	15	420	744	19	0.1	1	2	0.030
157	36	87	1	5	16	445	791	20	0.1	1	2	0.040
158	36	87	1	5	17	420	624	21.2	0.1	1	2	0.023
159	36	87	1	5	18	395	588	20.8	0.1	2	2	0.021
160	36	87	1	5	19	490	1158	20.3	0.1	2	2	0.039
161	36	87	1	5	20	410	604	20.7	0.1	1	2	0.033
162	36	87	1	5	21	400	557	21.5	0.1	2	1	0.026
163	36	87	1	5	22	400	532	19.89	0.1	1	2	0.036
164	36	87	1	5	23	405	605	18.5	0.1	1	2	0.035
165	36	87	1	5	24	405	636	20.6	0.1	2	2	0.021
166	36	87	1	5	25	380	507	17.4	0.1	2	2	0.037
167	36	88	12	13	1	470	866	20.6	*	2	4	0.064
168	36	88	12	13	2	560	1521	21.7	*	2	4	0.074
169	36	88	12	13	3	590	1846	25.2	*	2	3	0.108
170	36	88	12	13	4	530	1328	22.3	*	2	3	0.064
171	36	88	12	13	5	605	1977	22.3	*	1	4	0.060
172	36	88	12	13	6	695	3080	21.6	*	1	3	0.127
173	36	88	12	13	7	485	1172	21.9	*	2	3	0.057
174	36	88	12	13	8	510	1327	22.7	*	1	4	0.082
175	36	88	12	13	9	465	825	19.8	*	1	3	0.067
176	36	88	12	13	10	400	652	20.8	*	2	1	0.012
177	36	88	12	13	11	480	1055	20.6	*	2	4	0.049
178	36	88	12	13	12	365	429	20	*	2	1	0.038
179	36	88	12	13	13	505	1168	22.9	*	1	2	0.053

180	36	88	12	13	14	490	1016	21.5	*	2	2	0.073
181	36	88	12	13	15	490	1180	21.2	*	2	2	0.049
182	36	88	12	13	16	580	1642	18.1	*	2	3	0.107
183	36	88	12	13	17	435	829	20.3	*	1	3	0.057
184	36	88	12	13	18	595	2181	21.6	*	2	4	0.073
185	36	88	12	13	19	720	3330	18.6	*	1	6	0.149
186	36	88	12	13	20	695	3059	21.5	*	1	5	0.181
187	36	88	12	13	21	540	1424	21.6	*	2	4	0.084
188	36	88	12	13	22	635	2447	20.6	*	2	4	0.072
189	36	88	12	13	23	490	1147	22	*	2	3	0.051
190	36	88	12	13	24	450	752	21.3	*	2	4	0.055
191	36	88	12	13	25	360	503	20.8	*	2	1	0.029
192	36	89	12	1	1	595	2180	42.37	*	2	1	0.127
193	36	89	12	1	2	500	1177	31.14	*	2	1	0.093
194	36	89	12	1	3	430	643	38.81	*	2	1	0.116
195	36	89	12	1	4	535	1463	42.58	*	1	1	0.128
196	36	89	12	1	5	595	1641	21.8	*	1	4	0.153
197	36	89	12	1	6	420	697	34.74	*	2	1	0.104
198	36	89	12	1	7	355	456	42.34	*	2	1	0.127
199	36	89	12	1	8	400	655	25.21	*	1	1	0.050
200	36	89	12	1	9	555	2162	31.8	*	1	4	0.064
201	36	89	12	1	10	460	941	50.81	*	2	2	0.051
202	36	89	12	1	11	515	1205	46.69	*	2	2	0.047
203	36	89	12	1	12	520	1325	24.69	*	2	1	0.049
204	36	89	12	1	13	390	441	43.67	*	2	1	0.044
205	36	89	12	1	14	395	526	23.86	*	2	2	0.072
206	36	89	12	1	15	450	809	35.42	*	1	2	0.071
207	36	89	12	1	16	450	934	29.84	*	2	3	0.060
208	36	89	12	1	17	475	1063	22.06	*	1	1	0.066
209	36	89	12	1	18	495	1028	38.41	*	2	1	0.077
210	36	89	12	1	19	540	1653	42.34	*	2	2	0.042
211	36	89	12	1	20	495	1010	35.54	*	2	1	0.071
212	36	89	12	1	21	480	1124	42.45	*	1	2	0.042
213	36	89	12	1	22	700	4237	30.6	*	2	4	0.092
214	36	89	12	1	23	450	940	22.06	*	2	1	0.044
215	36	89	12	1	24	475	1357	46.87	*	1	2	0.047
216	36	89	12	1	25	370	478	43.82	*	2	1	0.088
217	36	90	11	5	1	380	518	19.6	*	2	1	0.040
218	36	90	11	5	2	390	549	21.7	*	2	1	0.040
219	36	90	11	5	3	410	643	19.7	*	1	1	0.040
220	36	90	11	5	4	420	708	18.5	*	1	1	0.050
221	36	90	11	5	5	430	821	19.3	*	2	1	0.050
222	36	90	11	5	6	430	836	19.6	*	1	3	0.110
223	36	90	11	5	7	430	771	18.9	*	1	1	0.060
224	36	90	11	5	8	440	941	19.1	*	1	1	0.060
225	36	90	11	5	9	450	982	19.4	*	2	3	0.100
226	36	90	11	5	10	470	1035	19	*	2	2	0.100
227	36	90	11	5	11	490	1328	18.3	*	2	3	0.110
228	36	90	11	5	12	500	1026	21	*	1	3	0.100
229	36	90	11	5	13	520	1289	20.8	*	1	3	0.080
230	36	90	11	5	14	550	1333	17.1	*	2	3	0.070
231	36	90	11	5	15	550	1365	20.2	*	1	3	0.120
232	36	90	11	5	16	560	1601	19.9	*	1	3	0.110
233	36	90	11	5	17	580	1794	19.2	*	1	4	0.160
234	36	90	11	5	18	580	1872	20.4	*	2	3	0.130
235	36	90	11	5	19	590	2035	19	*	1	3	0.110
236	36	90	11	5	20	600	1964	17.4	*	1	3	0.080
237	36	90	11	5	21	600	1775	19.7	*	1	3	0.130
238	36	90	11	5	22	600	1795	21.3	*	2	3	0.080
239	36	90	11	5	23	620	2231	18.2	*	2	2	0.170
240	36	90	11	5	24	660	2630	19	*	1	4	0.180
241	36	91	12	1	1	390	621	21.5	*	1	2	0.060
242	36	91	12	1	2	390	695	18.7	*	1	2	0.030
243	36	91	12	1	3	420	722	18.6	*	1	2	0.030
244	36	91	12	1	4	430	792	21.4	*	1	3	0.050
245	36	91	12	1	5	450	1031	19.5	*	2	3	0.050
246	36	91	12	1	6	470	1064	20	*	2	3	0.090
247	36	91	12	1	7	470	1111	19.4	*	2	3	0.070
248	36	91	12	1	8	490	1307	20.3	*	1	3	0.080
249	36	91	12	1	9	490	1220	19.4	*	1	3	0.080
250	36	91	12	1	10	500	1215	19.9	*	1	3	0.070
251	36	91	12	1	11	500	1279	20.6	*	2	3	0.060
252	36	91	12	1	12	500	1210	19.4	*	2	3	0.050
253	36	91	12	1	13	500	1398	21.4	*	1	3	0.090
254	36	91	12	1	14	500	1552	20.8	*	1	3	0.100
255	36	91	12	1	15	500	1585	19.5	*	2	3	0.050
256	36	91	12	1	16	510	1325	19	*	1	3	0.050
257	36	91	12	1	17	520	1558	21.6	*	1	3	0.100
258	36	91	12	1	18	530	1307	21.1	*	2	3	0.150
259	36	91	12	1	19	530	1686	19.5	*	2	3	0.100
260	36	91	12	1	20	540	1558	21.5	*	2	3	0.060
261	36	91	12	1	21	550	1761	18.4	*	1	3	0.100
262	36	91	12	1	22	560	2064	19.4	*	2	3	0.110
263	36	91	12	1	23	590	2126	20.4	*	2	3	0.090
264	36	91	12	1	24	590	1812	19.8	*	1	3	0.120
265	36	91	12	1	25	620	2601	20.7	*	2	3	0.100
266	36	92	12	15	1	370	562.9	20	*	1	2	0.050
267	36	92	12	15	2	380	542.4	18.2	*	1	2	0.040
268	36	92	12	15	3	390	589.7	18.8	*	2	2	0.040
269	36	92	12	15	4	395	553.3	18.8	*	1	2	0.040
270	36	92	12	15	5	420	807.7	19.9	*	2	3	0.080
271	36	92	12	15	6	440	848.2	20.1	*	2	3	0.050
272	36	92	12	15	7	440	787.9	20.3	*	1	3	0.110
273	36	92	12	15	8	450	774.2	18.3	*	2	3	0.080
274	36	92	12	15	9	490	1179.7	19.4	*	2	3	0.080
275	36	92	12	15	10	490	1254.1	18.9	*	1	3	0.070
276	36	92	12	15	11	500	1332.6	19.9	*	2	3	0.050
277	36	92	12	15	12	500	1370	20.5	*	1	3	0.070
278	36	92	12	15	13	510	1312.8	19	*	1	3	0.050
279	36	92	12	15	14	510	1296.1	19.5	*	1	4	0.080
280	36	92	12	15	15	520	1447.2	20.2	*	2	3	0.070
281	36	92	12	15	16	520	1512.5	18.7	*	1	3	0.080
282	36	92	12	15	17	540	1662.7	19.8	*	2	3	0.050
283	36	92	12	15	18	560	1965.1	19.9	*	2	4	0.100
284	36	92	12	15	19	570	1744	19.5	*	2	4	0.130
285	36	92	12	15	20	570	1759.6	19.5	*	2	4	0.100
286	36	92	12	15	21	575	1661.5	19.7	*	2	4	0.080
287	36	92	12	15	22	600	2113.9	21	*	1	3	0.050
288	36	92	12	15	23	605	2376.8	18.9	*	2	4	0.060
289	36	92	12	15	24	610	2047.3	19.2	*	2	4	0.090
290	36	92	12	15	25	660	2967.7	20	*	2	4	0.110

**Vedlegg E**  
**Sammenheng mellom innhold av metaller og fett**  
**i torskelever fra JMP stasjonene 30 og 36 1990-1993**

*Correlation between metals and fat in cod liver from JMP  
stations 30 and 36 1990-1993*

**sortert etter:**

**Kadmium** *Cadmium (Cd)*

**Kobber** *Copper (Cu)*

**Bly** *Lead (Pb)*

**Sink** *Zinc (Zn)*

## Kadmium Cadmium (Cd)

```
MTB > note transformation of contaminant (c12 ppm w.w.) to lgXX
MTB > let c12 = loge(c12)
MTB > variables station (c1) and year (c2) and covariable fat ( C9 lw %)
```

```
MTB > glm c14 = c1 c2 c9 c1*c9 c2*c9;
SUBC> covariable c9.
```

```
Factor    Levels Values
station    2      30    36
year       4      90    91    92    93
```

Analysis of Variance for lgXX-ww

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
station	1	44.026	7.608	7.608	23.05	0.000
year	3	19.823	3.994	1.331	4.03	0.009
lw.%	1	36.662	29.384	29.384	89.03	0.000
station*lw.%	1	1.238	0.626	0.626	1.90	0.170
year*lw.%	3	1.735	1.735	0.578	1.75	0.159
Error	153	50.495	50.495	0.330		
Total	162	153.978				

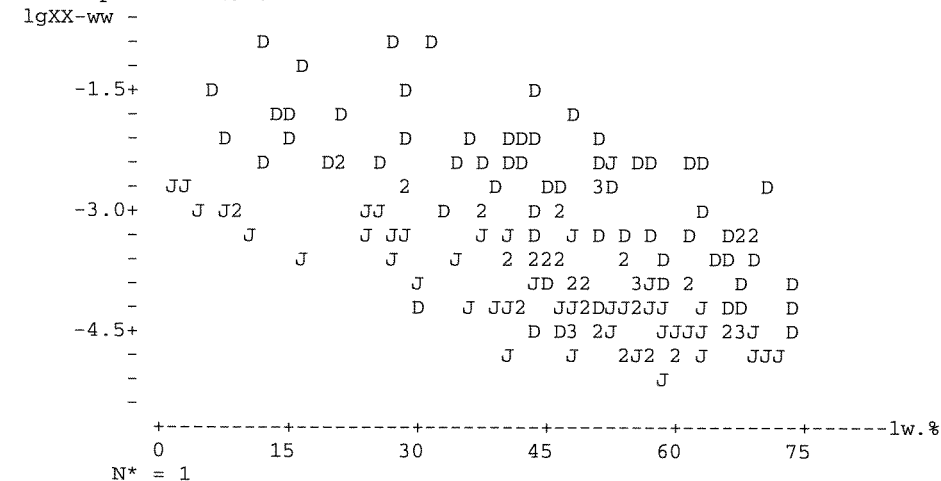
Term	Coeff	Stdev	t-value	P
Constant	-2.0471	0.1630	-12.56	0.000
station				
30	0.6738	0.1403	4.80	0.000
year				
90	-0.0821	0.2438	-0.34	0.737
91	-0.9461	0.3041	-3.11	0.002
92	0.0453	0.2146	0.21	0.833
lw.%	-0.030639	0.003247	-9.44	0.000
lw.-%*station				
30	-0.003953	0.002870	-1.38	0.170
lw.-%*year				
90	0.000484	0.004811	0.10	0.920
91	0.012210	0.005778	2.11	0.036
92	-0.000068	0.004833	-0.01	0.989

Unusual Observations for lgXX-ww

Obs.	lgXX-ww	Fit	Stdev.Fit	Residual	St.Resid
1	-4.34281	-2.48543	0.14383	-1.85737	-3.34R
10	-2.60369	-3.84632	0.15348	1.24263	2.24R
19	-4.71053	-3.41998	0.10773	-1.29055	-2.29R
26	-4.60517	-3.29305	0.11194	-1.31212	-2.33R
27	-4.50986	-3.36020	0.10524	-1.14966	-2.04R
29	-4.82831	-3.66235	0.12715	-1.16596	-2.08R
35	-2.50104	-2.58579	0.29151	0.08475	0.17 X
73	-4.01738	-2.65216	0.11740	-1.36523	-2.43R
140	-2.40795	-4.43722	0.09692	2.02928	3.58R

R denotes an obs. with a large st. resid.  
X denotes an obs. whose X value gives it large influence.

```
MTB > lplot c14 c9 c1
```



## Kobber Copper (Cu)

```
MTB > note transformation of contaminant (c12 ppm w.w.) to lgXX
MTB > let c12 = loge(c12)
MTB > variables station (c1) and year (c2) and covariable fat ( C9 lw %)
```

```
MTB > glm c14 = c1 c2 c9 c1*c9 c2*c9;
SUBC> covariable c9.
```

```
Factor   Levels Values
station   2    30    36
year      4    90    91    92    93
Analysis of Variance for lgXX-ww
```

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
station	1	7.0589	0.5032	0.5032	1.58	0.210
year	3	3.7396	0.1824	0.0608	0.19	0.902
lw.%	1	2.5178	1.1004	1.1004	3.47	0.065
station*lw.%	1	2.9075	3.2400	3.2400	10.20	0.002
year*lw.%	3	0.4370	0.4370	0.1457	0.46	0.712
Error	153	48.5841	48.5841	0.3175		
Total	162	65.2448				

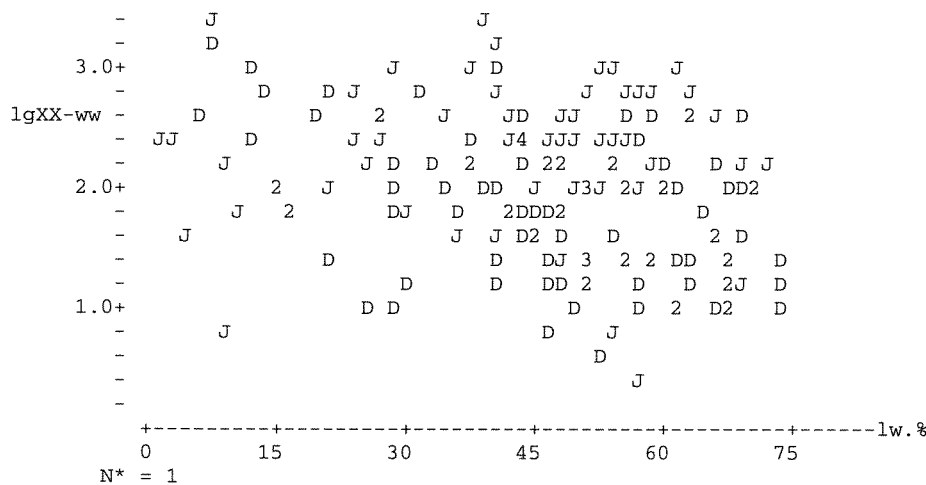
Term	Coeff	Stdev	t-value	P
Constant	2.3042	0.1598	14.42	0.000
station				
30	0.1733	0.1377	1.26	0.210
year				
90	0.1084	0.2392	0.45	0.651
91	-0.0009	0.2983	-0.00	0.998
92	0.1204	0.2105	0.57	0.568
lw.%	-0.005929	0.003185	-1.86	0.065
lw.%*station				
30	-0.008993	0.002815	-3.19	0.002
lw.%*year				
90	-0.001661	0.004720	-0.35	0.725
91	-0.004676	0.005668	-0.83	0.411
92	-0.001463	0.004741	-0.31	0.758

Unusual Observations for lgXX-ww

Obs.	lgXX-ww	Fit	Stdev.Fit	Residual	St.Resid
16	2.67415	1.43011	0.14882	1.24404	2.29R
35	2.37024	2.24336	0.28594	0.12689	0.26 X
39	3.00568	1.68481	0.12022	1.32087	2.40R
47	2.66723	1.39672	0.10797	1.27051	2.30R
90	0.67803	1.87425	0.11995	-1.19621	-2.17R
103	3.34286	2.25001	0.20722	1.09286	2.09R
117	0.88377	2.04246	0.09459	-1.15869	-2.09R
142	0.79299	2.26639	0.19425	-1.47339	-2.79R
145	0.31481	2.34209	0.14653	-2.02728	-3.73R

R denotes an obs. with a large st. resid.  
X denotes an obs. whose X value gives it large influence.

```
MTB > lplot c14 c9 c1
```



## Bly Lead (Pb)

```
MTB > note transformation of contaminant (c12 ppm w.w.) to lgXX
MTB > let c12 = loge(c12)
MTB > variables station (c1) and year (c2) and covariable fat ( C9 lw %)
```

```
MTB > glm c14 = c1 c2 c9 c1*c9 c2*c9;
SUBC> covariable c9.
```

```
Factor    Levels Values
station    2      30    36
year       4      90    91    92    93
```

Analysis of Variance for lgXX-ww

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
station	1	38.8134	17.2723	17.2723	43.86	0.000
year	3	17.9681	5.3368	1.7789	4.52	0.005
lw.%	1	13.1757	11.3146	11.3146	28.73	0.000
station*lw.%	1	6.5464	4.2472	4.2472	10.78	0.001
year*lw.%	3	2.1299	2.1299	0.7100	1.80	0.149
Error	153	60.2552	60.2552	0.3938		
Total	162	138.8889				

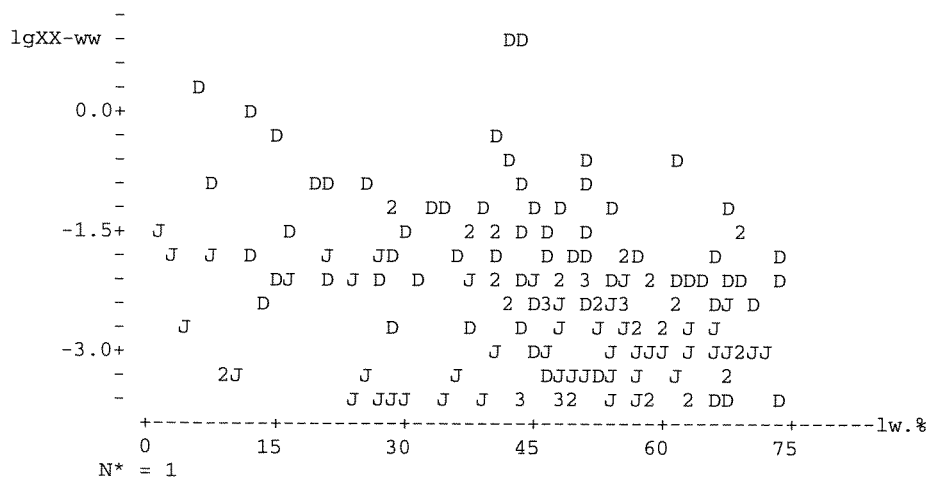
Term	Coeff	Stdev	t-value	P
Constant	-1.5200	0.1780	-8.54	0.000
station				
30	1.0153	0.1533	6.62	0.000
year				
90	0.5662	0.2664	2.13	0.035
91	-0.6102	0.3322	-1.84	0.068
92	-0.4953	0.2344	-2.11	0.036
lw.%	-0.019012	0.003547	-5.36	0.000
lw.%*station				
30	-0.010296	0.003135	-3.28	0.001
lw.%*year				
90	0.000964	0.005256	0.18	0.855
91	0.010714	0.006312	1.70	0.092
92	0.004871	0.005280	0.92	0.358

Unusual Observations for lgXX-ww

Obs.	lgXX-ww	Fit	Stdev.Fit	Residual	St.Resid
35	-1.83258	-1.33616	0.31844	-0.49642	-0.92 X
37	-0.18633	-1.86798	0.13346	1.68165	2.74R
55	-0.69315	-2.49803	0.19636	1.80488	3.03R
58	0.19062	-1.15396	0.22840	1.34458	2.30R
61	-0.01005	-1.28103	0.20098	1.27098	2.14R
68	0.77011	-1.94187	0.13749	2.71198	4.43R
71	1.01160	-1.90977	0.13994	2.92137	4.78R
72	-2.81341	-1.28611	0.22157	-1.52730	-2.60R
82	-3.50656	-2.14364	0.12846	-1.36291	-2.22R

R denotes an obs. with a large st. resid.  
X denotes an obs. whose X value gives it large influence.

```
MTB > lplot c14 c9 c1
```





## Sink Zinc (Zn)

```
MTB > note transformation of contaminant (c12 ppm w.w.) to lgXX
MTB > let c12 = loge(c12)
MTB > variables station (c1) and year (c2) and covariable fat ( C9 lw %)
```

```
MTB > glm c14 = c1 c2 c9 c1*c9 c2*c9;
SUBC> covariable c9.
```

Factor	Levels	Values
station	2	30 36
year	4	90 91 92 93

Analysis of Variance for lgXX-ww

Source	DF	Seq SS	Adj SS	Adj MS	F	P
station	1	1.4502	0.0987	0.0987	1.40	0.239
year	3	1.6216	0.2294	0.0765	1.08	0.358
lw.%	1	8.5320	6.7365	6.7365	95.46	0.000
station*lw.%	1	0.7325	0.6118	0.6118	8.67	0.004
year*lw.%	3	0.2764	0.2764	0.0921	1.31	0.275
Error	153	10.7968	10.7968	0.0706		
Total	162	23.4096				

Term	Coeff	Stdev	t-value	P
Constant	3.87218	0.07535	51.39	0.000
station				
30	0.07676	0.06489	1.18	0.239
year				
90	-0.0647	0.1128	-0.57	0.567
91	0.1542	0.1406	1.10	0.274
92	-0.16496	0.09922	-1.66	0.098
lw.%	-0.014670	0.001501	-9.77	0.000
lw.%*station				
30	-0.003908	0.001327	-2.94	0.004
lw.%*year				
90	0.000176	0.002225	0.08	0.937
91	-0.003402	0.002672	-1.27	0.205
92	0.003961	0.002235	1.77	0.078

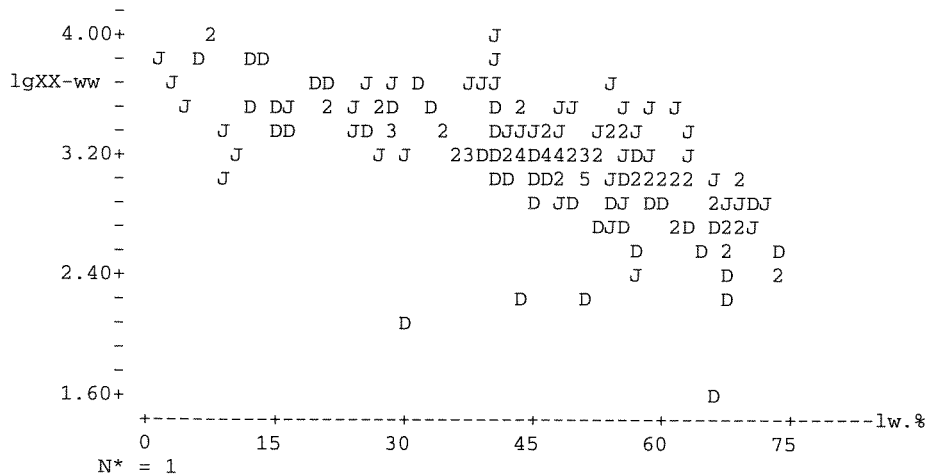
Unusual Observations for lgXX-ww

Obs.	lgXX-ww	Fit	Stdev.Fit	Residual	St.Resid
1	2.12823	3.32849	0.06651	-1.20026	-4.67R
8	2.24071	3.07269	0.04630	-0.83198	-3.18R
11	2.29253	2.95492	0.04461	-0.66238	-2.53R
14	1.62924	2.68256	0.06165	-1.05332	-4.08R
35	3.52342	3.84163	0.13480	-0.31821	-1.39 X
118	3.93378	3.38168	0.06647	0.55211	2.15R
145	2.44235	3.24484	0.06908	-0.80250	-3.13R

R denotes an obs. with a large st. resid.

X denotes an obs. whose X value gives it large influence.

```
MTB > lplot c14 c9 c1
```



**Vedlegg F**  
**Sammenheng mellom innhold av  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>, CB 153,  $\Sigma$ DDT**  
**og HCB i lever av torsk, sandflyndre og rødspette**

*Correlation between  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>, CB 153,  $\Sigma$ DDT and HCB in  
liver of cod, dab and plaice*

**NOTE: concentrations loge transformed**

MTB > note COD vs. DAB =====  
MTB > copy c1 c2 c4 c16-c19 c43-c49;  
SUBC> use c4 = 1 3.

MTB > erase c1-c25  
MTB >  
MTB > note COD vs. DAB - Station 15, 1991, 1993 =====  
MTB > copy c43-c49 c33-c39;  
SUBC> use c43 = 15.  
MTB > copy c33-c39 c33-c39;  
SUBC> use c34 = 91 93.  
MTB > twot c36 c35.

TWOSAMPLE T FOR PCBx7

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	46	-0.840	0.513	0.076
3	5	-1.489	0.564	0.25

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.083, 1.38)  
TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 2.46 P=0.069 DF= 4  
MTB > twot c37 c35.

TWOSAMPLE T FOR CBx153

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	46	-1.974	0.548	0.081
3	5	-2.432	0.613	0.27

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.336, 1.25)  
TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 1.60 P=0.18 DF= 4  
MTB > twot c38 c35.

TWOSAMPLE T FOR DDTx2

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	46	-1.626	0.616	0.091
3	5	-2.568	0.777	0.35

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.056, 1.94)  
TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 2.62 P=0.059 DF= 4  
MTB > twot c39 c35.

TWOSAMPLE T FOR HCBx2

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	46	-3.679	0.384	0.057
3	5	-4.619	0.171	0.076

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.725, 1.155)  
TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 9.89 P=0.0000 DF= 9  
MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)  
\* NOTE \* No data in column

MTB > note COD vs. DAB - station 36, 1990-93 =====

MTB > copy c43-c49 c33-c39;  
SUBC> use c43 = 36.  
MTB > copy c33-c39 c33-c39;  
SUBC> use c34 = 90:93.  
MTB > twot c36 c35.

TWOSAMPLE T FOR PCBx7  
C35 N MEAN STDEV SE MEAN  
1 99 -0.206 0.737 0.074  
3 18 -0.143 0.353 0.083

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.287, 0.161)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= -0.56 P=0.58 DF= 49

MTB > twot c37 c35.

TWOSAMPLE T FOR CBx153  
C35 N MEAN STDEV SE MEAN  
1 99 -1.205 0.778 0.078  
3 18 -1.001 0.343 0.081

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.429, 0.021)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= -1.81 P=0.075 DF= 55

MTB > twot c38 c35.

TWOSAMPLE T FOR DDTx2  
C35 N MEAN STDEV SE MEAN  
1 99 -2.029 0.688 0.069  
3 18 -2.480 0.288 0.068

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.257, 0.645)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 4.65 P=0.0000 DF= 59

MTB > twot c39 c35.

TWOSAMPLE T FOR HCBx2  
C35 N MEAN STDEV SE MEAN  
1 96 -4.183 0.525 0.054  
3 18 -4.583 0.327 0.077

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.210, 0.591)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 4.27 P=0.0001 DF= 35

MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)

```

MTB > note COD vs. DAB - station 77, 1991 =====
MTB > copy c43-c49 c33-c39;
SUBC> use c43 = 77.
MTB > copy c33-c39 c33-c39;
SUBC> use c34 = 91.
MTB > twot c36 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR PCBx7
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    24     -0.363     0.793      0.16
3     3     -1.502     0.534      0.31

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.03, 2.25)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 3.27 P=0.047 DF= 3

```

MTB > twot c37 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR CBx153
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    24     -1.268     0.808      0.16
3     3     -2.364     0.621      0.36

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.60, 2.79)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 2.78 P=0.11 DF= 2

```

MTB > twot c38 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR DDTx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    24     -1.779     0.803      0.16
3     3     -2.795     0.474      0.27

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.00, 2.03)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 3.18 P=0.050 DF= 3

```

MTB > twot c39 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR HCBx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    24     -4.079     0.436      0.089
3     3     -5.329     0.445      0.26

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.080, 2.42)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 4.60 P=0.044 DF= 2

```

MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)

```

```

MTB > note COD vs. DAB - station 98, 1993 =====
MTB > copy c43-c49 c33-c39;
SUBC> use c43 = 98.
MTB > copy c33-c39 c33-c39;
SUBC> use c34 = 93.
MTB > twot c36 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR PCBx7
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -0.784     0.430     0.11
3     4     -2.005     0.526     0.26

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.43, 2.01)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 4.30 P=0.013 DF= 4

```

MTB > twot c37 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR CBx153
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -1.775     0.409     0.10
3     4     -3.107     0.569     0.28

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.37, 2.29)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 4.40 P=0.022 DF= 3

```

MTB > twot c38 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR DDTx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -1.253     0.478     0.12
3     4     -2.503     0.504     0.25

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.48, 2.02)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 4.48 P=0.011 DF= 4

```

MTB > twot c39 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR HCBx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -3.610     0.547     0.14
3     4     -4.606     0.235     0.12

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.60, 1.39)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 5.52 P=0.0001 DF= 12

```

MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)

```

MTB > note COD vs. DAB - All stations =====

MTB > twot c26 c25.

TWOSAMPLE T FOR PCB.7

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	185	-0.434	0.727	0.053
3	30	-0.751	0.874	0.16

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.024, 0.66)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 1.89 P=0.068 DF= 35

MTB > twot c27 c25.

TWOSAMPLE T FOR CB.153

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	185	-1.454	0.778	0.057
3	30	-1.656	0.945	0.17

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (-0.166, 0.57)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 1.12 P=0.27 DF= 35

MTB > twot c28 c25.

TWOSAMPLE T FOR DDT.2

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	185	-1.829	0.711	0.052
3	30	-2.529	0.428	0.078

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.512, 0.888)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 7.45 P=0.0000 DF= 58

MTB > twot c29 c25.

TWOSAMPLE T FOR HCB.2

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	182	-3.991	0.537	0.040
3	30	-4.667	0.370	0.068

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 3: (0.518, 0.833)

TTEST MU 1 = MU 3 (VS NE): T= 8.62 P=0.0000 DF= 51

MTB >

MTB > retr 'col30195'

WORKSHEET SAVED 1/12/1995

Worksheet retrieved from file: col30195.MTW

```

MTB > note COD vs. PLAICE =====
MTB > copy c1 c2 c4 c16-c19 c43-c49;
SUBC> use c4 = 1 4.
MTB > erase c1-c25
MTB >
MTB > note COD vs. PLAICE - Station 15, 1992-93 =====
MTB > copy c43-c49 c33-c39;
SUBC> use c43 = 15.
MTB > copy c33-c39 c33-c39;
SUBC> use c34 = 92 93.
MTB > twot c36 c35.

```

TWOSAMPLE T FOR PCBx7

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	47	-0.903	0.467	0.068
4	5	-2.487	0.282	0.13

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.233, 1.93)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 11.05 P=0.0000 DF= 6

MTB > twot c37 c35.

TWOSAMPLE T FOR CBx153

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	47	-1.933	0.534	0.078
4	5	-3.461	0.314	0.14

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.135, 1.92)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 9.51 P=0.0001 DF= 6

MTB > twot c38 c35.

TWOSAMPLE T FOR DDTx2

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	47	-2.096	0.414	0.060
4	5	-3.895	0.117	0.052

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.632, 1.968)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 22.52 P=0.0000 DF= 18

MTB > twot c39 c35.

TWOSAMPLE T FOR HCBx2

C35	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	47	-3.926	0.297	0.043
4	5	-5.158	0.347	0.16

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (0.784, 1.68)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 7.64 P=0.0016 DF= 4

MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)  
\* NOTE \* No data in column



```

MTB > note COD vs. PLAICE - station 98, 1993 =====
MTB > copy c43-c49 c33-c39;
SUBC> use c43 = 98.
MTB > copy c33-c39 c33-c39;
SUBC> use c34 = 93.
MTB > twot c36 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR PCBx7
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -0.784     0.430     0.11
4     3     -3.409     0.633     0.37

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (0.98, 4.26)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 6.88 P=0.020 DF= 2

```

MTB > twot c37 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR CBx153
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -1.775     0.409     0.10
4     3     -4.670     0.514     0.30

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.55, 4.24)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 9.23 P=0.012 DF= 2

```

MTB > twot c38 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR DDTx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -1.253     0.478     0.12
4     3     -3.977     0.514     0.30

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.35, 4.10)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 8.52 P=0.014 DF= 2

```

MTB > twot c39 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR HCBx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
1    16     -3.610     0.547     0.14
4     3     -5.2672    0.0452    0.026

```

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.36, 1.954)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 11.90 P=0.0000 DF= 15

```

MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)

```

MTB > note COD vs. PLAICE - All stations =====

MTB > twot c26 c25.

TWOSAMPLE T FOR PCB.7

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	63	-0.873	0.458	0.058
4	8	-2.833	0.622	0.22

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.422, 2.50)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 8.62 P=0.0000 DF= 7

MTB > twot c27 c25.

TWOSAMPLE T FOR CB.153

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	63	-1.893	0.507	0.064
4	8	-3.915	0.723	0.26

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.398, 2.65)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 7.67 P=0.0001 DF= 7

MTB > twot c28 c25.

TWOSAMPLE T FOR DDT.2

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	63	-1.882	0.565	0.071
4	8	-3.926	0.292	0.10

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.775, 2.31)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 16.32 P=0.0000 DF= 14

MTB > twot c29 c25.

TWOSAMPLE T FOR HCB.2

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
1	63	-3.845	0.396	0.050
4	8	-5.199	0.270	0.095

95 PCT CI FOR MU 1 - MU 4: (1.116, 1.590)

TTEST MU 1 = MU 4 (VS NE): T= 12.58 P=0.0000 DF= 11

```

MTB > note DAB vs. PLAICE - Station 15, 1993 =====
MTB > copy c43-c49 c33-c39;
SUBC> use c43 = 15.
MTB > copy c33-c39 c33-c39;
SUBC> use c34 = 93.
MTB > twot c36 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR PCBx7
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    2      -2.035     0.419      0.30
4    2      -2.545     0.451      0.32

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (-5.02, 6.04)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 1.17 P=0.45 DF= 1

```

MTB > twot c37 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR CBx153
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    2      -3.036     0.435      0.31
4    2      -3.546     0.507      0.36

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (-5.49, 6.51)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 1.08 P=0.48 DF= 1

```

MTB > twot c38 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR DDTx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    2      -3.366     0.375      0.27
4    2      -3.947     0.199      0.14

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (-3.23, 4.40)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 1.94 P=0.30 DF= 1

```

MTB > twot c39 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR HCBx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    2      -4.7196     0.0142     0.010
4    2      -5.378     0.529      0.37

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (-4.099, 5.42)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 1.76 P=0.33 DF= 1

```

MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)
* NOTE * No data in column

```

```

MTB > note DAB vs. PLAICE - station 98, 1993 =====
MTB > copy c43-c49 c33-c39;
SUBC> use c43 = 98.
MTB > copy c33-c39 c33-c39;
SUBC> use c34 = 93.
MTB > twot c36 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR PCBx7
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    4      -2.005     0.526       0.26
4    3      -3.409     0.633       0.37

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (-0.03, 2.84)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 3.12 P=0.053 DF= 3

```

MTB > twot c37 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR CBx153
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    4      -3.107     0.569       0.28
4    3      -4.670     0.514       0.30

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (0.42, 2.70)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 3.80 P=0.019 DF= 4

```

MTB > twot c38 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR DDTx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    4      -2.503     0.504       0.25
4    3      -3.977     0.514       0.30

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (0.39, 2.55)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 3.79 P=0.019 DF= 4

```

MTB > twot c39 c35.

```

```

TWOSAMPLE T FOR HCBx2
C35  N      MEAN      STDEV      SE MEAN
3    4      -4.606     0.235       0.12
4    3      -5.2672    0.0452      0.026

```

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (0.28, 1.045)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 5.48 P=0.012 DF= 3

```

MTB > stack (c25-c29) (c35-c39) (c25-c29)

```

MTB > note DAB vs. PLAICE - All stations =====

MTB > twot c26 c25.

TWOSAMPLE T FOR PCB.7

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
3	6	-2.015	0.449	0.18
4	5	-3.063	0.689	0.31

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (0.17, 1.93)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 2.92 P=0.027 DF= 6

MTB > twot c27 c25.

TWOSAMPLE T FOR CB.153

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
3	6	-3.083	0.483	0.20
4	5	-4.221	0.758	0.34

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (0.18, 2.10)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 2.90 P=0.027 DF= 6

MTB > twot c28 c25.

TWOSAMPLE T FOR DDT.2

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
3	6	-2.790	0.616	0.25
4	5	-3.965	0.377	0.17

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (0.48, 1.87)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 3.88 P=0.0047 DF= 8

MTB > twot c29 c25.

TWOSAMPLE T FOR HCB.2

C25	N	MEAN	STDEV	SE MEAN
3	6	-4.644	0.192	0.078
4	5	-5.312	0.273	0.12

95 PCT CI FOR MU 3 - MU 4: (0.324, 1.01)

TTEST MU 3 = MU 4 (VS NE): T= 4.60 P=0.0026 DF= 7

---

**NIVA**



**Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2678-8