



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 827/01

Oppdragsgivere

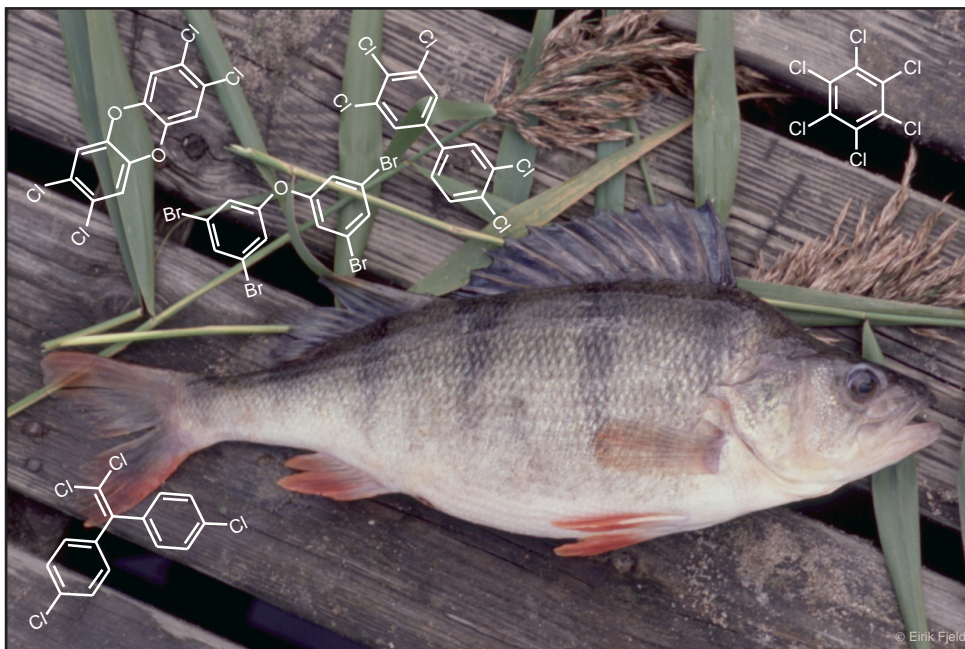
Statens forurensningstilsyn

Statens næringsmiddeltilsyn

Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995 – 1999



Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-niva
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo	Televeien 3 4979 Grimstad	Sandvikaveien 41 2312 Ottestad	Nordnesboder 5 5008 Bergen	9296 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 29 50 55	Telefon (47) 67 57 64 00	Telefon (47) 55 30 22 50	Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 30 22 51	Telefax (47) 77 75 03 01
Internet: www.niva.no				


Tittel Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk, 1995–1999	Løpenr. (for bestilling) 4402-01	Dato august 2001
	Prosjektnr. Undernr. O-98106	Sider Pris 48 s. + vedlegg
Forfattere Eirik Fjeld ¹ , Jon Knutzen ¹ , Einar M. Brevik ¹ , Martin Schlabach ² , Trond Skotvold ³ , Anders R. Borgen ² og Marie L. Wiborg ⁴ ¹ NIVA, ² NILU, ³ Akvaplan-niva, ⁴ SNT	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT) Statens næringsmiddeltilsyn (SNT)	Oppdragsreferanse Per Erik Iversen Marie Louise Wiborg
--	--

Sammendrag

Det har blitt gjort en kartlegging av halogenerte organiske miljøgifter, samt supplerende registreringer av kvikksølv, i norsk ferskvannsfisk fanget i 1995–1999. Undersøkelsen tar for seg en rekke organiske miljøgifter, med hovedvekt på polyklorerte bifenyler (PCB, inkludert dioksinliknende), DDT (m. nedbrytningsprodukter), dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF), polyklorerte naftalener (PCN), toksafener, bromerte flammehemmere (PBDE), polyklorerte parafiner (PCA). Materialet omfatter prøver fra nær 100 fiskebestander (ørret, røye, abbor, gjedde og lake) fra 54 innsjøer fra fastlands-Norge og Bjørnøya. Samtlige bestander ble analysert for standard PCB (di- og mono-orto), DDT og kvikksølv; de øvrige analysene ble gjort på et begrenset utvalg fra 24 lokaliteter. Nivåene av organiske miljøgifter var relativt lave i de fleste bestandene med følgende unntak: Mjøsa og Randsfjorden hadde generelt høye nivåer av PCB og DDT, særlig i fiskespisende rovfisk som storørret og lake (lever). Leverprøvene av lake fra Mjøsa viste svært høye nivåer av bromerte flammehemmere og indikerer at Mjøsa er betydelige påvirket av lokale forurensninger. Røye fra Ellasjøen, Bjørnøya, hadde særdeles høye nivåer av PCB og DDT, og betydelig forhøyde nivåer av bromerte flammehemmere, sammenliknet med røye- og ørretbestander på fastlands-Norge. I Mårvatn, Aust-Agder, hadde ørreten er relativt høyt innhold av dioksiner i forhold til PCB, trolig på grunn av lokale dioksinforurensninger. På fastlands-Norge var det en tendens til en gradient i konsentrasjonene av de fleste organiske miljøgiftene, med de høyeste nivåene i Sør-Norge og avtakende verdier nordover. Kvikksølv-analysene bekrefter tidligere funn med en nord-sør gradient, med tildels høye verdier i fiskespisende rovfisk som storørret, lake og gjedde i Sør- og Øst-Norge. Statens næringsmiddeltilsyn har vurdert resultatene og konkluderer med at nivåene av halogenerte organiske miljøgifter i ferskvannsfisk generelt sett er så lave at de ikke utgjør noe helsemessig problem ut fra dagens kunnskap, men nivåene i storørret fra Mjøsa anbefales å undersøkes nærmere. Det frarådes imidlertid å spise lever av lake fra Mjøsa (hovedbassenget og Furnesfjorden), samt Randsfjorden. Kvikksølvnivåene tilsvarer de nivåer som er funnet tidligere, og gir derfor ikke behov for andre kostholdsråd for ferskvannsfisk enn de som tidligere er gitt.

Fire norske emneord 1. persistente organiske miljøgifter 2. kvikksølv 3. ferskvannsfisk 4. Norge	Fire engelske emneord 1. persistent organic pollutants 2. mercury 3. freshwater fishes 4. Norway
--	--



Prosjektleder
Eirik Fjeld



Forskningsleder
Sigurd Rognerud
ISBN 82-577-4044-6



Forskningsssjef
Nils Roar Sæltun

**Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i
norsk ferskvannsfisk, 1995–1999**

av

Eirik Fjeld, Jon Knutzen, Einar M. Brevik, Martin Schlabach,
Trond Skotvold, Anders R. Borgen og Marie L. Wiborg

Forord

Foreliggende undersøkelse er utført for Statens forurensningstilsyn (SFT) og Statens næringsmiddeltilsyn (SNT). Prosjektet er finansiert av disse etater, samt med interne forskningsmidler fra NIVA.

Fiskematerialet er innsamlet av en rekke lokale fiskere og kontaktpersoner, samt av personell fra NIVA. Opparbeiding av prøver til analyser av fisk er gjort av Sigurd Øxnevad og Eirik Fjeld ved NIVA.

Analysene av PCB og DDT er utført ved NIVA, under ledelse av Einar M. Brevik, mens kvikksølv er analysert ved NIVA under ledelse av Bente Lauritzen. Analysene av dioksiner, dibenzofuraner, non-orto PCB, toxaphener, polyklorerte naftalener, bromerte flammehemmere og klorerte parafiner er gjort ved Norsk institutt for luftforskning (NILU), under ledelse av Martin Schlabach. Analysene av klorerte parafiner er gjort av Anders Røsrud Borgen (NILU). Analysene av stabile N-isotoper er gjort ved Institutt for energiteknikk (IFE).

Ved NIVA har Eirik Fjeld vært prosjektleder. For oppdragsgivere har prosjektkontakter vært Per Erik Iversen (SFT) og Marie Louise Wiborg (SNT).

Fiskematerialet har vært framskaffet av NIVA og Akvaplan-NIVA, samt en rekke privatpersoner og institusjoner. Blant disse vil vi særlig nevne Fylkesmannen i Hedmark v. Tore Qvenild, Fylkesmannen i Oppland v. Ola Hegge, Rådgivende Biologer v. Harald Sægrov, Svanhøvd miljøsenter v. Paul Eric Aspholm, Tydal Fjellstyre v. Terje Erik Garberg, Utmarksavdelingen for Akershus og Østfold v. Øystein Toverud, Næringsmiddeltilsynet for Nord-Helgeland v. Arnold Alterskjær, Sandefjord Kommune v. Ole Jakob Hansen, Eivind Østby (Universitetet i Oslo), Gunnar Kjørvik, Max Emil Waalberg, Caroline Steen, Ingvild Møgster, Per Egil Knutsen, og Arne Hulsund.

Kapitlet om kostholdsråd er skrevet av Marie Louise Wiborg (SNT).

Vi vil med dette takke alle involverte privatpersoner og institusjoner for deres velvillige innsats i prosjektet.

Oslo, september 2001

Eirik Fjeld

Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	1
2	Materiale og metoder	2
2.1	Lokaliteter og arter	2
2.2	Innsamling og prøvetakning av fisk	2
2.3	Kjemiske analyser	3
2.3.1	Standard analyseprogram	3
2.3.2	Utvidet analyseprogram	4
2.4	Kort om miljøgiftene	5
2.4.1	Polyklorete bifenyler – PCB	5
2.4.2	DDT, lindan og utvalgte organiske miljøgifter	7
2.4.3	Dioksiner	7
2.4.4	Polyklorete naftalener – PCN	8
2.4.5	Toxafener	8
2.4.6	Polybromerte difenyletere – PBDE	8
2.4.7	Polyklorete parafiner – PCA	8
2.4.8	Toksisitetsekvivalenter	9
2.4.9	Kvikksølv	9
3	Standard analyseprogram: ΣPCB₇, ΣDDT mm.	10
3.1	Σ PCB ₇	10
3.1.1	Generelt	10
3.1.2	Innsjøer med forhøyde nivåer av Σ PCB ₇	11
3.2	Σ DDT	16
3.2.1	Generelt	16
3.2.2	Innsjøer med forhøyede nivåer av Σ DDT	17
3.3	Samvariasjoner mellom Σ PCB ₇ , Σ DDT og trofisk nivå ($\delta^{15}\text{N}$)	21
3.4	QCB, HCH, HCB og OCS	22
4	Andre persistente klor- og bromorganiske forbindelser	23
4.1	Dioksiner og dibenzofuraner	23
4.2	non-orto PCB	25
4.3	Polyklorete naftalener – PCN	27
4.4	Toxafener	29
4.5	Bromerte flammehemmere – PBDE	31
4.6	Polylorete parafiner – PCA	33
5	Toksisitets-ekvivalenter – TE	35
6	Kvikksølv	39
7	Vurdering av resultatene – kostholdsråd	43
8	Referanser	45
	Vedlegg	

1. Innledning

NIVA fikk i 1998 i oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT) og Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) å gjøre en nasjonal kartlegging av nivåene av en rekke klororganiske miljøgifter i ferskvannsfisk. Bakgrunnen var at det forelå et forvaltningsmessig behov for en mer systematisk registrering av nivåene av klororganiske forbindelser i ferskvannsfisk, noe som ble dokumentert gjennom undersøkelser av organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter (Rognerud og Fjeld, 1997), det arktiske overvåkningsprogrammet AMAP (AMAP 1998; Skotvold et al. 1997), samt nyere resultater fra spredte lokaliteter. Med unntak for kvikksølv har det generelt vært sparsomt med kunnskap om miljøgifter i norsk ferskvannsfisk. Dette er i motsetning til marin fisk, der man etter hvert har mye data både fra referanselokaliteter og forurensede fjorder (Knutzen et al 1999, Solberg et al. 1999; Green et al. 2000).

Fram til foreliggende rapport har det kun vært gjort spredte nyere undersøkelser av nivåene av klororganiske miljøgifter i ferskvannsfisk fra Norge. Disse viser at det kan finnes tildels betydelige nivåer i fisk fra lokaliteter i nærheten av lokale forurensningskilder. Eksempelvis har Berg og Skåre (1995) og Brevik et al. (1996, 2001) rapportert om markert forhøyde nivåer av DDT med nedbrytningsprodukter i fisk påvirket av tidligere punktkilder (planteskoler), mens Schlabach og Skotvold (1997) rapporterer om sterkt forhøyet dioksininnhold i sik belastet fra en lokal kilde i Varanger (sinterverk, smelteverkindustri). Fra en bynær innsjø i Bergen, påvirket av lokale forurensninger, er det funnet betydelige PCB-nivåer i ørret (Tveitavannet, data fra Naturvenforbundet Hordaland). Fra Mjøsa og nedre deler av Drammens-vassdraget er det også rapportert om forhøyede nivåer av PCB i fisk (Fjeld. et al. 1999a og b)

Nivåene av klororganiske miljøgifter i ferskvannsfisk fra lokaliteter uten spesielle lokale kilder, dvs. dagens forekommende «bakgrunnsnivå», er lite studert. Ut fra sedimentundersøkelsen til Rognerud og Fjeld (1997) kan man forvente at det finnes en nord-sør gradient i bakgrunnsnivået — med de høyeste konsentrasjonene i kystnære områder i Sør-Norge. Arktis synes imidlertid å være særlig utsatt for langtransporterte atmosfæriske avsetninger av klororganiske miljøgifter. På grunn av en viss flyktighet kan slike miljøgifter fraktes med de globale luftsirkulasjon-systemene til nordlige områder, hvor temperaturforholdene ligger tilrette for at de kondenseres og ikke lenger remobiliseres til atmosfæren (Wania og Mackay 1993). Effektene av slik transport viser Skotvold et al. (1997) i en undersøkelse fra Finnmark og norsk Arktis (Svalbard, Bjørnøya). Her meldes det om forholdsvis lave nivåer i Finnmark, forhøyde nivåer i røye fra Svalbard, og ekstremt høye konsentrasjoner i en røyebestand fra Ellasjøen, Bjørnøya. Resultatene fra Bjørnøya har blitt fulgt opp av nye undersøkelser, som bekrefter de ekstreme nivåene i Ellasjøen (Skotvold et al. 1999) og som indikerer at både høye atmosfæriske avsetninger samt tilførsler via ekskrementer fra hekkende sjøfuglkolonier kan bidra til de høye nivåene. I en europeisk studie av forurensninger i høyfjellssjøer og fra Svalbard viser at det var relativt lave konsentrasjoner i to ørretbestander fra Sør-Norge (Watne et al. 1997, Rognerud et al. 2001) sammenliknet med nivået i en røyebestand fra Svalbard.

Med bakgrunn i de spredte undersøkelser som har vært gjort - og de svært varierende nivåene som er rapportert - ble derfor hovedmålet til denne undersøkelsen å framskaffe en statusoversikt over nivåene av klororganiske forbindelser i ferskvannsfisk, med særlig tanke på å etablere bakgrunnsnivåer, dokumentere nivåene i antatt belastede innsjøer, samt å belyse variasjoner mellom arter og mellom regioner.

Prosjektet ga også muligheten til å analysere kvikksølvnivåene i de undersøkte bestandene. Kvikksølvkonsentrasjonene i ferskvannsfisk fra Sør- og Øst-Norge er delvis høyt (Rognerud et al. 1996, Fjeld 2000, Fjeld et al. 1999a og b), og i flere lokaliteter overskrider nivåene i gjedde, storvokst abbor og storørret EUs grenseverdier for salg til konsum, og SNT har gitt generelle kostholdsråd vedrørende konsum av slik fisk. Da det ikke skjer noen rutinemessige overvåkning av kvikksølv i ferskvannsfisk ble det valgt å inkludere kvikksølvanalyser i prosjektet—slik at supplerende data kunne framskaffes.

2. Materiale og metoder

2.1 Lokalteter og arter

For å skaffe en nasjonal oversikt, samt belysning av regionale variasjoner og forskjell mellom arter, ble samlet inn prøver av 97 forskjellige bestander av ulike arter fisk (ørret, røye, abbor, gjedde, lake og lagesild) fra i alt 61 forskjellige lokaliteter/stasjoner over hele landet (Mjøsa med 4 stasjoner). Ved utvelgelsen av lokalitetene ble det tatt hensyn til de atmosfæriske depositionsmonstre kjent fra NIVAs undersøkelser over organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter og spormetaller i vann (Rognerud og Fjeld 1997; Skjelkvåle et al. 1996). Det er derfor statistisk sett en overrepresentasjon av innsjøer fra de antatt mer belastede områdene i Sør-Norge. På grunn av ressursmessige hensyn måtte mye av innsamlingen av materialet skje ved frivillig innsats fra lokale fiskere, eller i forbindelse med andre pågående prosjekter, noe som har lagt visse begrensninger på innsjøutvalget.

Det ble primært lagt vekt på ørret, røye, abbor og gjedde, da det er knyttet store brukerinteresser til disse artene. Materialet ble også supplert med lake, da denne arten har spesielle indikatoregenskaper i kraft av lang levetid og fettrik lever. Lagesild fra Mjøsa ble også inkludert da det er kjent at denne arten her kan akkumulere betydelige konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter, samt at den er en viktig byttefisk for storørretbestandene i innsjøen.

De undersøkte artene har forskjellig geografisk utbredelsesmønster og prøveutvalget vårt avspeiler dette. Ørret og røye har en vid geografisk utbredelse, mens de andre artene har en østlig utbredelse og finnes i hovedsak i sørøstlige Norge samt Troms og Finnmark (lake finnes også i Trøndelag, lagesild finnes kun på Østlandet). På grunn av sin utbredelse og popularitet som mat- og sportsfisk er ørret den arten som er best representert i vårt prøveutvalg, dernest kommer abbor, gjedde, lake, røye og lagesild. I innsjøer hvor både ørret og røye var tilstede ble det ut fra budsjettmessige grunner fortrinnsvis tatt prøver av ørretbestandene.

Tabell 1. Antall bestander analysert, fordelt på de ulike artene.

Art	Antall
Ørret	34
Røye	11
Abbor	26
Gjedde	13
Lake	12
Lagesild	1
Total	97

2.2 Innsamling og prøvetakning av fisk

All fisk ble frosset ned like etter innfangning og ble sendt til NIVA hvor den ble oppbevart i dypfryser (-18 °C) inntil uttak av vevsprøver.

Under prøveopparbeidelsen ved NIVA ble fisken målt og veid, og strukturer til alderbestemmelse ble dissekert ut. Under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det dissekert ut skinn- og beinfrie prøver av skjelettmuskulaturen (muskelfilet) fra hver fisk. Hver prøve som skulle analyseres for kvikksølv ble pakket inn i ren aluminiumsfolie som igjen ble lagt inn i en tett plastpose med lynlås. For analyser av klororganiske mikroforurensninger ble det preparert blandprøver av skjelettmuskulaturen og leverprøver. Hver blandprøve besto av jamnstore prøver, og det ble tilstrebet at hver blandprøve skulle bestå av omlag 10-20 individer. Blandprøvene ble lagret på glødede glass, forseget med glødet aluminiumsfolie. Alle prøvene ble oppbevart i fryser ved -18°C inntil de ble sendt til laboratoriet for analyse.

2.3 Kjemiske analyser

2.3.1 Standard analyseprogram

Standard PCB, DDT mm.

Analysene av mono-orto og di-orto PCB, DDT med nedbrytningsprodukter (p,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD), QCB (pentaklorbenzen), HCH (α - og γ -hexaklor-cyclohexan), HCB (hexaklorbenzen) og OCS (oktaklorstyren) ble gjort ved NIVAs laboratorium med «NIVA-metode nr. H 3-4, ekstraksjon og opparbeidelse av klororganiske forbindelser i biologisk materiale». En publisert metodebeskrivelse finnes hos Brevik et al. (1995). Metoden er akkreditert av Norsk Akkreditering i henhold til EN 45 001.

I korthet består metodikken i at prøvene tilsettes en indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

Kvikksølv

Kvikksølv ble analysert med «NIVA metode nr. E 4-3, Bestemmelse av kvikksølv i vann, slam og sedimenter og biologisk materiale med Perkin-Elmer FIMS-400». Metoden baserer seg på kalddamp atomabsorpsjonspektrometri. Benyttede instrumenter er en Perkin-Elmer FIMS med P-E AS-90 autosamler og P-E amalgeringssystem. De biologiske prøvene frysetørres forut for autoklaving med salpetersyre, hvor det organiske bundet kvikksølv oksideres til toverdige kvikksølv på ioneform (Hg^{2+}). Det ioniske kvikksølvet reduseres til metallisk kvikksølv (Hg^0) med SnCl_2 , og en inert bæregass (argon) transporterer kvikksølv til spekrofotometeret. Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgeringssystem. Nedre grense for faste prøver er 0,005 $\mu\text{g/g}$.

Stabile isotoper

For bestemmelse eller indikasjon på fiskens plass i næringskjedene ble det analysert på stabile nitrogenisotoper (^{14}N og ^{15}N) i prøvene. Det er allment akseptert at det relative ^{15}N -innholdet i organismer, målt som $\delta^{15}\text{N}$, øker med gjennomsnittlig 3,4‰ for hvert trofiske nivå (Minagawa and Wada 1984).

$$\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}})-1] \cdot 1000$$

Her er R_{sample} forholdet $^{14}\text{N}:^{15}\text{N}$ i prøven, mens R_{standard} er tilsvarende forhold i atmosfærisk nitrogen. Det er antatt at den underliggende isotop-fraksjoneringsmekanismen er knyttet til forskjeller i vibrasjonsenergi mellom ^{14}N - og ^{15}N -aminogrupper og de kinetiske forskjeller dette igjen innebærer for transaminering- og deamineringsrelasjoner i aminosyresyntesen (Minagawa and Wada 1984).

Kunnskapen om at det relative ^{15}N -innholdet i organismene øker oppover i nærings-kjedene har vært benyttet til å studere sammenhengen mellom bioakkumulerbare miljøgifter og organismenes trofiske

posisjon, særlig i undersøkelser med fokus på klororganiske miljøgifter i akvatiske næringskjeder (Spies et al. 1989, Vander Zanden et al. 1997, Kidd et al. 1998).

Stabile nitrogenisotoper (^{14}N , ^{15}N) og karbonisotoper (^{12}C , ^{13}C) ble analysert ved Institutt for energiteknikk (IFE). Forholdet mellom disse isotopene kan uttrykkes som den prosentvise økningen av henholdsvis ^{15}N og ^{13}C sammenliknet med en standard. $\delta^{13}\text{C}$ -resultatene ble ikke benyttet i denne undersøkelsen, men er gitt i vedlegget.

For bestemmelse av $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ 1.0 mg tørket prøvematerialet veid inn og overført til en tinnkapsel. Kapselen lukkes og plasseres i prøveveksleren på en Carlo Erba NCS 2500 elementanalysator. Prøvene forbrennes med O_2 og Cr_2O_3 ved $1700\text{ }^\circ\text{C}$, og NO_x reduseres til N_2 med Cu ved $650\text{ }^\circ\text{C}$. Forbrenningsproduktene N_2 , CO_2 og H_2O separeres på en 3 m lang Poraplot Q kolonne. N_2 og CO_2 overføres direkte til et Micromass Optima isotop massespektrometer for bestemmelse av $\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$. Duplikater analyseres rutinemessig ca. for hver 10. prøve. Før forbrenning er prøvematerialet tørket ved $60\text{ }^\circ\text{C}$ og homogenisert i en agatmorter. Interne standarder analyseres samtidig med prøvematerialet for ca hver 10. prøve. $\delta^{14}\text{N}$ resultatene kontrolleres med analyser av IAEA-N-1 og IAEA-N-2 standarder, og $\delta^{13}\text{C}$ resultatene kontrolleres med analyser av USGS-24 grafit standard.

2.3.2 Utvidet analyseprogram

Dioksiner, non-orto PCB og PCA

Prøvene ble analysert ved Norsk institutt for luftforskning (NILU) med metode NILU-O-1. Metoden er akkreditert av Norsk Akkreditering i henhold til EN 45 001 for dioksiner og non-orto PCB.

Analysematerialet ble forbehandlet ved homogenisering med Na_2SO_4 , og ekstraksjon ble gjort ved direkte eluering med sykloheksan/diklormetan.. Til alle prøvetyper ble det tilsatt ^{13}C -merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte PCDD/PCDF og non-orto PCB-forbindelser for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse. De samme forbindelser brukes seinere som intern standard ved kvantifiseringen. Dette medfører at prøveresultatene ble automatisk korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. For å kunne bestemme svært lave konsentrasjoner av PCDD/PCDF var det nødvendig å fjerne mest mulig av andre, forstyrrende prøvebestanddeler (matriks). Til dette ble det benyttet et flerkolonne-system med forskjellige typer silika, aluminiumoksid og aktivt kull. Den rensede prøven ble oppkonsentrert til cirka $10\text{ }\mu\text{l}$ og en ^{13}C -merket gjenvinningsstandard ble tilsatt. Bestemmelse av alle 2,3,7,8-klorsubstituerte kongenerer, samt bestemmelse av totalkonsentrasjonen for hver kloreringsgrad, ble gjennomført ved hjelp av gasskromatografi koplet med høyopløsende massespektrometri (GC/MS). Dette gir høy følsomhet og en god sikkerhet mot feilidentifikasjon. En streng kvalitetskontroll, basert på kravene til kvalitetsnormen EN 45001, ble anvendt.

Toksafen og polybromerte difenyletere

Prøvene ble analysert ved NILU med metode NILU-O-2. Metoden er akkreditert av Norsk Akkreditering i henhold til EN 45 001.

Prøvematerialet var det samme som for metoden beskrevet ovenfor. Analysematerialet ble forbehandlet ved homogenisering med Na_2SO_4 . Blandingen ble fylt på en glasskolonne og det ble tilsatt ^{13}C -merkete standarder for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse. De samme forbindelser ble senere brukt som intern standard ved kvantifiseringen. Dette medførte at prøveresultatene automatisk ble korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. De lipofile forbindelsene ble eluert ved en sakte tilføring av sykloheksan/etylacetat. Lipider ble fjernet med GPC (gel permeation chromatography). Etter GPC ble prøven oppkonsentrert og gjennomgikk aluminiumoksid-kromatografi, ble oppkonsentrert, tilsatt gjenvinningsstandarder og analysert ved hjelp av høyopløsende massespektrometri (HRGC) (HP Ultra-II), kombinert med lavopløsende negative ioner kjemisk ionisasjons massespektrometri (LRMS-NCI). En streng kvalitetskontroll, basert på kravene til kvalitetsnormen EN 45001, ble anvendt.

Polyklorerte parafiner

Prøvene ble analysert ved NILU, og prøvematerialet var det samme som for metoden beskrevet ovenfor. Det ble benyttet en metode beskrevet av Tomy et al. (1997). Det ble benyttet en høyopløselig gasskromatograf (HP5890 GC) koblet til et høyopløselig massespektrometer (VG AutoSpec) i ECNI modus (elektroninnfangning negativ ionisering) (GC/ECNI-MS). Kvantifiseringen omfattet fraksjonen av kortkjedede (C10–C13) polyklorerte parafiner med mer enn 50% klor (atmomvekt).

2.4 Kort om miljøgiftene

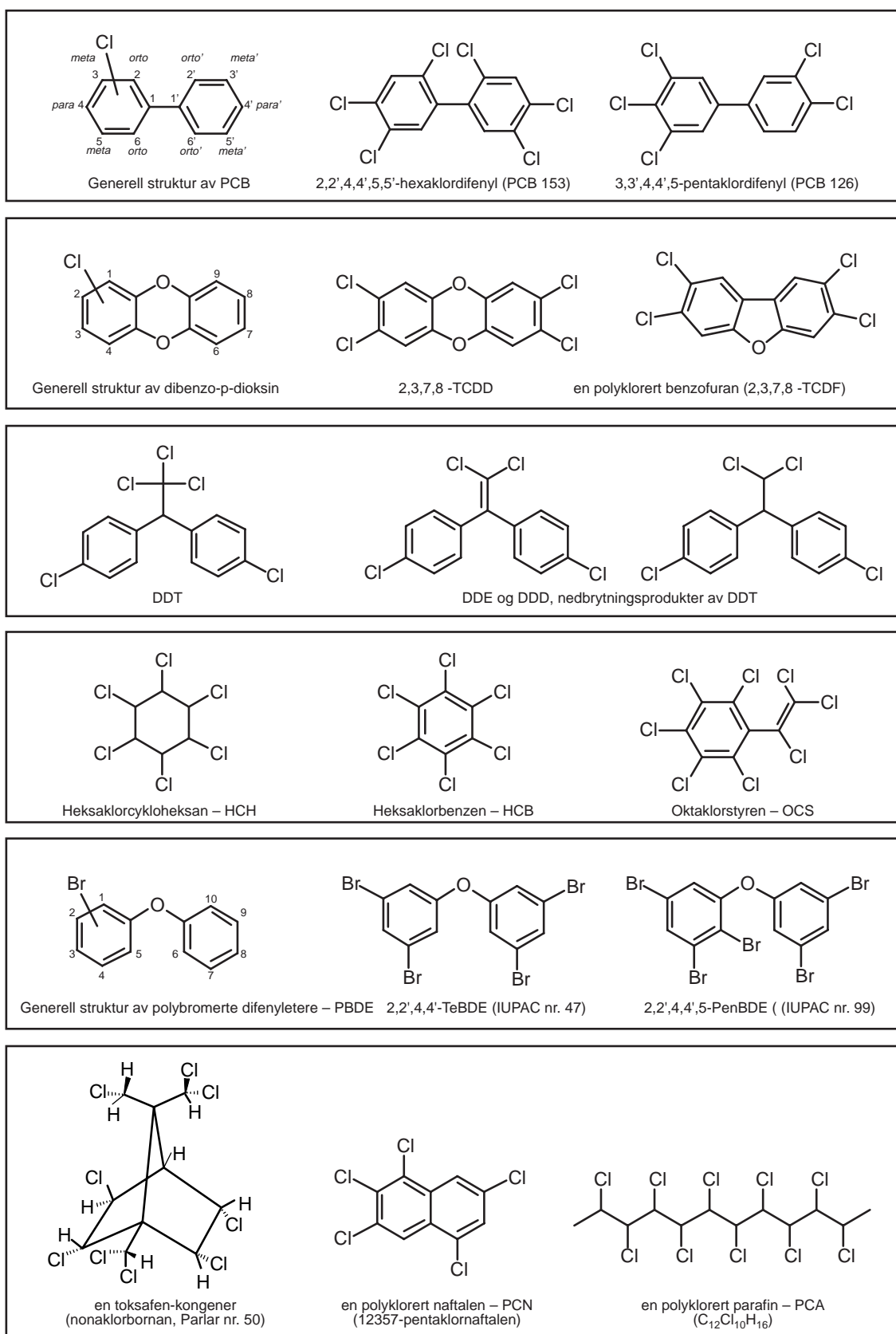
Alle de studerte organiske miljøgiftene tilhører gruppen halogenerte organiske forbindelser. Dette er forbindelser som består av et grunnkjelett av forskjellige hydrokarboner hvor hydrogen i ulik grad er substituert med halogener (Fig. 1). Klor er det vanligste elementet som brukes til å substituere hydrogen, men bromerte og fluorerte hydrokarboner har også en kommersiell anvendelse. Halogeneringen endrer stoffenes kjemiske og fysiske egenskaper, og gjør dem mer stabile. Råmaterialene består som regel av stabile organiske forbindelser, slik som ulike aromatiske hydrokarboner. Dette er forbindelser som er bygget opp av en eller flere benzen-ringer (6 karbonatomer lenket sammen i en ring med alternerende enkelt- og dobbeltbindinger).

De undersøkte organiske miljøgiftene er alle tungt nedbrytbare i naturen, svært fettløselige (lipofile) og oppkonsentreres i organismene i næringskjedene (bioakkumuleres). Flere av dem er tilstrekkelig flyktige til at de har fått en global spredning via atmosfærisk transport. Arktiske strøk synes særlig utsatt for effektene av slik transport da temperaturforholdene her ligger tilrette for at de kondenseres og ikke lenger remobiliseres til atmosfæren (Wania og Mackay 1993).

2.4.1 Polyklorerte bifenyler – PCB

Polyklorerte bifenyler (PCB) er bygget opp av en bifenylgruppe (to sammenkoblede benzen-ringer) med en ulik grad av klorering (Fig. 1). Alt etter produksjonsbetingelsene erstattes flere eller færre av bifenylenes hydrogenatomer med klor. Teoretisk finnes det 209 forskjellige PCB-forbindelser eller ulike kongenerer. De fleste av disse er vist å være tilstede i de PCB-blandingene som har hatt en kommersiell anvendelse. PCB-forbindelsene er kjemisk sett meget stabile; de brenner ikke, har isoelektriske egenskaper og har derfor vært mye brukt som isolatorolje i kondensatorer og transformatorer. De har òg hatt en vid anvendelse i blant annet hydrauliske systemer, kjølevæsker, visse malingstyper (bl.a skipsmaling), i trykksverte, fugemasser, som tilsetningsmiddel i betong og murpuss, og som mykgjørere i plast. Den industrielle produksjonen og anvendelsen av PCB begynte på 1930-tallet, og den totale produksjonen på verdensbasis oppgis av Berens (1998) til å ha vært omlag 1,5 millioner tonn. Av disse regner man med at av omlag en tredjedel har blitt sluppet ut til miljøet. I Norge ble ny bruk av PCB forbudt i 1980, og all bruk ble utfaset i 1994. Stoffet er blitt spredt i miljøet ved spill av PCB-holdige oljer, ved utstyrshavari, kassering av utstyr, fra byggningsavfall, utlekking fra avfallsdeponier, og lufttransport.

PCB-forbindelsene er svært lipofile og er meget stabile overfor biologisk nedbrytning, og de konsentreres derfor i organismenes fettvev. Det er særlig i toppen av de akvatiske næringskjedene man finner de høye konsentrasjonene. PCB har lav akutt giftighet, men har en rekke kroniske giftvirkninger overfor både akvatiske og terrestre organismer selv i lave konsentrasjoner. PCB-kongenerer uten kloratomer i *ortho*-posisjoner (*non-ortho* PCB) er de som er ansett å være de mest toksiske. Mangelen på klor i *ortho*-posisjoner gjør at de kan ha en plan romlig konfigurasjon, og toksikologisk sett får de derved dioksinliknende toksiske egenskaper (se underkapittelet om dioksiner). For at de skal regnes å ha dioksinliknende egenskaper må PCB-kongenene ha alle følgende kriterier oppfylt: mer enn 4 kloratomer uansett posisjon; ett eller ingen kloratomer i *ortho*-posisjoner; kloratomer i begge *para*-posisjoner; minimum to kloratomer i *meta*-posisjoner.



Figur 1. Eksempler på strukturformler til de aktuelle halogenerte miljøgiftene.

2.4.2 DDT, lindan og utvalgte organiske miljøgifter

DDT er en forkortelse for den tidligere betegnelsen p,p-diklordiphenyl triklormetan. Dette insekt-drepende middelet ble tatt i bruk like før 2. verdenskrig og var i utstrakt anvendelse fram til 1970-tallet. Fortsatt er det i bruk i flere tropiske land i forbindelse med malariabekjempning. Det er tungt nedbrytbart, svært fettløselig og oppkonsentreres gjennom trinnene i næringskjedene. I naturen brytes det ned til en lang rekke produkter, hvorav DDD og DDE er de viktigste (Fig. 1). DDT og nedbrytningsproduktene, særlig DDE, kan ha kroniske, subletale effekter selv i lave doser. De toksiske effektene omfatter blant annet forstyrrelser i hormonreguleringen (østrogene effekter av DDT, anti-androgene effekter av DDE) og reproduktive forstyrrelser. I Norge ble det lagt sterke begrensninger på bruken av DDT fra 1969 av, og stoffet ble i en mindre grad benyttet i planteskoler fram til 1988, da all lovlig bruk er opphørte. Avrenning fra avfallsdeponier, dumpsteder, forurenset grunn og lufttransport er i dag viktige tilførselskilder. Summen av DDT og nedbrytningsproduktene DDD og DDE kalles i denne rapporten for Σ DDT.

Lindan eller gamma-hexaklorsykloheksan (γ -HCH) er et insekt-drepende plantevernmiddel, og var i bruk i Norge fram til 1992. Det ble særlig benyttet som sprøytemiddel på tømmeropplag. Lindan eller den tekniske blandingen inneholdt også andre isomerer slik som α -HCH. Lindan brytes raskere ned enn DDT og har ikke like stor evne til bioakkumulering.

Heksaklorbenzen (HCB), pentaklorbenzen (QCB) og oktaklorstyren (OCS) er substanser som blant annet dannes som uønskede biprodukter ved industrielle prosesser, eller benyttes i framstillingen av kjemikalier. HCB har også vært brukt som soppdrepende middel, men ikke i Norge. Disse klororganiske forbindelsene har en rekke toksiske effekter, og er persistente og bioakkumulerbare miljøgifter.

2.4.3 Dioksiner

Dioksiner brukes som en samlebetegnelse på gruppene polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF). De utgjør to familier av nesten plane trisykliske aromatiske forbindelser med liknende kjemiske egenskaper (Fig. 1). I sine grunnskjelett har de to benzenringer med ulik grad av klorering. Det finnes i alt 75 forskjellige polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og 135 forskjellige polyklorerte dibenzofuraner. De har aldri vært kommersielt framstilt, men dannes i spormengder under forbrenningsprosesser hvor klor er tilstede eller de opptrer som uønskede biprodukter i kjemiske prosesser eller produkter. Kilder til dioksiner har vært kjemiske prosesser hvor klorfenoler inngår, produksjon av magnesium og nikkel, klorbleking av cellulose, avfallsforbrenning, vedbrenning og forbrenningsmotorer. De største forurensningskildene i Norge har vært fra metall-industri (Hydro Magnesium; Porsgrunn; Falkonbridge Nikkelverk, Kristiansand; AS Sydvarangers pelletsverk, Kirkenes), men utslippene fra disse er nå kraftig redusert eller stanset.

Gruppen av de mest giftige dioksiner er meget stabile ovenfor biologisk nedbrytning og de er svært fettløselige. De akkumulerer i organismers fettvev og biomagnifiseres i næringskjedene. Den akutte giftighet av dioksiner varierer i betydelig grad mellom ulike organismer; de har en ekstremt stor akutt giftighet hos noen pattedyr (eks. marsvin) mens de har en lav akutt giftighet for andre arter — som hos mennesker. I økotoksikologisk sammenheng er det effektene av langvarig lav-dose eksponering som er aktuelle. Dioksiner gir opphav til et karakteristisk sykdomsmønster; de påvirker skjoldbruskkjertelen og immunsystemet, de fører til hudskader, utviklingsforstyrrelser hos fostre, er involvert i utviklingen av kreft og forstyrrer omsetningen av vitamin A og leverfunksjonen.

En typisk egenskap hos dioksiner og dioksinliknende stoffer er at de i organismene binder seg til et spesifikt protein som kalles *Ah-reseptoren*, noe som igjen utløser en kjede av reaksjoner som ender med at resptoren binder seg til DNA i cellekjernen. Et av bindingsstedene på DNA-molekylene regulerer aktiviteten for genet som produserer enzymet P450 1A1, som tilhører en familie av enzymer som er involvert i metabolismen av en rekke toksiske og organismefremmede stoffer. Av alle dioksinene er

forbindelsen 2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioksin (TCDD) den mest toksiske kongeneren og den som har størst potensiale for å indukere produksjonen av detoksifiserende enzymer. Flere andre klororganiske miljøgifter har en struktur som likner dioksiner, og da de også er i stand til å indukere aktiviteten av de samme detoksifiserende enzymene sies de å ha dioksinliknende egenskaper.

2.4.4 Polyklorerte naftalener – PCN

Polyklorerte naftalener (PCN) har hatt mye av det samme anvendelsesområdet som PCB; de har vært benyttet som isolasjonsmedium i transformatorer og kondensatorer, brukt som mykgjørere mm. De består av et grunnkjelett av naftalen (to kondenserte benzenringer) med ulik grad av klorering (Fig. 1), noe som gjør det i teorien mulig å produsere 75 forskjellige klorinerte naftalener. De fleste av disse er imidlertid relativt ustabile og dekomponerer lett, men noen er tungt nedbrytbare og er vist å bioakkumulere i næringskjedene. Noen av de polyklorerte naftalenene har en plan romlig konfigurasjon og er vist i toksikologisk sammenheng å ha dioksinliknende egenskaper.

2.4.5 Toxafener

Toxafen er et bredspektret insektbekjempningsmiddel, som består av en kompleks blanding av polyklorerte bornaner og kamfener (eller terpener), og det finnes flere hundre forskjellige kongenerer av toksafen. Toxafen er tungt nedbrytbart, fettløselig og bioakkumuleres i næringskjedene. På grunn av et relativt høyt damptrykk kan det spres via atmosfærisk transport og har derfor fått en global spredning. Internasjonalt kom toxafen særlig i anvendelse etter at bruken av DDT ble regulert i begynnelsen av 1970-tallet, og det har hatt en utstrakt anvendelse i USA og en rekke andre nasjoner. De fleste land har nå innført restriksjoner og forbud mot bruk av toxafen, men det antas at det fremdeles er en betydelig anvendelse i flere utviklingsland. Det er ikke kjent at toxafen har vært i bruk i Norge.

2.4.6 Polybromerte difenyletere – PBDE

Polybromerte difenyletere (PBDE) tilhører en gruppe kjemikalier som kalles bromerte flammehemmere. De tilsettes ulike materialer som plast, elektroniske kretskort, tekstiler, polyuretanskum, bygningsmaterialer og maling. De virker brannhemmende da de gjør materialene vanskelige å antenne og reduserer spredningen av flammer når en brann har oppstått. PBDE har et grunnkjelett av difenyl (to benzenringer koblet sammen via et oksygenatom) med varierende grad av bromering (Fig. 1). I likhet med PCB finnes det teoretisk 209 forskjellige kongenerer av klorerte difenyletere, men de kommersielle produktene i dag består primært av høybromerte forbindelser.

Produksjonen i dag domineres av den fullbromerte forbindelsen dekabromodifenyleter (DePBDE med 10 brom-atomer per molekyl, men blandinger med gjennomsnittlig fem (PePBDE) eller åtte (OcPBDE) brom-atomer per molekyl produseres også. De høybromerte forbindelsene tas i liten grad opp av levende organismer, men de med fire eller fem brom-atomer har vist seg i særlig grad å bioakkumulere. DePBDE er et svært stabilt molekyl, men det er en risiko og usikkerhet ved at det eventuelt kan bli dehalogenert – det vil si at det mister et eller flere bromatomer — og på den måten blir biotilgjengelig (de Wit 2000).

Bromerte flammehemmere har liten akutt giftighet, men det er knyttet usikkerhet til effektene av langtidseksponering. Norske miljøvernmyndigheter har vedtatt en målsetning om at utslippene av bromerte flammehemmere skal reduseres vesentlig innen 2010, og stoffene står oppført på myndighetenes prioritetsliste (St. meld. nr. 58, 1996-1997).

2.4.7 Polyklorerte parafiner – PCA

Polyklorerte parafiner eller alkaner (PCA) er en stor stoffgruppe som framstilles ved å klorere parafiner eller alkaner (kjedede hydrokarboner, Fig. 1). Klorerte parafiner brukes som myknere og brannhemmende midler i plast, maling, gummimasse og som høytrykksadditiver i kjøle- og smøremidler i metallbearbeidende industri. Polyklorerte parafiner deles inn etter kjedens lengde, og klorinnhold. Kommerielle blandinger av såkalte kortkjede klorparafiner består av C₁₀ – C₁₃ med et

klorinnhold på 30–70% av molekylvekten.

Polyklorerte parafiner er kjemisk relativt stabile og brytes langsomt ned i naturen. Kortkjedede polyklorerte parafiner med 60–70% kloreringsgrad har omlag samme molekylvekt og fysiske egenskaper (fettløselighet, vannløselighet, damp-trykk) som flere andre persistente klororganiske miljøgifter (PCB). De har derfor et potensiale for å bioakkumulere. Det er relativt få kunnskaper om forekomsten av polyklorerte parafiner i miljøet, da det har vært store metodiske vansker med å analysere disse.

Polyklorerte parafiner antas å ha kreftframkallende og andre toksiske egenskaper. Norske miljøvernmyndigheter har en målsetning om at utslippene av kortkjedede polyklorerte parafiner skal reduseres vesentlig innen 2010, og stoffene står oppført på myndighetenes prioritetsliste (St. meld. nr. 58, 1996-1997).

2.4.8 Toksisitetsekvivalenter

2,3,7,8-TCDD er kjent som den mest toksiske dioksin-kongeneren, og enkelte andre dioksin-kongenerer og halogenerte organiske forbindelser synes å virke gjennom de samme toksisk mekanismene som 2,3,7,8-TCDD. Dette har gjort det mulig å uttrykke giftigheten av dioksiner og stoffer med dioksinliknende effekt i en felles enhet som kalles *toksiske ekvivalenter* eller TE (Van den Berg et al. 1999). I dette systemet blir 2,3,7,8-TCDD gitt en *toksisk ekvivalent faktor* (TEF, en omregningsfaktor) lik 1, mens 16 andre kongenerer av dioksiner og dibenzofuraner har blitt gitt TEF-verdier mellom 0.5 og 0.001. De andre dioksinforbindelsene har blitt vurdert til å ha såvidt lav toksisitet at de kunne bli sett bort fra. Denne toksikologiske vurdering omfattet også dioksinliknende PCB-kongenerer. Fire PCB-kongenerer med ingen kloratomer i *orto*-posisjoner (koplanar PCB, *non-orto* PCB) ble tildelt TEF-verdier mellom 0,1 og 0,0001, mens åtte kongenerer med et kloratom i *orto*-posisjon (*mono-orto* PCB) ble tildelt TEF-verdier mellom 0,005 og 0,00001.

Ved å multiplisere mengden av en gitt dioksin- eller PCB-kongener med dens TEF-verdi blir den konvertert til 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter eller toksiske ekvivalenter (TE). Dette produktet indikerer hvor mye TCDD som trengs for å produsere den samme toksiske effekt som dosen av den aktuelle forbindelsen. Ved å addere de toksiske ekvivalentene (TE-verdiene) til de individuelle dioksin- eller PCB-kongenerene i en prøve finner man den samlede toksisiteten til prøven. I foreliggende undersøkelse har vi benyttet denne framgangsmåten til å gi et toksisitetsmål på prøvene som har blitt analysert for både dioksiner, *non-orto* PCB og *mono-orto* PCB.

2.4.9 Kvikksølv

Undersøkelser av fisk fra en rekke innsjøer i Nord-Amerika og Skandinavia har vist at de kan ha tildels betydelig forhøyede nivåer av kvikksølv, og årsaken antas i første rekke å være atmosfærisk langtransport av menneskeskapt forurensning. De viktigste kildene for atmosfæriske kvikksølv-utslipp er forbrenning av kull, ulik smelteverkindustri og søppelforbrenningsanlegg.

Kvikksølv i ferskvannsfisk foreligger i all hovedsak (95–99%) som den metallorganiske forbindelsen metylkvikksølv, CH_3Hg^+ (Grieb et al. 1990) — som har en betydelig evne til å biomagnifiseres. Metyleringen av uorganiske kvikksølvioner (Hg^{2+}) til metylkvikksølv skyldes for en stor del mikrobielle prosesser i sedimenter og vann (Furutani and Rudd 1991). Metylkvikksølv er en farlig nervegift, og særlig synes embryonalutviklingen av sentralnervesystemet til fostere å være følsomme for eksponering — med effekter på kognitiv og psykomotorisk utvikling i senere barneår (Grandjean et al. 1997; Grandjean et al. 1998).

NIVA har vist at nivåene i ferskvannsfisk fra Sør- og Øst-Norge generelt er høyt, og for visse arter overskrider EUs grenseverdier for salg til konsum (generelt 0,5 mg Hg/kg, 1 mg Hg/kg for gjedde) (Rognerud et al. 1996, Fjeld 1999, Fjeld et al. 1999a og b).

3. Standard analyseprogram: Σ PCB₇, Σ DDT mm.

Dette analyseprogrammet omfatter et utvalg *mono-orto* og *di-orto* PCB-kongenerer (herunder Σ PCB₇, se vedlegg), p,p'-DDT med nedbrytnings-produkter (p,p'-DDE og p,p'-DDD), penta- og hexaklorbenzen, hexaklor-cyclohexan (α og γ) og oktaklorstyren. Resultatene er framkommet ved samme analytiske prosedyre, og det er derfor hensiktsmessig å framstille og drøfte disse resultatene samlet. Rådata er gjengitt i Tab. 2 og Tab. 3 i vedlegget.

3.1 Σ PCB₇

3.1.1 Generelt

Nivåene av Σ PCB₇ i muskelvev hos de ulike artene var gjennomgående forholdsvis lave, med medianverdier (50-prosentiler) i området 1–3,4 μ g/kg våtvekt (Tab. 2 og Fig. 2). Konsentrasjonene på fastlands-Norge viste i hovedsak en nord-sør gradient, med høyeste verdier i sør (Fig. 3). Noen lokaliteter skilte seg ut med tildels betydelig forhøyde nivåer, slik som Mjøsa og Ellasjøen på Bjørnøya.

Ørret var den arten med den videste geografiske utbredelsen i vårt utvalg og den arten hvor vi hadde størst antall prøver (n = 34). Typiske konsentrasjoner (interkvartil-området: 25–75 prosentilen) av Σ PCB₇ lå i intervallet 0,9–3,6 μ g/kg. De laveste nivåene fantes i fisk fra midt- og nord-Norge, mens fisken fra i sør-Norge generelt hadde høyere verdier. De høyeste verdiene ble funnet i storørretbestandene fra Mjøsa og Randsfjorden, med nivåer av Σ PCB₇ på henholdsvis 75 og 25 μ g/kg.

Røye-materialet (n = 11) var tallmessig mer spinkelt enn ørret-materialet og lokalitetene lå i hovedsak i midt- og nord-Norge. Det var en tendens til at røya hadde svakt høyere nivåer av Σ PCB₇ enn ørret, med typiske konsentrasjoner av Σ PCB₇ i intervallet 1,8–5,5 μ g/kg. Fra åtte lokaliteter hadde vi analyser av samlevende bestander av ørret og røye. I alle disse lokalitetene hadde røya høyere nivåer av PCB enn ørreten, og i gjennomsnitt var nivåene av Σ PCB₇ henholdsvis $2,6 \pm 1,3$ μ g/kg og $1,4 \pm 0,9$ μ g/kg.

Tabell 2. Konsentrasjonene av Σ PCB₇ i ferskvannsfisk, oppgitt som middelerdi og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent og individvekt (\pm standardavvik) er oppgitt.

art	n	vev	% fett	Σ PCB ₇ , μ g/kg våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret	34	muskel	1.35	5.76	0,0 ^a	0.32	0.88	1.95	3.64	17.01	75.18
røye	11	muskel	1.40	32.24	0.52	0.77	1.77	3.40	5.51	577	715
abbor	26	muskel	0.44	2.05	0.16	0.27	0.65	0.96	2.85	4.13	15.03
gjedde	13	muskel	0.27	2.37	0.78	0.84	1.13	2.42	3.50	4.42	4.70
lake	8	muskel	0.43	4.12	0.95	0.95	1.11	1.52	5.51	16.06	16.06
lake	12	lever	37.4	1128	72.3	96.2	209	557	1361	4584	5816
lagesild	1	muskel	0.73	46.6	-	-	-	-	-	-	-

a. Samtlige 7 kongenerer lå under metodens kvantifiseringsgrense på <0.01 μ g/kg v.v.

Abbor var arten med nest høyest antall prøver ($n = 26$) og hadde i hovedsak en geografisk utbredelse begrenset til sørøst-Norge. Gjedde-materialet hadde en tilsvarende geografisk utbredelse, men antallet prøver ($n = 13$) var færre enn for abbor. Typiske konsentrasjoner av ΣPCB_7 i abbor lå i intervallet 0,7–2,9 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Tilsvarende tall for gjedde var 1,1–3,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Ingen klare geografiske trender i konsentrasjonene kunne spores i materialet, men nivåene i nordlige grensetrakter på Østlandet og i Finnmark (Pasvik) var lavt for begge artene.

Lake-materialet var også lokalisert med tyngdepunkt på Østlandet, men i tillegg var lokaliteter fra midt-Norge (Selbusjøen) og Finnmark (Pasvik) representert. For lake ble det analysert i både muskelvev (8 prøver) og i lever (12 prøver). Lakelever er svært fettrik, og er derfor velegnet som måleorgan for lipofile miljøgifter. Typiske konsentrasjoner av ΣPCB_7 i muskelvev var 1,1–5,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mens tilsvarende tall for lever var 200–1400 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Den store forskjellen i nivåene mellom muskelvev og lever skyldes i første rekke de store ulikhetene i fettinnhold (0,4% vs. 37%). De laveste konsentrasjonene ble funnet i Pasvik og ellers i innsjøer på Østlandet uten særlig menneskelig aktivitet i nedbørfeltene.

3.1.2 Innsjøer med forhøyde nivåer av ΣPCB_7

Mjøsa

Mjøsa var innsjøen på fastlands-Norge med de markert høyeste nivåene. Bestandene av både ørret, abbor, gjedde og lake herfra hadde de høyest registrerte nivåene av samtlig undersøkte fastlandsbestander. Lagesilda herfra hadde også et påtakelig høyt PCB-nivå. Mjøsørret kjennetegnes ved at de er spesialiserte fiskespisere, hurtigvoksende og når en stor kroppsstørrelse («stor-ørret»). De står på et høyere trofisk nivå (plass i næringsnettet) enn den mer småvokste «normal-ørreten» som hovedmaterialet ellers består av. Dette bidrar til den forholdsvis høye konsentrasjonen av ΣPCB_7 , da nivåene av biomagnifiserbare miljøgifter innen et næringsnett generelt øker med organismenes trofiske posisjon. De høye konsentrasjonene av ΣPCB_7 i de andre fiskeartene vitner imidlertid om at Mjøsa må ha blitt tilført betydelige mengder av PCB som følge av ulik industriell og sivilisatorisk aktivitet i nærrområdene. Nivået i Mjøs-ørret (ΣPCB_7 : 75 $\mu\text{g}/\text{kg}$) var noe lavere enn de som rapporteres fra laks fra Østersjøen (ΣPCB_7 : ≈ 90 –190 $\mu\text{g}/\text{kg}^1$). Østersjøen anses som betydelig påvirket av klororganiske miljøgifter.

Analysene av lakelever (4 prøver) fra Mjøsa viser at lake fanget innerst i Furnesfjorden (utenfor Brumunddal) hadde akkumulert atskillig mer PCB enn lake fanget lengre ute i Furnesfjorden, eller ved Gjøvik og Lillehammer (ΣPCB_7 : 5800 $\mu\text{g}/\text{kg}$ vs. 1300–1700 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Hvorvidt dette skyldes at Furnesfjorden ved Brumunddal er mer påvirket enn fjorden utenfor Hamar kan vi ikke gi noe svar på, da fisken alder ikke har blitt bestemt. Furnesfjorden er imidlertid blitt tilført PCB-forurensninger fra NSBs verksteder ved Hamar (Kjellberg og Løvik 2000). I henhold til SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder mht. ΣPCB_7 i torskelever (Molvær et al. 1997) faller innerste del av Furnesfjorden inn i tilstandsklasse IV, sterkt forurenset (ΣPCB_7 : 4000–10000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt). De andre prøvene faller stort sett inn i tilstandsklasse II, moderat forurenset (ΣPCB_7 : 500–1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt). En må imidlertid være varsom med direkte og ukritisk anvendelse av de marine kriteriene på innsjøer, da det her er snakk om ulike økosystemer og indikatororganismer. Når kriteriene for torsk likevel brukes for å antyde forurensningsgrad er det fordi torsk og lake er beslektede arter; har samme bruk av lever som opplagsorgan for fett, og er på sammenlignbart trofisk nivå.

Hurdalssjøen

Med en konsentrasjon av ΣPCB_7 på nær 1300 $\mu\text{g}/\text{kg}$, hadde lever av lake fra Hurdalssjøen omlag like høye nivåer av PCB som lake i fra Mjøsas hovedbasseng. Vi har ingen analyser av annen fisk fra

1. Estimert her, basert på forholdet $\Sigma\text{PCB}_7 / (\text{PCB } 153 + \text{PCB } 138)$. Data for PCB 153 og 138 i Østersjølaks er hentet fra Asplund et al. 1999a.

Hurdalssjøen, men disse dataene indikerer at også Hurdalssjøen har blitt tilført betydelige mengder PCB fra lokale kilder.

Randsfjorden

Ørreten fra Randsfjorden hadde også en relativt høy konsentrasjon av ΣPCB_7 (24 $\mu\text{g}/\text{kg}$) sammenliknet med det resterende ørret-materialet. Dette skyldes trolig i første rekke at det er en storvokst, fiskespisende ørretbestand (stor-ørret), da nivåene i abbor og gjedde fra Randsfjorden ikke tyder på at innsjøen har vært særskilt belastet med PCB-forurensninger.

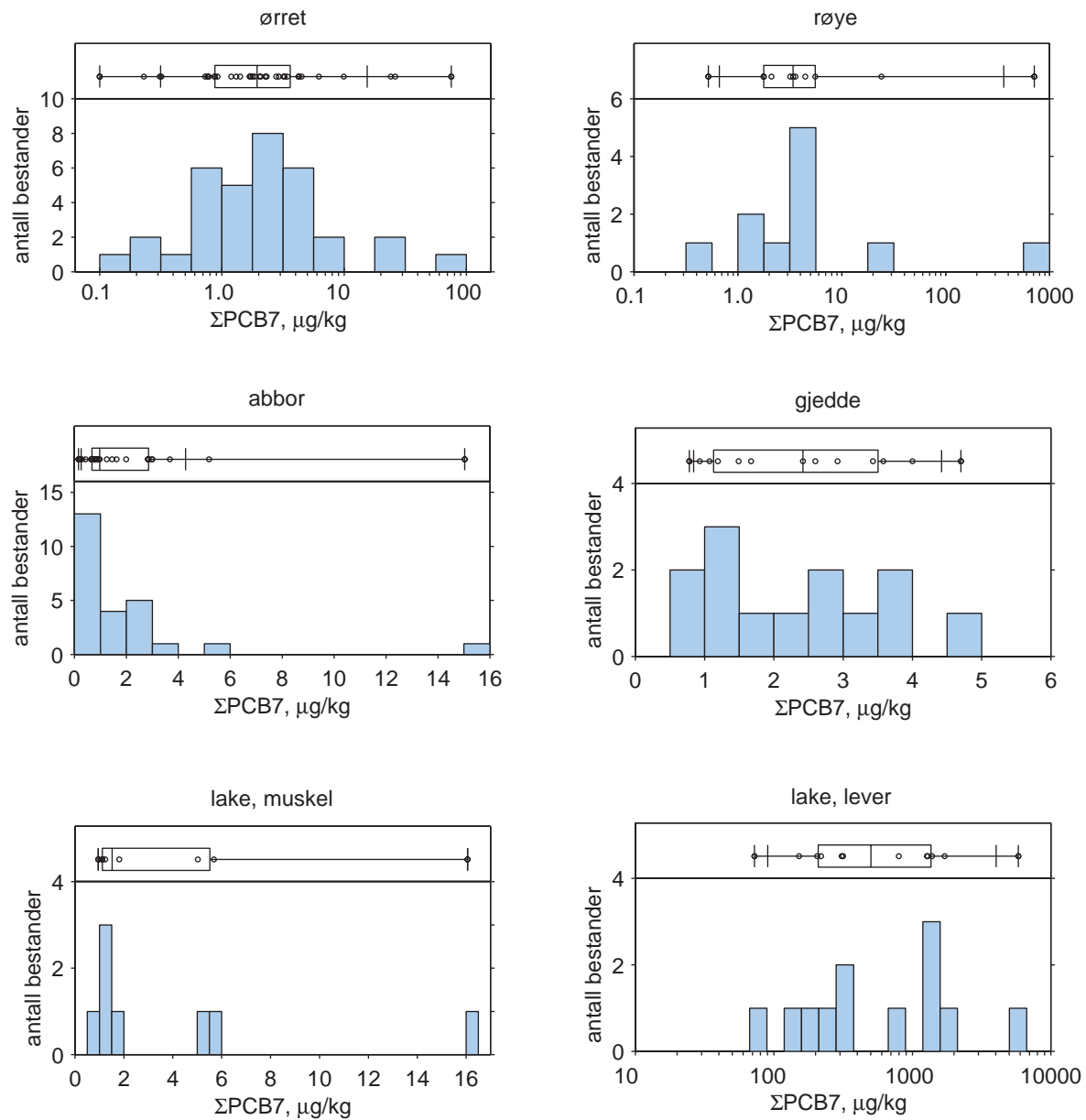
Agder, kystnære innsjøer

I de kystnære innsjøene i Agder-fylkene var det en tendens til at ørreten hadde tydelig forhøyde PCB-nivåer sammenliknet med typiske verdier fra normalvokste ørretbestander. Ørreten fra Grovatnet, Mårvatnet og Vatnebuvatnet hadde ΣPCB_7 -konsentrasjoner på henholdsvis 6, 10 og 26 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mens typiske verdier for de andre normalvokste ørretbestander var 1–3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Det dreier seg her ikke om typiske storørretbestander, skjønt ørreten fra Vatnebuvatnet var forholdsvis storvokst og det i prøven herfra fantes fisk i størrelsesgruppa 1–2 kg. Ingen av disse lokalitetene har noen virksomhet i nedbørfeltet som skulle kunne bidra med lokale punktutslipp, og vi anser det derfor som mest sannsynlig at de forhøyde nivåene skyldes høye atmosfæriske avsetninger.

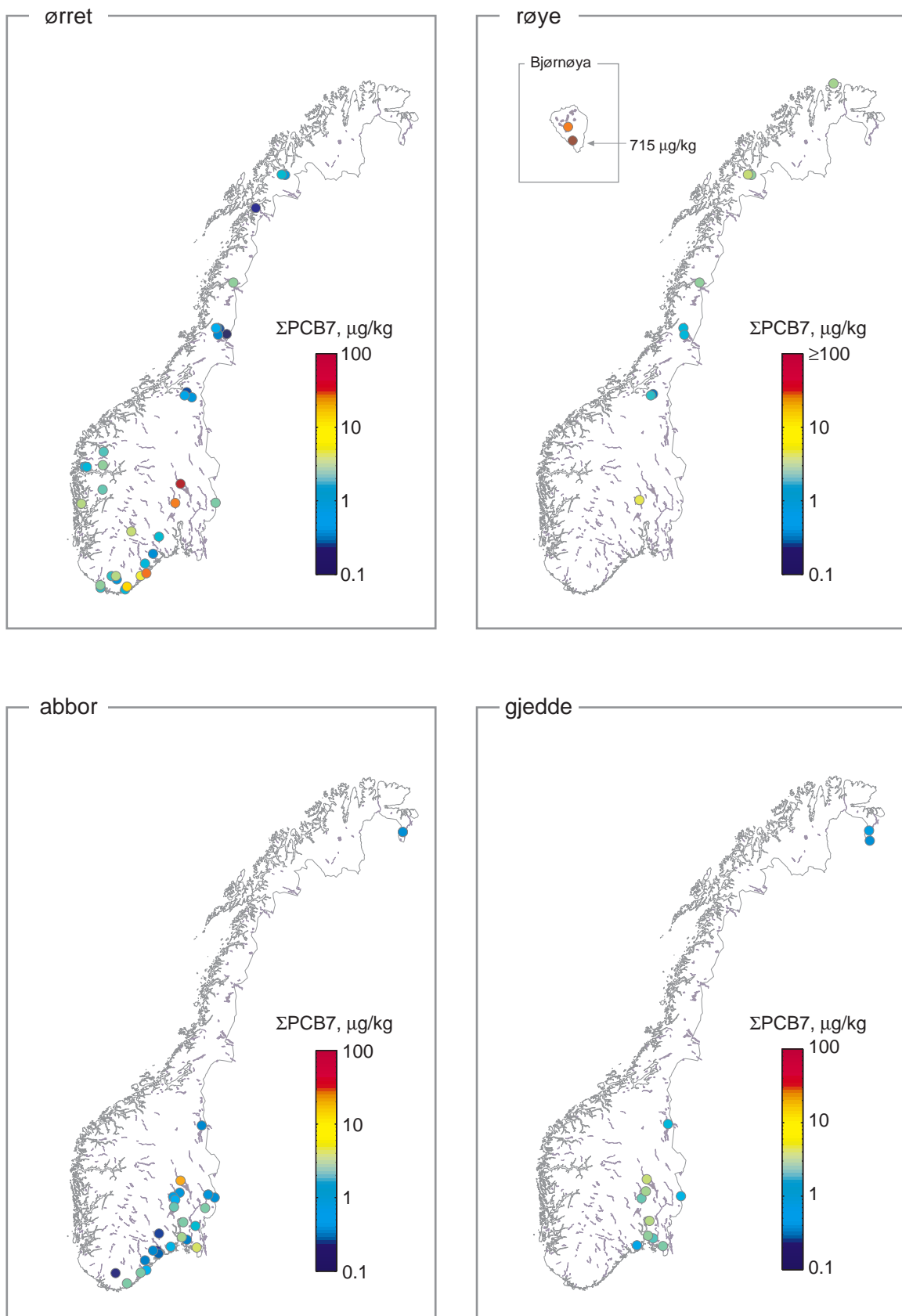
Ellasjøen og Øyangen, Bjørnøya

Data på ΣPCB_7 fra disse sjøene er hentet fra en undersøkelse som er tidligere har vært rapportert av Skotvold et al. (1999). I foreliggende rapport er de oppgitt som gjennomsnittsverdier av analyse-resultater fra individuelle fiskeprøver.

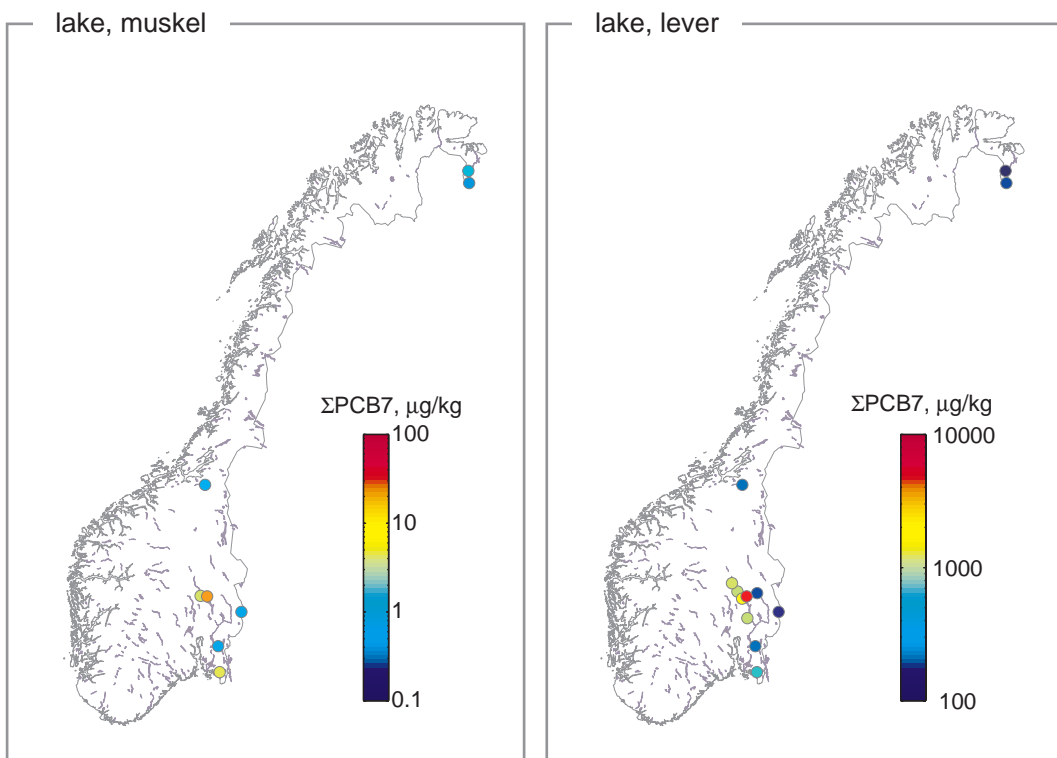
Konsentrasjonen av ΣPCB_7 i røye fra Ellasjøen var særdelses høyt (715 $\mu\text{g}/\text{kg}$), og var nær 30 ganger høyere enn konsentrasjonen i Øyangen (24 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Konsentrasjonen av PCB — og flere andre klororganiske forbindelser — i røye fra Ellasjøen er de høyeste som er målt i arktiske strøk. Høye atmosfæriske depositions-rater på grunn av spesielle meteorologiske forhold og betydelig kondensasjon av arktisk tåke, samt høye tilførsler av forurensninger i ekskrementer fra sjøfuglkolonier i nedbørfeltet (kobling til marine næringskjeder), har vært foreslått som mekanismer for de høye nivåene. Disse forholdene er nå under utredning i et eget forskningsprosjekt.



Figur 2. Konsentrasjonene av ΣPCB_7 i ferskvannsfisk. Konsentrasjonene ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt) gjelder muskelvev; i lake også lever. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen.



Figur 3. Kart over konsentrasjonene av ΣPCB_7 i muskelvev (våttvektsbasis) fra ørret, røye, abbor og gjedde. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.



Figur 4. Kart over konsentrasjonene av ΣPCB_7 i muskelvev og lever fra lake (våtvekt). De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.

3.2 Σ DDT

3.2.1 Generelt

Nivåene av Σ DDT i muskelvev hos de ulike artene var gjennomgående lave, med medianverdier (50-prosentiler) i området 0,7–1,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Tab. 3, Fig. 5–7). Konsentrasjonene på fastlands-Norge viste i hovedsak samme geografiske variasjonsmønster som ΣPCB_7 : en nord-sør gradient, med høyeste verdier i sør (Fig. 6). En forskjell var imidlertid at også noen av innsjøer på Vestlandet hadde moderat forhøyde verdier av Σ DDT. Som for PCB hadde Mjøsa og Ellasjøen på Bjørnøya betydelig forhøyde nivåer av Σ DDT.

Hos ørret lå vanlig forekommende konsentrasjoner av Σ DDT i intervallet 0,7–3,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. De laveste nivåene fantes i fisk fra midt- og nord-Norge, mens fisken fra sør-Norge generelt hadde høyere verdier. Til forskjell fra fordelingen i PCB-konsentrasjonene hadde Vestlands-sjøene vanligvis moderat forhøyde verdier av Σ DDT. De høyeste verdiene ble imidlertid funnet i storørret-bestandene fra Mjøsa og Randsfjorden, med nivåer av Σ DDT på henholdsvis 61 og 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Røye-materialet var tallmessig mer spinkelt enn ørret-materialet og lokalitetene lå i hovedsak i midt- og nord-Norge. Det var en tendens til at røya hadde noe høyere nivåer av Σ DDT enn ørret, med typiske konsentrasjoner i intervallet 1,2–2,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Fra åtte lokaliteter hadde vi analyser av samlevende bestander av ørret og røye. I alle disse lokalitetene hadde røya høyere nivåer av Σ DDT enn ørreten, og i gjennomsnitt var nivåene henholdsvis $1,2 \pm 0,5$ $\mu\text{g}/\text{kg}$ og $0,7 \pm 0,4$ $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Abbor- og gjedde-materialet hadde i hovedsak en geografisk utbredelse begrenset til sørøst-Norge. Typiske konsentrasjoner av Σ DDT i abbor lå i intervallet 0,4–1,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Tilsvarende tall for gjedde, men med et tallmessig mer sparsomt materiale, var 0,8–2,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Ingen klare geografiske trender i konsentrasjonene kunne spores i materialet, men nivåene i nordlige grensetrakter på Østlandet og i Finnmark (Pasvik) var lavt for begge artene.

Tabell 3. Konsentrasjonene av Σ DDT i ferskvannsfisk, oppgitt som middelerdi og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent er oppgitt

art	n	vev	% fett	Σ DDT, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret	34	muskel	1.35	4.39	0.0	0.33	0.65	1.15	3.15	11.5	61.0
røye	11	muskel	1.34	7.28	0.41	0.46	1.18	1.40	2.77	70.6	87.2
abbor	26	muskel	0.44	1.47	0.18	0.23	0.42	0.69	1.72	3.84	10.7
gjedde	13	muskel	0.27	2.02	0.30	0.42	0.82	1.10	2.58	6.28	8.00
lake	8	muskel	0.43	3.34	0.54	0.54	0.57	1.17	4.36	14.0	14.0
lake	12	lever	37.4	822	31.0	51.5	147	359	1249	3008	3702
lagesild	1	muskel	0.74	53.7	-	-	-	-	-	-	-

Lake-materialet var også lokalisert med tyngdepunkt på Østlandet, men lokaliteter fra midt-Norge og Finnmark var også representert. For lake ble det analysert i både muskelvev og i lever. Typiske konsentrasjoner av Σ DDT i muskelvev var 0,5–4,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mens tilsvarende tall for lever var 150–1300 $\mu\text{g}/\text{kg}$. De laveste konsentrasjonene ble funnet i Pasvik og ellers i innsjøer på Østlandet uten særlig menneskelig aktivitet i nedbørfeltene.

3.2.2 Innsjøer med forhøyede nivåer av Σ DDT

Nivåene av Σ DDT korrelerte stort sett godt med Σ PCB₇ (se kommende kapittel om samvariasjoner), og bestandene med høye verdier av PCB hadde jevnt over også høye verdier av Σ DDT. På grunn av tidligere utstrakt anvendelsen av DDT som pesticid vil man imidlertid kunne finne en større lokal variasjon i nivåene enn for PCB. Slik anvendelse er trolig en årsak til at fisk fra innsjøer på Vestlandet hadde en tendens til å ha noe forhøyde nivåer av DDT.

Mjøsa

Som for Σ PCB₇, var Mjøsa den innsjøen på fastlands-Norge med de markert høyeste nivåene av Σ DDT i fisk. Bestandene av både ørret, abbor, gjedde og lake herfra hadde de høyest registrerte nivåene av samtlige undersøkte fastlands-bestander. Også lagesilda herfra hadde et bemerkelsesverdig høyt DDT-nivå. De høye nivåene i Mjøs-ørret må dels tilskrives at dette er storørret som står på et høyt trofisk nivå, men de forhøyde konsentrasjonene av Σ DDT i de andre fiskeartene indikerer at Mjøsa har blitt tilført merkbare mengder DDT fra hage-, land- og skogbruk i nedbørfeltene. Nivåene i Mjøs-ørret (Σ DDT: 61 $\mu\text{g}/\text{kg}$) var imidlertid vesentlig lavere enn de som rapporteres fra laks fra Østersjøen (Σ DDT: $\approx 120\text{--}300 \mu\text{g}/\text{kg}$ ¹). Østersjøen anses som betydelig påvirket av klororganiske miljøgifter.

Analysene av lakelever (4 prøver) fra Mjøsa viser at lake fanget i Furnesfjorden nær Hamar var vesentlig mer påvirket av DDT enn lake fanget lengre ute i Furnesfjorden, ved Gjøvik og ved Lillehammer (Σ DDT: 3700 $\mu\text{g}/\text{kg}$ vs. 1100–1400 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Det er rimelig å tolke de forhøyde verdiene nær Hamar som et resultat av betydelige lokale tilførsler. Forholdet mellom p,p'-DDT og p,p'-DDE i denne prøven var relativt høyt sammenliknet med forholdet i de andre lakeprøvene fra Mjøsa (1,03 versus 0,26–0,51; se vedlegg). Dette viser at det var relativt mindre nedbrutt DDT i denne prøven sammenliknet med prøvene fra hovedbassenget. I henhold til SFTs klassifiseringssystem for marin miljøkvalitet (Molvær et al. 1997) faller fisken fra Furnesfjorden nær Hamar inn i tilstandsklasse V for torskelerver, meget sterkt forurenset (Σ DDT: $>3000 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt). De andre prøvene faller inn i tilstandsklasse III, markert forurenset (Σ DDT i torskelerver: 500–1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt).

Randsfjorden

Ørreten fra Randsfjorden hadde også en relativt høy konsentrasjon av Σ DDT (15,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$) sammenliknet med det resterende ørretmaterialet. Som for PCB skyldes dette trolig i første rekke at det er en storvokst, fiskespisende ørretbestand (storørret), da Σ DDT-nivåene i abbor og gjedde fra Randsfjorden ikke skilte seg spesielt ut fra dagens bakgrunnsnivå.

Vestlandet

I noen innsjøer på Vestlandet hadde ørreten noe forhøyde nivåer av Σ DDT, slik som Breimsvatnet og Holmevatn i Sogn og Fjordane (Σ DDT: 7,4 og 5,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Typiske verdier for de andre normalvokste ørretbestander var 0,7–3,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Det er sannsynlig at lokal anvendelse av DDT i fruktdyrkningsdistriktene har ført til både direkte tilførsler til innsjøene og indirekte gjennom en økning i de luftbårne avsetningene.

Agder, kystnære innsjøer

I noen av de kystnære innsjøene i Agderfylkene var det óg en tendens til ørret hadde forhøyde DDT-nivåer sammenliknet med typiske verdier fra normalvokste ørretbestander. Ørreten fra Mårvatnet og Vatnebuvatnet hadde Σ DDT-konsentrasjoner på henholdsvis 5,7 og 16 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mens typiske verdier for de andre normalvokste ørretbestander var 0,7–3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Dette var ingen typiske storørretbestander, skjønt ørreten fra Vatnebuvatnet var forholdsvis storvokst og det i prøven fantes et fåtall individer i størrelsesgruppen 1–2 kg. Ingen av disse lokalitetene har noen virksomhet i nedbørfeltet som skulle kunne bidra med lokale punktutslipp, og vi anser det derfor som sannsynlig at høye atmosfæriske

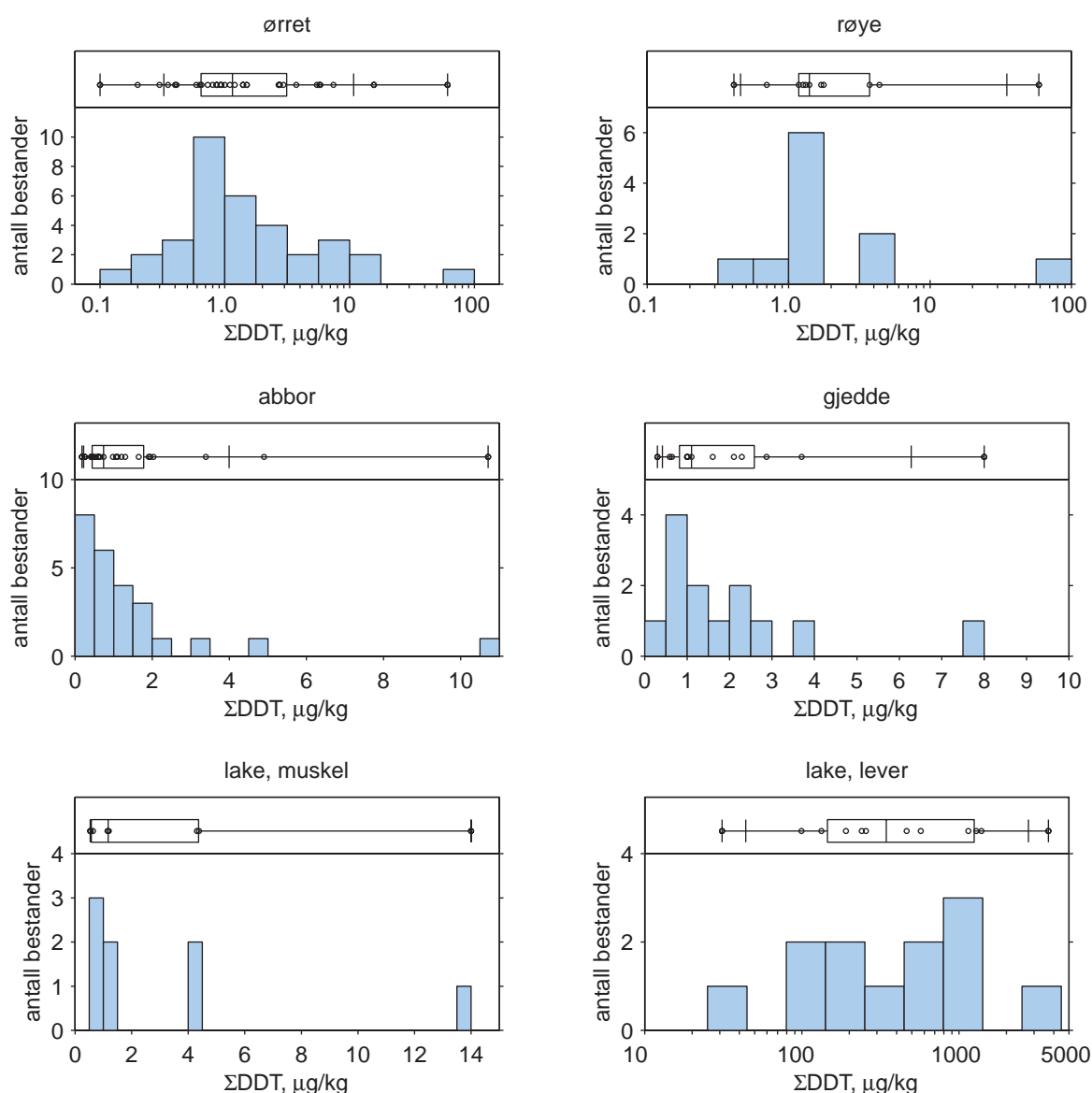
1. Basert på lipidnormaliserte data på DDT og DDE i Østersjølaks, Asplund et al. 1999a.

avsetninger har bidratt til de forhøyde nivåene i fisken.

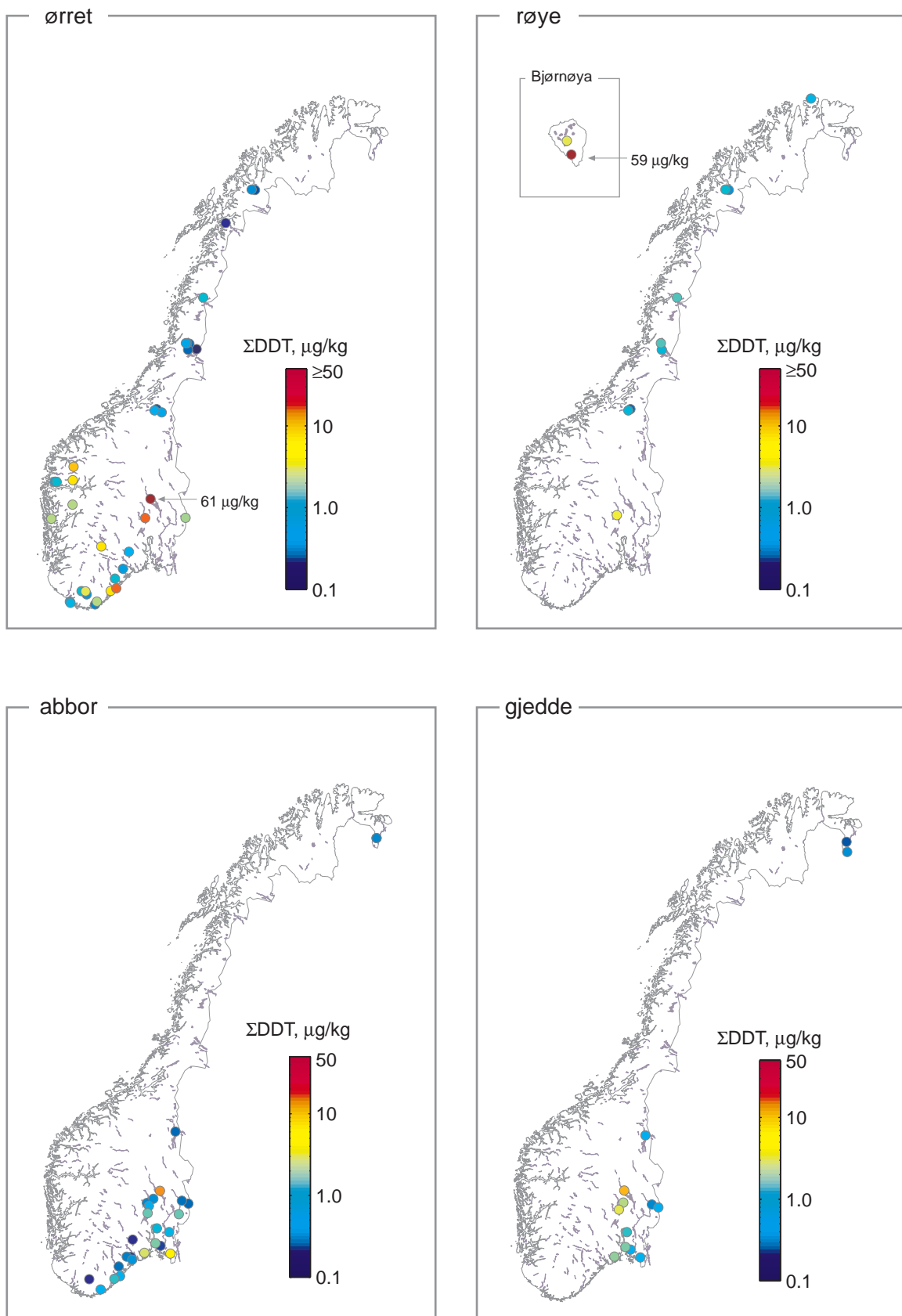
Ellasjøen og Øyangen, Bjørnøya

Data fra disse sjøene er hentet fra en undersøkelse som er rapportert av Skotvold et al. (1999). I foreliggende rapport er de oppgitt som gjennomsnittsverdier av analyseresultater fra individuelle fiskeprøver.

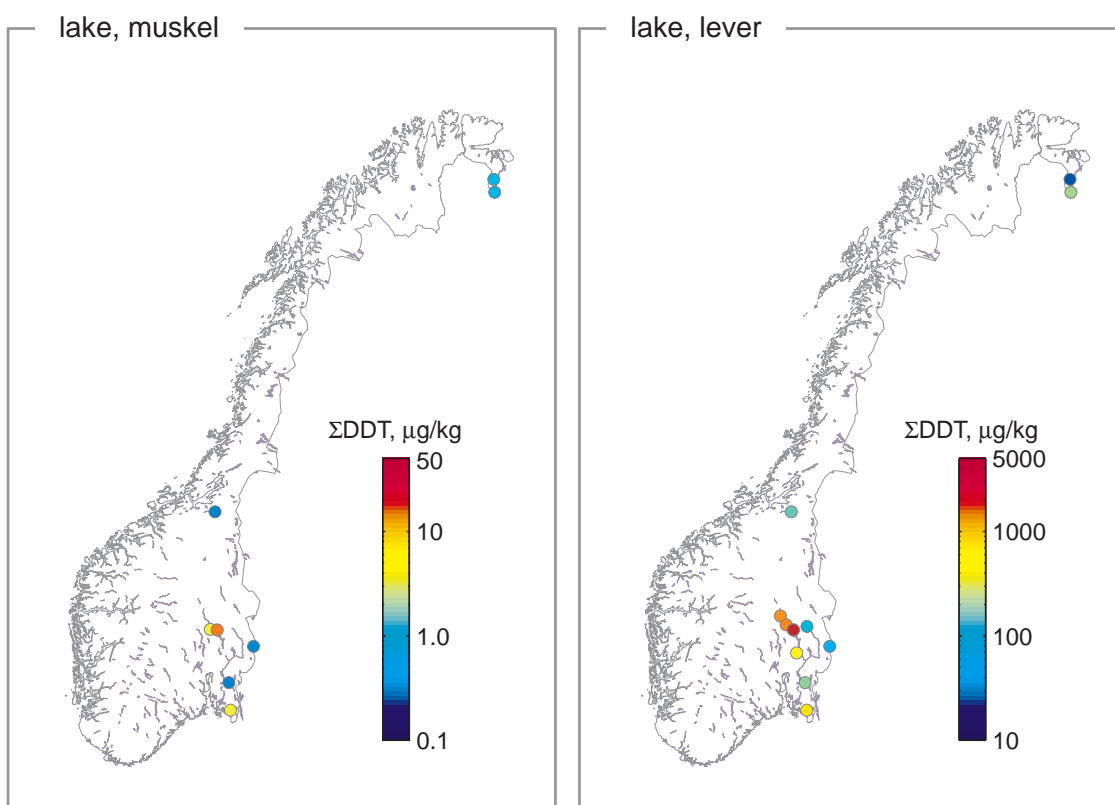
Konsentrasjonen av Σ DDT i røye fra Ellasjøen var svært høyt (87,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$), og var drøyt 30 ganger høyere enn konsentrasjonen i Øyangen (2,76 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Som tidligere nevnt har røya i Ellasjøen et særlig høyt innhold av flere klororganiske miljøgifter, noe som har vært foreslått å kunne skyldes spesielle meteorologiske forhold, samt høye tilførsler av forurensninger i ekskrementer fra sjøfugl-kolonier i nedbørfeltet (kobling til marine næringskjeder).



Figur 5. Konsentrasjonene av Σ DDT i ferskvannsfisk. Konsentrasjonene ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) gjelder muskelvev; i lake også lever. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen.



Figur 6. Kart over konsentrasjonene av Σ DDT i muskelvev (våtvekt) fra ørret, røye, abbor og gjedde. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.

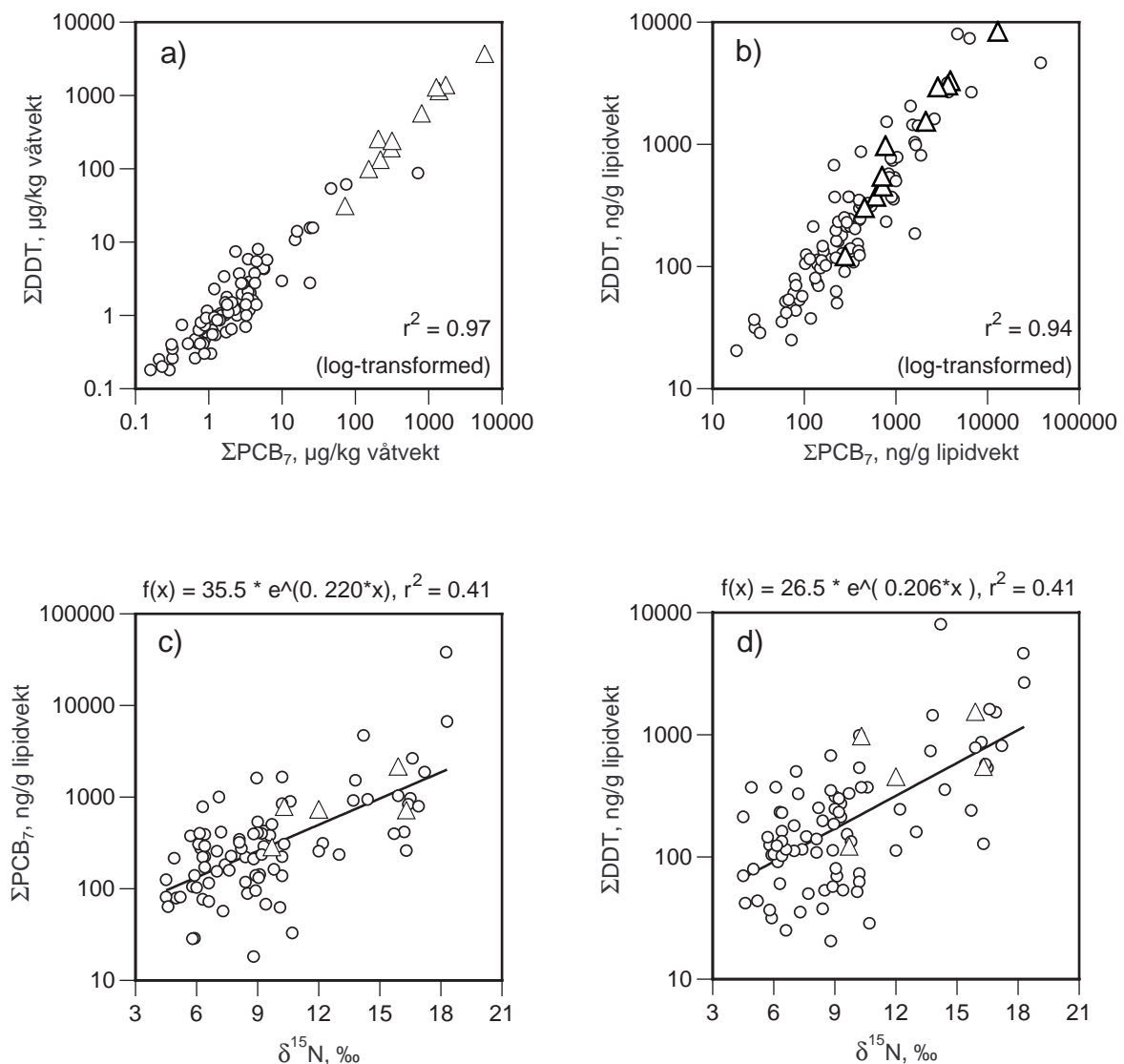


Figur 7. Kart over konsentrasjonene av Σ DDT i muskelvev og lever fra lake (våtvekt). De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.

3.3 Samvariasjoner mellom ΣPCB_7 , ΣDDT og trofisk nivå ($\delta^{15}\text{N}$)

Det var generelt en svært god sammenheng mellom konsentrasjonene av ΣPCB_7 og ΣDDT , og vi har illustrert dette i figur 8 a og b. I figur 8 b har vi beregnet konsentrasjonene på fettvektbasis. En slik justering gjøres ofte når nivåene av lipofile miljøgifter skal sammenlignes mellom ulike arter eller vevstyper med forskjellig fettinnhold, og vi ser i figur 8 b at variasjonsbredden i konsentrasjonene minsker betydelig. Etter en slik «normalisering» blir nivåene i fettfraksjonen fra musklev fra stor fiskepisende rovfisk (storørret, gjedde og stor abbor) mer sammenliknbare med nivåene som finnes i fettfraksjonen fra lake-lever.

I figur 8 c og d har vi framstilt de fettvektbasert konsentrasjonene av ΣPCB_7 og ΣDDT som funksjon av $\delta^{15}\text{N}$ (isotopforholdet $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$; relativ anriking i forhold til atmosfærisk luft). $\delta^{15}\text{N}$ -nivået gir et uttrykk for fiskens plass i næringskjede, og generelt antas det å stige med 3,4‰ for hvert trofisk nivå (Minagawa og Wada, 1984).



Figur 8. Samvariasjonen mellom ΣPCB_7 og ΣDDT (figur a og b); mellom ΣPCB_7 og $\delta^{15}\text{N}$ (figur c) og mellom ΣDDT og $\delta^{15}\text{N}$ (figur d) i det samlede prøvematerialet. I figur b, c og d er konsentrasjonene framstilt på fettvektbasis. Lever-prøvene er markert med trekant, muskel-prøvene er markert med sirkel.

De fettvektjusterte nivåene av ΣPCB_7 og ΣDDT viste en forholdsvis god samvariasjon med $\delta^{15}\text{N}$, noe som demonstrerer at disse forbindelsene i høy grad biomagnifiserer i akvatiske næringsnett. Den store variasjonen omkring regresjonslinjen tolker vi i første rekke som et resultat av ulik forurensningsbelastning i de enkelte lokalitetene. Når det gjelder $\delta^{15}\text{N}$ -nivået i enkelte lokaliteter, så er dette trolig noe forhøyet som følge av menneskelig virksomhet, slik som utslipp fra kloakk-renseanlegg, avrenning fra husdyrgjødsel mm. I Ellasjøen på Bjørnøya vet man også at $\delta^{15}\text{N}$ -nivået er betydelig forhøyet på grunn av stor tilførsel av fugleskitt fra sjøfuglkolonier. Disse forholdene kan i en viss grad ha forsterket assosiasjonen mellom nivåene av klororganiske miljøgifter og $\delta^{15}\text{N}$, da menneskelige aktivitet i nedbørfeltene også fører til økt risiko for lokal tilførsel av miljøgifter. For Ellasjøen kan den store aktiviteten av hekkende sjøfugl i nedbørfeltene også tenkes å fungere som en kobling mot det marine økosystemet og gi økt tilførsler av miljøgifter.

3.4 QCB, HCH, HCB og OCS

Standard analyseprogram inkluderte også QCB (pentaklorbenzen), HCH (α - og γ -hexaklorcyclohexan), HCB (hexaklorbenzen) og OCS (oktaklorstyren). I muskelvevs-prøvene ble det i hovedsak funnet verdier som lå under kvantifiseringsgrensene av disse komponentene (se Tab. 3 i vedlegg). I leverprøvene av lake fantes det imidlertid kvantifiserbare mengder, og vi har summarisk framstilt disse verdiene i tabell 4. Generelt framsto Mjøsa med de høyeste verdiene, men ingen av nivåene av HCB eller ΣHCH (HCHA + HCHG) i lakelever overskred grensene for tilstandsklasse I, ubetydelig – lite forurenset, i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystvann (Molvær et al. 1997).

Tabell 4. Konsentrasjoner av diverse klororganiske forbindelser i lakelever oppgitt som prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert er 12. Gjennomsnittlig fettprosent var 34%. Celler merket i.k. betyr ikke-kvantifiserbare verdier.

komponent	konsentrasjon, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt				
	Min.	25%	50%	75%	Max.
QCB, pentaklorbenzen	i.k.	i.k.	i.k.	0.3	3
HCB, hexaklorbenzen	1.3	8.8	9.6	13.5	18
HCHA, α -hexaklorsykloheksan	i.k.	1.1	3.3	3.9	15
HCHG, γ -hexaklorsykloheksan (lindan)	i.k.	1.3	5.7	11.3	17
OCS, oktaklorstyren	4	4	4	4	4

4. Andre persistente klor- og bromorganiske forbindelser

Dette analyseprogrammet omfattet flere mer spesialiserte analyser av klorerte og bromerte organiske miljøgifter, som dioksiner og dioksinliknende PCB-kongenere, polyklorerte naftalener og polyklorerte parafiner, toksafener, samt polybromerte flammehemmere. Prosjektets rammer tillot kun å analysere for disse forbindelsene i et mindre utvalg prøver (inntil 16 ørret/røye- og 8 lakeprøver). I dette prøveutvalget inngår ikke storørret fra Mjøsa—som viste seg å ha et høyt nivå av både ΣPCB_7 og ΣDDT . Nivåene i Mjøsa er imidlertid dekket ved at det er analysert i lever fra lake fra Furnesfjorden og Lillehammer.

Det bør understrekes at det bare er ved analyser av disse variable — spesielt dioksiner og dioksinliknende PCB — at man får et noenlunde pålitelig uttrykk for mulig helserisiko ved å spise ferskvannsfisk. Denne kartleggingen har vært forsømt i minst et 10-år, og de resultater det redegjøres for i det følgende bør være begynnelsen på en utvidet kartlegging av disse stoffenes forekomst.

4.1 Dioksiner og dibenzofuraner

Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) er en gruppe forbindelse som for enkelhets skyld ofte omtales bare som dioksiner. Den toksikologiske vurderingen av disse forbindelsenes forekomst innebærer at de omregnes til toksistetsekvivalenter av 2,3,7,8-TCDD, noe som er gjort i Kapittel 5.

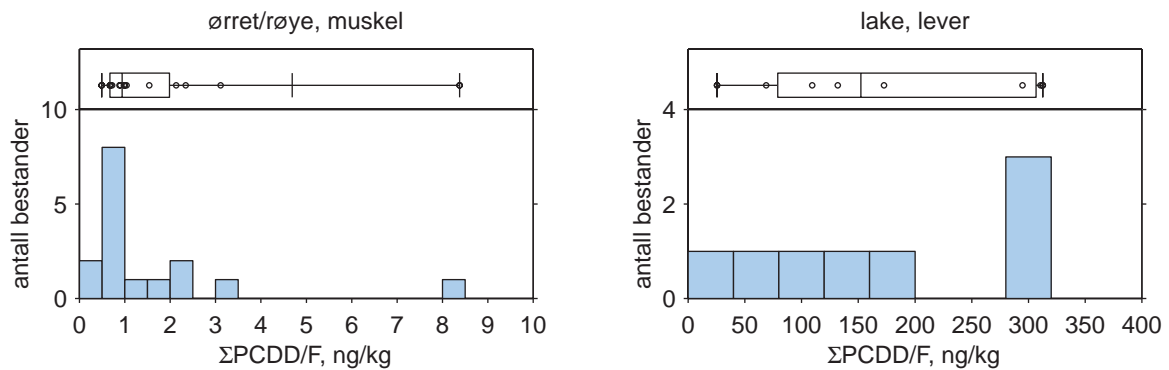
Vanlig forekommende nivåer av sum dioksiner ($\Sigma\text{PCDD/F}$) i ørret og røye lå i intervallet (0,7– 2 ng/kg våtvekt, Tabell 5 og Figur 9). Rådata er framtilt i vedlegget, Tabell 4. Prøve-materialet besto av 14 ørret- og 2 røye-prøver. De høyeste dioksinverdiene i muskelvev fra ørret og røye ble funnet i Mårvatn i Aust-Agder (Figur 10). Summen av dioksiner i ørret herfra (8,4 ng/kg våtvekt) var av omlag samme størrelse som de nivåene som er rapportert fra ørret i vatn nær det tidligere smelteverket (pelletverket) i Sørvaranger (Schlabach og Skotvold 1997) — en virksomhet som slapp ut betydelige mengder dioksiner til luft. De forhøyde nivåene i fisken fra Mårvatn kan tolkes som et resultat av at dette er et område med relativt høye atmosfæriske avsetninger av dioksiner.

Blant innsjøene i Nord-Norge var den høyest registrerte nivået i ørret fra Store Raudvatn nær Mo i Rana med 1,5 ng/kg. Nivået i røye fra Ellasjøen på Bjørnøya lå innenfor det vanlig forekommende nivået for ørret og røye.

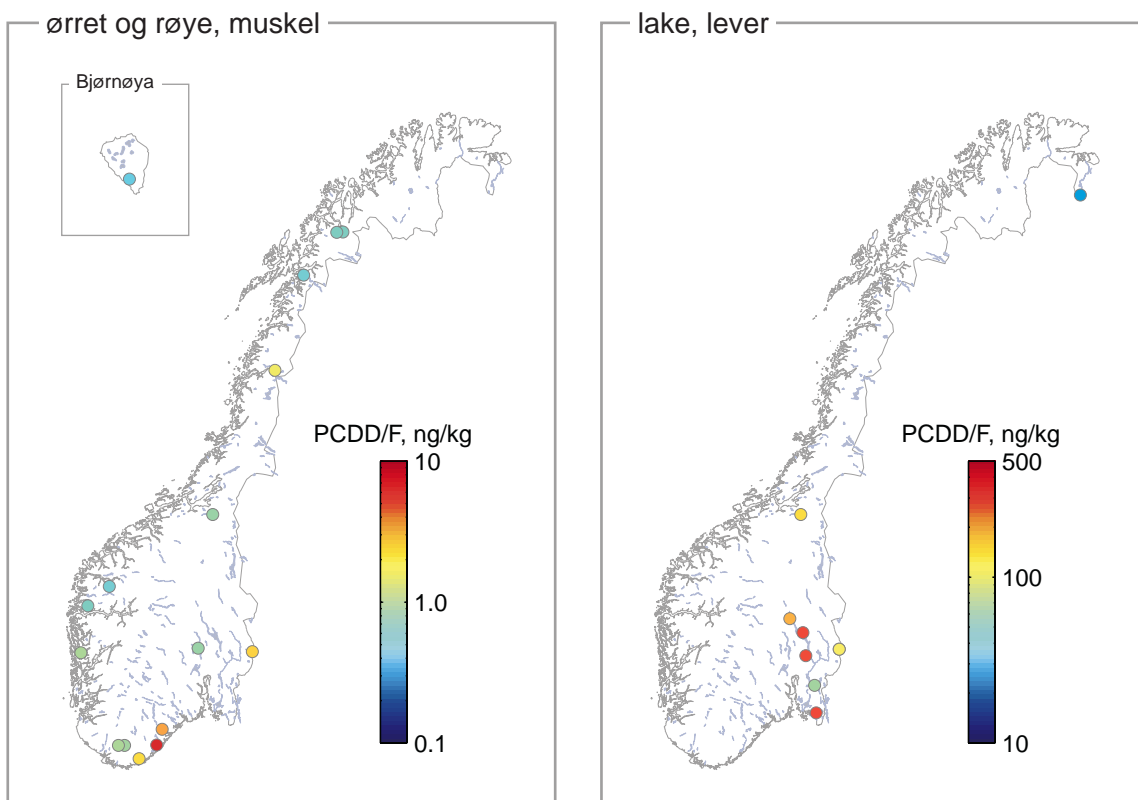
Vanlig forekommende nivåer av $\Sigma\text{PCDD/F}$ i lake-lever lå i intervallet 80–200 ng/kg våtvekt. De høyeste verdiene var i materialet fra Sør-Norge, og både Mjøsa, Hurdalssjøen og Femsjøen (nederst i Haldenvassdraget) hadde verdier omkring 300 ng/kg.

Tabell 5. Konsentrasjonene av sum polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner ($\Sigma\text{PCDD/F}$) i ørret/røye og lake, oppgitt som middelvei og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent er oppgitt.

art	n	vev	% fett	$\Sigma\text{PCDD/F}$ ng/kg våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret/røye	16	muskel	1.49	1.63	0.49	0.49	0.67	0.94	1.98	4.69	8.4
lake	8	lever	35.6	178	25.5	25.5	79.0	152	306	313	313



Figur 9. Konsentrasjonene av polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner (Σ PCDD/F) i ørret/røye og lake. Konsentrasjonene er analysert i muskelvev for ørret og røye, mens det for lake er analysert i lever. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektbasis. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen.



Figur 10. Kart over konsentrasjonene (våttvektbasis) av polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner (Σ PCDD/F) i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.

4.2 non-orto PCB

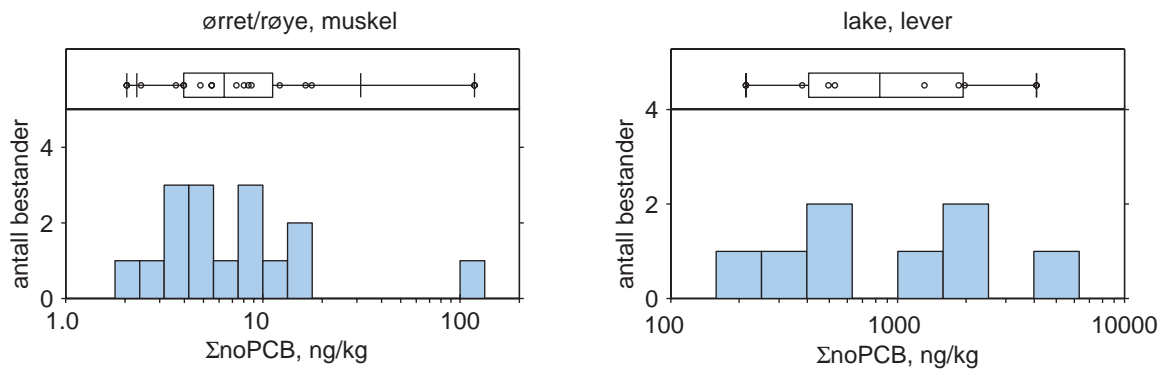
Non-orto PCB er plane PCB-kongenerer hvor ingen av ortoposisjonene har klorsubstitusjoner. De utgjør kun en liten fraksjon av den totale summen av PCB i en biologisk prøve. I en toksikologisk sammenheng er de likevel viktige da de har dioksinliknende egenskaper og i betydelig grad kan bidra til prøvens totale sum av toksistetsekvivalenter fra dioksiner og dioksinliknende stoffer. Summen av non-orto PCB som det her refereres til utgjøres av PCB-kongenerene med IUPAC nr. 77, 81, 126 og 169. En toksikologiske vurderingen av forekomsten disse forbindelsene må imidlertid innebære at de omregnes til toksistetsekvivalenter, noe som er gjort i Kapittel 5.

Vanlig forekommende nivåer av Σ non-orto PCB i muskelvev fra ørret og røye lå i intervallet 4–11 ng/kg våtvekt (Tabell 6 og Figur 11). De høyeste nivåene i muskelvev fra ørret og røye på fastlands-Norge ble generelt funnet i kystnære innsjøer i Aust-Agder (Figur 12), og ørretpøven fra Mårvatn nær Arendal hadde 17,7 ng/kg. Ørret fra Store Raudvatnet nær Mo i Rana hadde også et forhøyet nivå, med 16,5 ng/kg. Røye fra Ellasjøen på Bjørnøya hadde imidlertid det suverent høyeste nivået med hele 118 ng/kg.

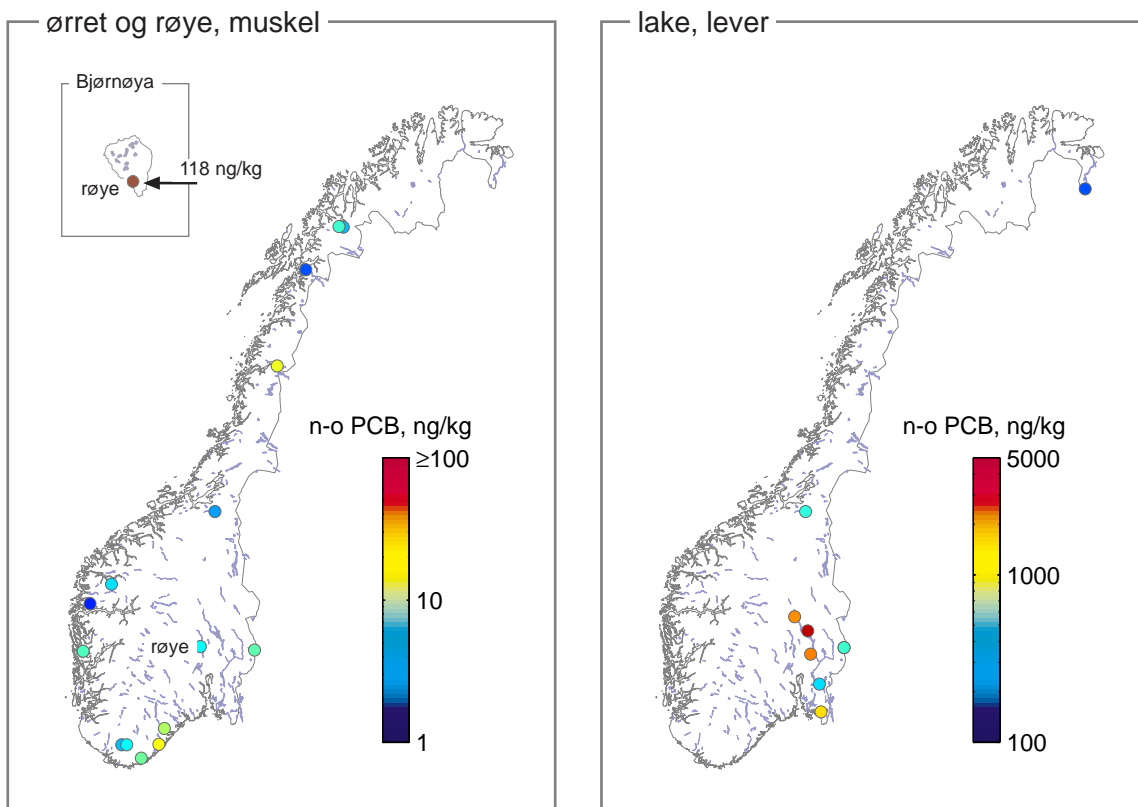
Vanlig forekommende nivåer av Σ non-orto PCB i lake-lever lå i intervallet 400–2000 ng/kg. De høyeste verdiene var i materialet fra Sør-Norge. Lakeprøven fra Furnesfjorden i Mjøsa hadde en konsentrasjon på 4000 ng/kg, mens prøvene fra Lillehammer (Mjøsa) og Hurdalssjøen hadde nivåer på omkring 2000 ng/kg. Dette er relativt høye verdier. Som sammenlikning kan det nevnes at det i Lake Laberg i nordlige Canada, en innsjø hvor fisken har tildels svært høye nivåer av klororganiske miljøgifter, har det vært rapportert nivåer av Σ non-orto PCB på omlag 4000 ng/kg (våtvekt) i lakelever (Muir og Lockhardt 1994)

Tabell 6. Konsentrasjonene av sum non-orto PCB i ørret/røye og lake, oppgitt som middelværdi og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent er oppgitt. Antallet ørret- og røyebestander var henholdsvis 14 og 2.

art	n	vev	% fett	Σ non-orto PCB, ng/kg våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret/røye	16	muskel	1.49	14.32	2.04	2.30	4.00	6.43	11.3	47.9	118
lake	8	lever	35.6	1357	215	215	408	920	1946	4094	4094



Figur 11. Konsentrasjonene av sum non-orto PCB i ørret/røye og lake. Konsentrasjonene er analysert i muskelvev for ørret og røye, mens det for lake er analysert i lever. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen.



Figur 12. Kart over konsentrasjonene (våttvektsbasis) av sum non-orto PCB i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.

4.3 Polyklorerte naftalener – PCN

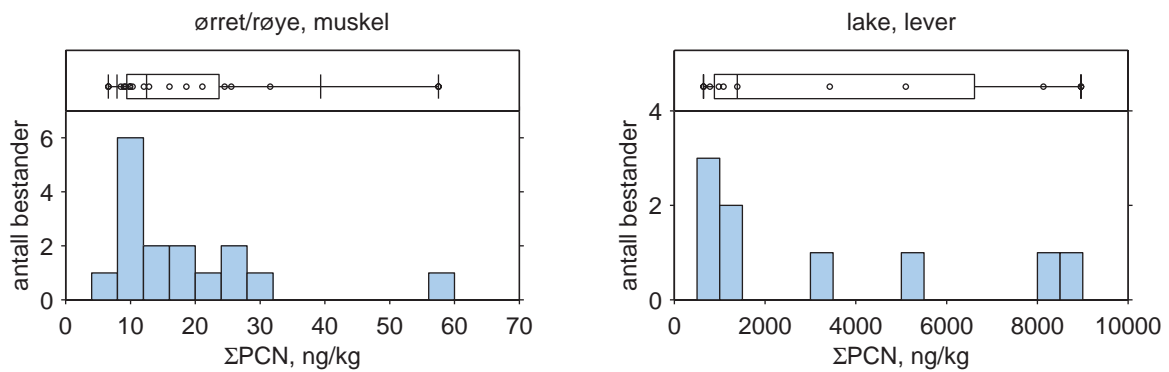
Vanlig forekommende nivåer av sum polyklorerte naftalener (Σ PCN) i muskelvev fra ørret og røye lå i intervallet 10–20 ng/kg våtvekt (Tabell 7 og Figur 13). Rådata er gitt i vedlegget, Tabell 9. De høyeste nivåene i muskelvev fra ørret og røye på fastlands-Norge ble generelt funnet i kystnære innsjøer i Aust-Agder (Figur 14), og ørretprøvene fra Mårvatn (ved Arendal) og Grovatn (ved Kristiansand) hadde konsentrasjoner på henholdsvis 58 og 32 ng/kg. Dette er nivåer i omlag samme størrelse som er rapportert for ikke-fiskespisende ørret fra Great Lakes, USA (Σ PCN: 35–44 ng/kg våtvekt, Kannan et al. 2000). Røye fra Ellasjøen på Bjørnøya hadde derimot en konsentrasjon som lå innenfor ovennevnte normalintervall.

Vanlig forekommende nivåer av Σ PCN i lakelever lå i intervallet 800–7000 ng/kg våtvekt. De høyeste verdiene var i materialet fra Sør-Norge. Lakeprøven fra Lillehammer, Mjøsa, hadde en konsentrasjon på nær 9000 ng/kg, mens prøvene fra Furnesfjorden i Mjøsa og Hurdalssjøen hadde nivåer på henholdsvis 8000 og 5000 ng/kg. Som sammenlikning kan det nevnes at det i lever fra torsk fanget i indre Oslofjord har det vært rapportert nivåer av Σ PCN på omlag 5000–15000 ng/kg våtvekt (Knutzen et al. 2000).

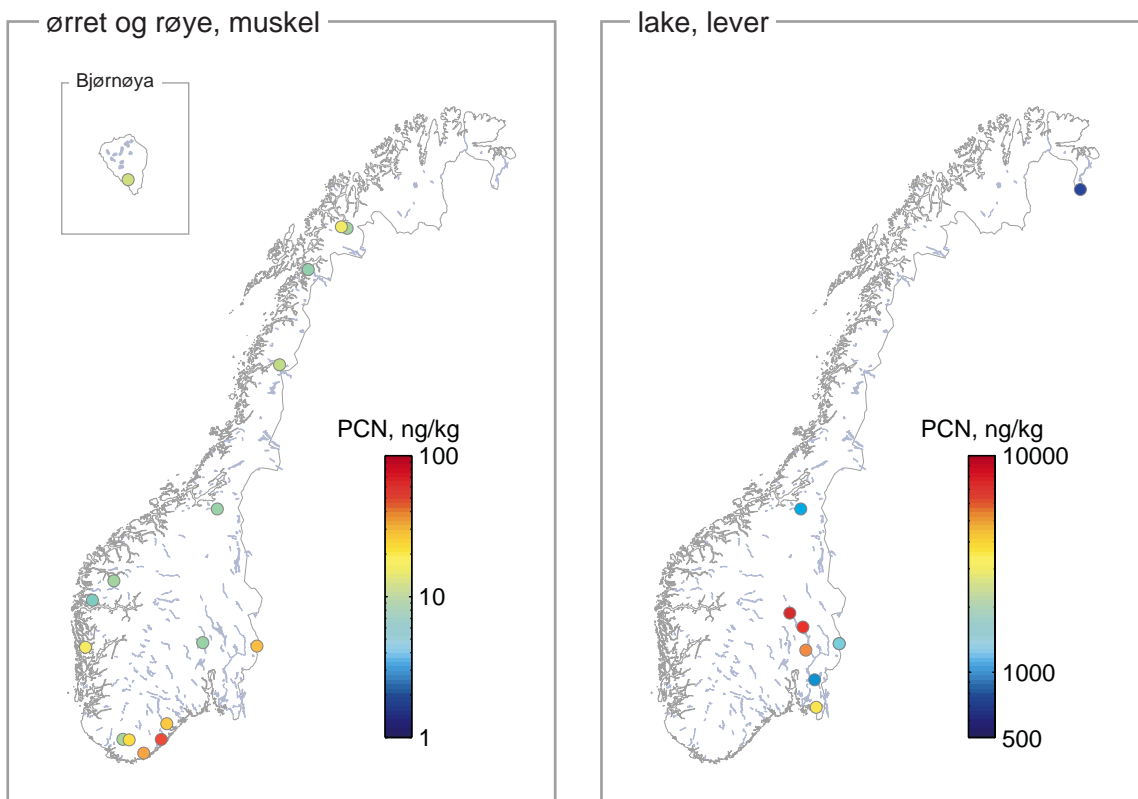
Enkelte polyklorerte naftalener har dioksinliknende egenskaper og er gitt tentative TEF-verdier av Hanberg et al. (1990): 0,002 for 1,2,3,5,6,7-HxCN og 0,003 for 1,2,3,4,5,6,7-HpCN. Bidragene fra disse forbindelsene til Σ TE blir imidlertid ubetydelig (< 1%) og er derfor ikke tatt med i de videre beregningene. Generelt kan man imidlertid være oppmerksom på at mer kunnskap om PCN kan medføre at gruppen må inkluderes i TE-beregningen (Villeneuve et al. 2000).

Tabell 7. Konsentrasjonene av sum polyklorerte naftalener (Σ PCN) i ørret/røye og lake, oppgitt som middelvei og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent er oppgitt.

art	n	vev	% fett	Σ PCN ng/kg våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret/røye	16	muskel	1.49	17.7	6.59	7.93	9.43	12.5	23.7	39.3	57.5
lake	8	lever	35.6	3638	643	643	834	2251	7374	8961	8961



Figur 13. Konsentrasjonene av sum polyklorerte naftalener (Σ PCN) i ørret/røye og lake. Konsentrasjonene er analysert i muskelvev for ørret og røye, mens det for lake er analysert i lever. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektbasis. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen.



Figur 14. Kart over konsentrasjonene (våttvektbasis) av sum polyklorerte naftalener (Σ PCN) i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.

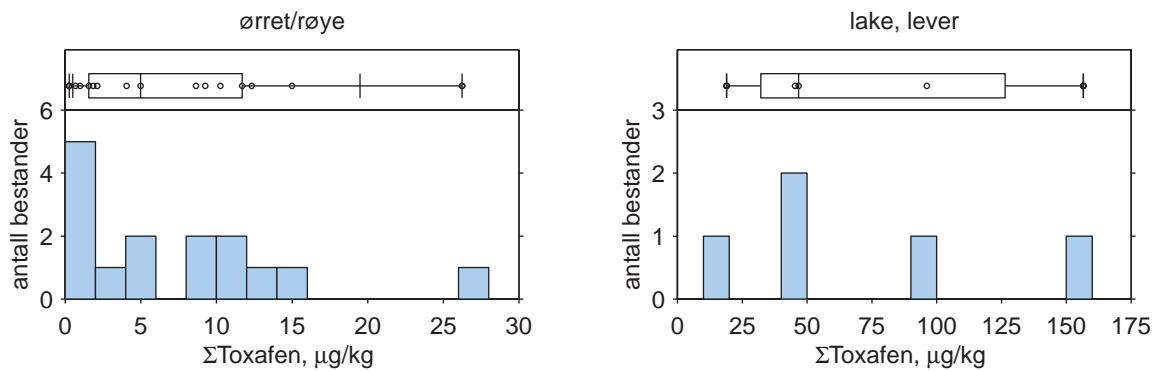
4.4 Toxafener

Vanlig forekommende nivåer av sum toxafener (Σ Toxafen: Parlar nr. 26, 50 og 62) i muskelvev fra ørret og røye lå i intervallet 2–12 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Tabell 8 og Figur 15). Rådata er gitt i vedlegg, Tabell 10. Mønsteret i konsentrasjonene avvok noe fra det som ble registrert for PCB, DDT og dioksiner ved at nord-sør gradientene ikke var så sterke. De høyeste nivåene i muskelvev fra ørret og røye på fastlands-Norge ble generelt funnet i Sør- og Midt-Norge (Figur 16), men de laveste nivåene ble funnet på indre Østlandet. De høyeste nivåene ble funnet i ørretprøvene fra Vegår (Aust-Agder) og Selbussjøen (Sør-Trøndelag) med konsentrasjoner på henholdsvis 26 og 15 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Røye fra Ellasjøen på Bjørnøya hadde den tredje høyeste konsentrasjonen med 12 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Til sammenlikning har nivåene av de samme toxafen-forbindelsene i Østersjø-laks vært rapportert å ligge i området 5–30 $\mu\text{g}/\text{kg}$, med de høyeste konsentrasjonene for bestandene fra de nord-svenske elvene (Atuma et al. 2000). Fra Grønland er det rapportert om toxafen-nivåer (sum av Parlar nr. 26, 50 og 62) i stasjonær innsjølevende røye i området 2–4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, men det i en elvelokalitet ble funnet nivåer på 18 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Cleeman et al. 2000).

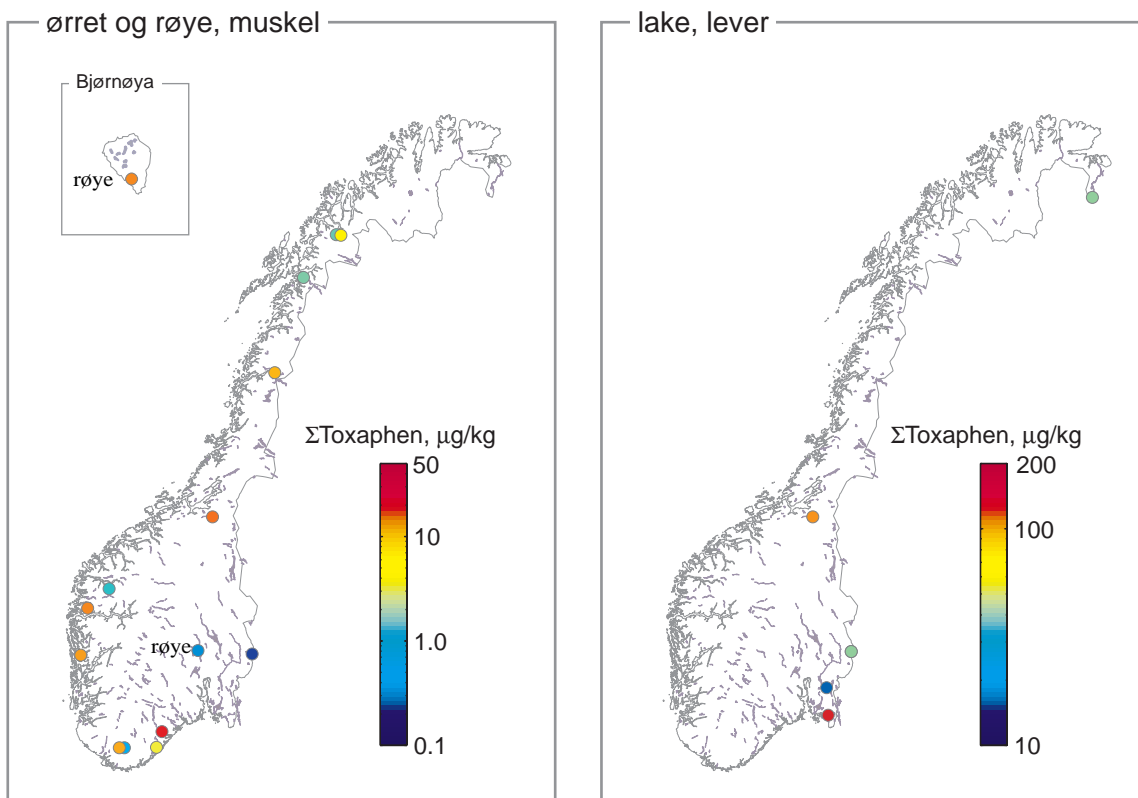
Vanlig forekommende nivåer av Σ Toxafen i lake-lever lå i intervallet 30–125 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Antallet prøver var imidlertid kun 5, og det er ikke analysert prøver fra Mjøsa og Hurdalssjøen – innsjøer hvor fisken ellers har hatt høye nivåer av klororganiske miljøgifter. Den høyest registrerte verdien i materialet var fra Femsjøen i Haldenvassdraget med et konsentrasjon på nær 160 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Til sammenlikning kan det nevnes at konsentrasjonen i lever av torsk og sei fra kysten av Sør-Norge har vært rapportert til å ligge i området 100–300 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Solberg et al. 1999, Green et al. 2000)

Tabell 8. Konsentrasjonene av sum toxafener i ørret/røye og lake, oppgitt som middelverdi og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent er oppgitt. (sum Toxafen er oppgitt som summen av kongenerene med Parlar nr. 26, 50 og 62)

art	n	vev	% fett	Σ Toxafen $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret/røye	15	muskel	1.50	7.32	0.26	0.51	1.55	4.98	11.7	19.5	26.2
lake	5	lever	29.4	72.8	18.9	18.9	32.1	46.8	126.4	156.7	156.7



Figur 15. Konsentrasjonene av sum toxafener i ørret/røye og lake. Konsentrasjonene er analysert i muskelvev for ørret og røye, mens det for lake er analysert i lever. Konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen. (sum toxafen er oppgitt som summen av kongenerene med Parlar nr. 26, 50 og 62)



Figur 16. Kart over konsentrasjonene (våtvektsbasis) av sum toxafener i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonen. (sum toxafener er oppgitt som summen av kongenerene med Parlar nr. 26, 50 og 62)

4.5 Bromerte flammehemmere – PBDE

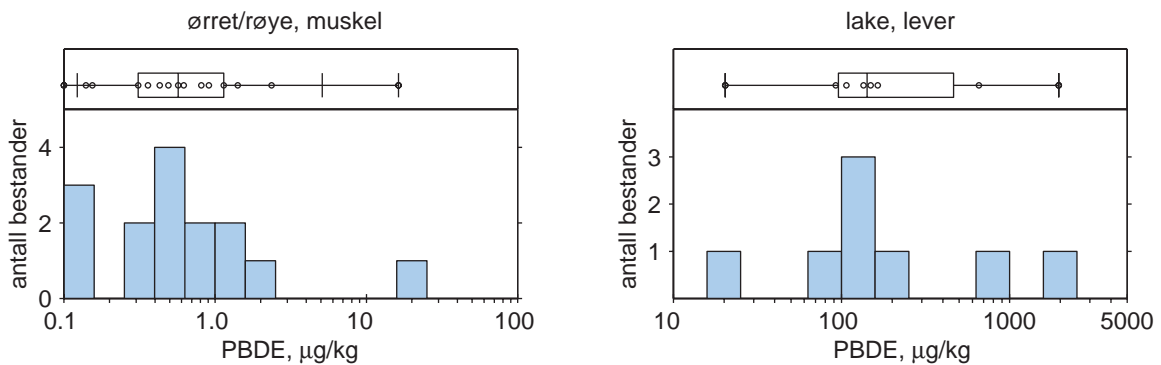
Polybromerte difenyletere (PBDE) tilhører en gruppe kjemikalier som omtales som bromerte flammehemmere, og i denne undersøkelsen refererer vi til Σ PBDE som summen av de to vanlig forekommende kongenerene med IUPAC nr. 47 og 99 (2,2',4,4'-TeBDE og 2,2',4,4',5-PeBDE). De øvrige 3 analyserte kongenerene var lave i sammenlikning (rådata er gitt i vedlegget, Tabell 7).

Vanlig forekommende nivåer av Σ PBDE i muskelvev fra ørret og røye lå i intervallet 0,3–1,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Tabell 9 og Figur 17). De to kongenerene (47 og 99) forkom stort sett i omlag like store konsentrasjoner. De høyeste nivåene av Σ PBDE i muskelvev fra ørret og røye på fastlands-Norge ble generelt funnet i kystnære områder i Sør-Norge (Figur 18), med høyeste konsentrasjon i ørret fra Vegår, Aust-Agder (2,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Røye fra Ellasjøen på Bjørnøya hadde betydelig høyere konsentrasjoner med en verdi på 16,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Omregnet til konsentrasjoner på lipidvektbasis var nivåene i fiskeprøvene fra Ellasjøen og Vegår henholdsvis 1250 og 125 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid. Til sammenlikning har nivåene av PBDE (IUPAC nr. 47, 99 og 100) i røye fra Väneren i Sverige (beliggende i et tett befolket og industrialisert område) vært rapportert å være omlag 500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipidvekt (Sällström et al. 1993), mens nivåene i Østersjølaks har vært rapportert å være omlag 145 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipidvekt (Asplund et al. 1999b).

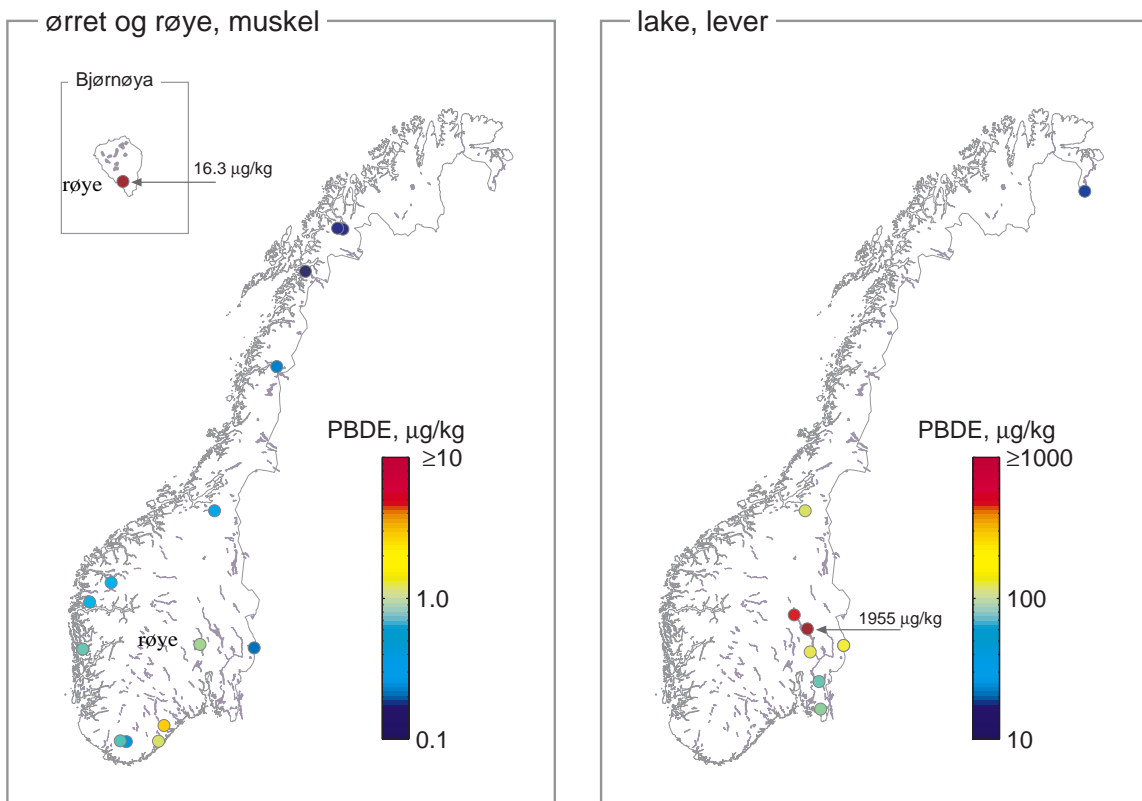
Vanlig forekommende nivåer av Σ PBDE i lake-lever lå i intervallet 50–500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (våtvekt). De høyeste nivåene fantes i Sør-Norge hvor Mjøsa var den mest forurensede lokaliteten, med konsentrasjoner i lakelever fra Furnesfjorden og Lillehammer på henholdsvis 1955 og 670 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Omregnet til konsentrasjoner på lipidvektbasis utgjør dette omlag 3900 og 1500 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid. Dette er svært høye nivåer som kan sammenliknes med de som har vært funnet i laksefisk (*Oncorhynchus kisutch*; *O. tsawytcha*) fra Lake Michigan, USA (2440 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lipid, Manchester-Neesvig et al. 2001). Verdiene i lake var også høye sammenliknet med torskelever fra norskekysten, der summen av IUPAC nr. 47 og 99 i fire orienterende blandprøver var 16–154 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (våtvekt), eller på lipidbasis opp til 135 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Green et al. 2000). I motsetning til ferskvannsbestandene var innholdet i torsk helt dominert av IUPAC 47 (95-99% av sum PBDE 47 og 99).

Tabell 9. Konsentrasjonene av bromerte flammehemmere (sum polybromerte difenyletere, IUPAC nr. 47 og 99) i ørret/røye og lake, oppgitt som middelvei og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent er oppgitt.

art	n	vev	% fett	PBDE $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret/røye	15	muskel	1.50	1.74	0.10	0.12	0.31	0.57	1.14	7.94	16.30
lake	8	lever	35.6	395	20.3	20.30	55.23	121.0	529.3	1955	1955



Figur 17. Konsentrasjonene av bromerte flammehemmere (sum polybromerte difenyletere, IUPAC nr. 47 og 99) i ørret/røye og lake. Konsentrasjonene (våtvektsbasis) er analysert i muskelvev for ørret og røye, mens det for lake er analysert i lever. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen.



Figur 18. Kart over konsentrasjonene (våtvektsbasis) av bromerte flammehemmere (sum polybromerte difenyletere, IUPAC nr. 47 og 99) i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonen.

4.6 Polyklorerte parafiner – PCA

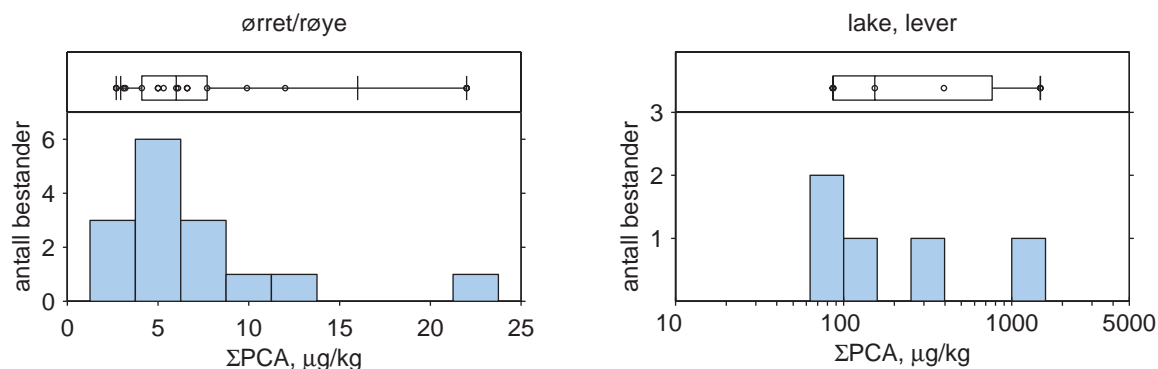
Vanlig forekommende nivåer av polyklorerte parafiner eller alkaner (PCA, kortkjedet: C₁₀–C₁₃) i muskelvev fra ørret og røye lå i intervallet 4–8 µg/kg våtvekt (Tabell 10 og Figur 17). Det var ingen markante geografiske gradientene i konsentrasjonene. Det høyeste nivået av ΣPCA ble funnet i ørret fra Grunnevatn i Ballangen, Nordland, med en konsentrasjon på 22 µg/kg. Nivået i røye-prøven fra Ellasjøen på Bjørnøya avvek ikke fra de vanlig forekommende nivåene i ørret fra fastlands-Norge. Det var en tendens til at den midlere molekylvekten til ΣPCA sank med økende breddegrad, noe som kan forklares med en at de letteste og mest flyktige forbindelsene fraktest lengst med luftstrømmene. Prøven fra Ellasjøen brøt imidlertid med dette mønsteret, og hadde den nest høyeste midlere molekylvekt. Dette kan bety at forurensningene i denne prøven i mindre grad skyldes atmosfæriske avsetninger, men er mer koblet opp mot tilførselene fra de hekkende sjøfuglbestandene i området. (Se vedlegg, Tabell 9, for rådata, samt data på midlere molekylvekter).

Vanlig forekommende nivåer av ΣPCA i lake-lever lå i intervallet 100–1000 µg/kg. Antallet prøver var imidlertid kun 5, og det er ikke analysert prøver fra Mjøsa og Hurdalssjøen – innsjøer hvor fisken ellers har hatt høye nivåer av klororganiske miljøgifter. Den høyest registrerte verdien i materialet var fra Femsjøen i Haldenvassdraget med et konsentrasjon på nær 1500 µg/kg.

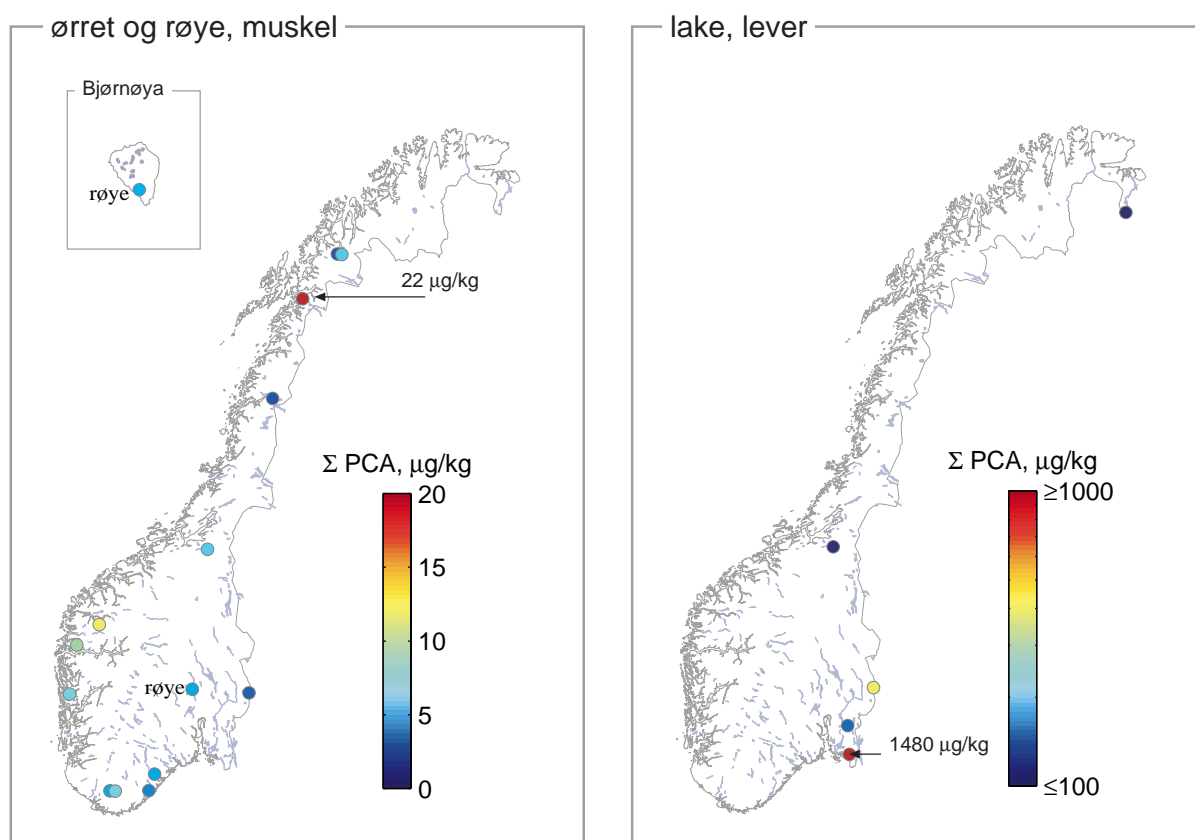
Det finnes få tilgjengelige data på nivåene av klorerte parafiner, men i følge Bjørnstad (1999) har det i fiskeprøver (uspesifisert m.h.t art) vært målt nivåer i området 570–1600 µg/kg lipidvekt.

Tabell 10. Konsentrasjonene (våttektsbasert) av sum polyklorerte parafiner (ΣPCA, kortkjededede) i ørret/røye og lake, oppgitt som middelerdi og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent er oppgitt.

art	n	vev	% fett	ΣPCA µg/kg våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret/røye	15	muskel	1.50	7	2.7	2.9	4.1	6.0	7.7	16	22
lake	5	lever	29.4	440	86	86	87	153	938	1480	1480



Figur 19. Konsentrasjonene (våtvektsbasis) av sum polyklorerte parafiner (Σ PCA, kortkjedede) i ørret/røye og lake. Konsentrasjonene er analysert i muskelvev for ørret og røye, mens det for lake er analysert i lever. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilen.



Figur 20. Kart over konsentrasjonene (våtvektsbasis) av sum polyklorerte parafiner (Σ PCA, kortkjedede) i muskelvev fra ørret/røye (og lever fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene

5. Toksisitets-ekvivalenter – TE

Toksisiteten av de dioksiner med klor i 2,3,7,8-posisjon og dioksinliknende PCBer (non-orto og endel mono-orto PCB) kan uttrykkes som fraksjoner av toksisiteten til den mest toksiske dioksinforbindelsen 2,3,7,8-TCDD, såkalte toksiske ekvivalenter (TE). Ved å summere bidragene av toksiske ekvivalenter fra de enkelte forbindelsene kan den samlede toksisiteten til en prøve (ΣTE) beregnes.

Vi har i Tabell 11 beregnet summen av toksiske ekvivalenter (ΣTE) i fisk, basert på en modell anbefalt av WHO (Van den Berg 1998). Kun for prøvene som var analysert med både standard og utvidet analyseprogram (n = 24) var det mulig å beregne ΣTE som inkluderer bidragene fra de fire hovedgruppene av dioksiner og dioksinliknende PCBer (polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner, PCDD/F; non-orto PCB, mono-orto PCB).

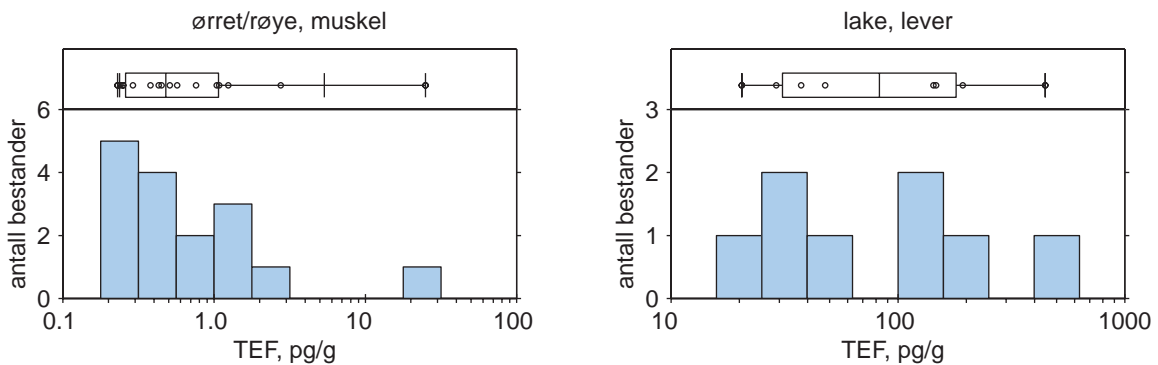
Vanlig forekommende nivåer av ΣTE i ørret og røye var i området 0,3–1 pg/g (Tabell 11, Figur 21). De høyeste nivåene i muskelvev fra ørret og røye på fastlands-Norge ble generelt funnet i kystnære områder i Sør-Norge (Figur 22), med høyeste konsentrasjon i ørret fra Mårvatnet, Aust-Agder med ΣTE lik 1,9 pg/g. Røya fra Ellasjøen på Bjørnøya hadde en betydelig høyere konsentrasjon med en verdi på 22,25 pg/g.

Vanlig forekommende nivåer av ΣTE i lake-lever var 40–180 pg/g (Tabell 11, Figur 21). Høyeste nivå ble funnet i Furnesfjorden, Mjøsa, med ΣTE på 445 pg/g. Dernest fulgte Hurdalssjøen med ΣTE på 190 pg/g. Lake fra Mjøsa ved Lillehammer og Femsjøen i Haldenvassdraget hadde også noe høye verdier med 147 og 65 pg/g. De resterende prøvene hadde ΣTE -nivåer under 50 pg/g.

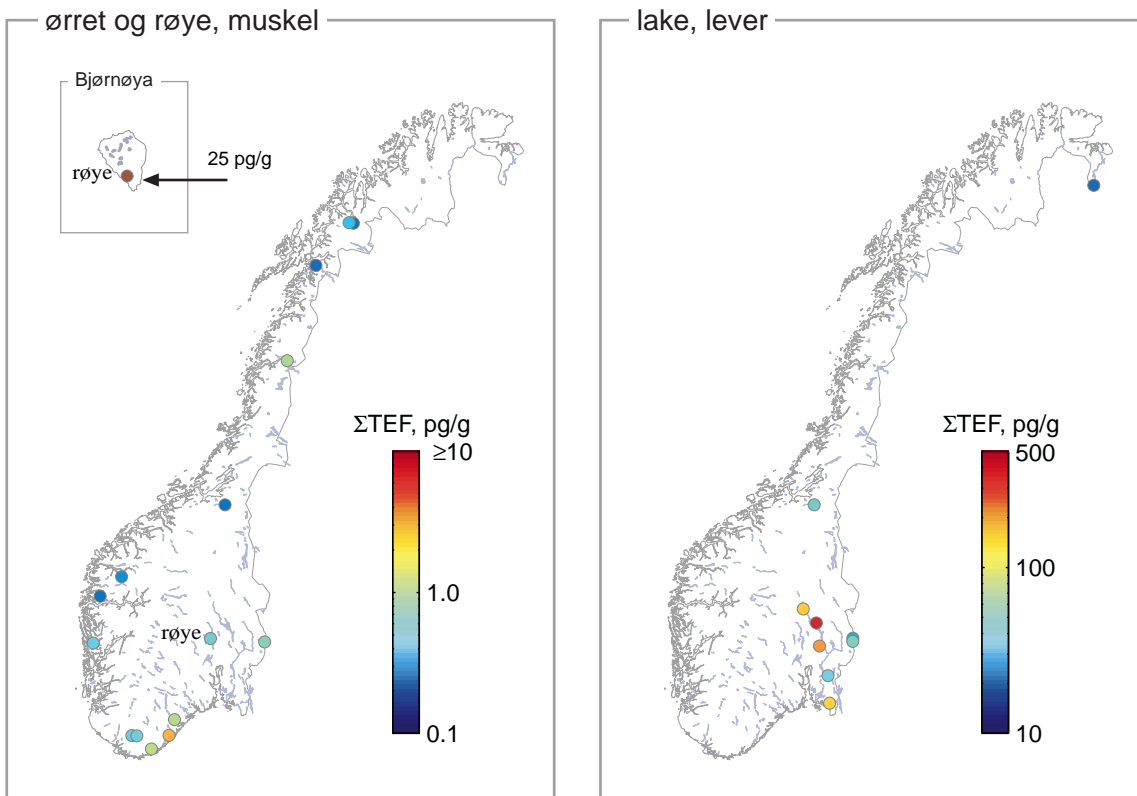
I dette prøveutvalget mangler imidlertid storørret fra Mjøsa, som hadde de høyeste konsentrasjonene av klororganiske miljøgifter blant ørretbestandene i standard analyseprogram (ΣPCB_7 og ΣDDT).

Tabell 11. Konsentrasjonene av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret/røye og lake, omregnet til sum toksiske ekvivalenter (ΣTE , våtvektsbasis) etter Van den Berg et al. (1998). Summen består av delbidragene fra non-orto PCB, mono-orto PCB og dioksiner (PCDD/F). Nivåene er gitt som middelvei og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. Antall bestander analysert (n), samt gjennomsnittlig fettprosent fra utvidet analyseprogram er oppgitt

art	n	vev	% fett	ΣTE pg/g våtvekt							
				middel	Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret/røye	16	muskel	1.49	2.22	0.24	0.24	0.26	0.51	1.07	9.40	25.0
lake	8	lever	35.6	136.3	20.5	20.5	40.0	99.2	181.6	445.6	445.6



Figur 21. Konsentrasjonene av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret/røye og lake, omregnet til sum toksiske ekvivalenter (ΣTE , våtvektsbasis) etter Van den Berg et al. (1998, i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilene.

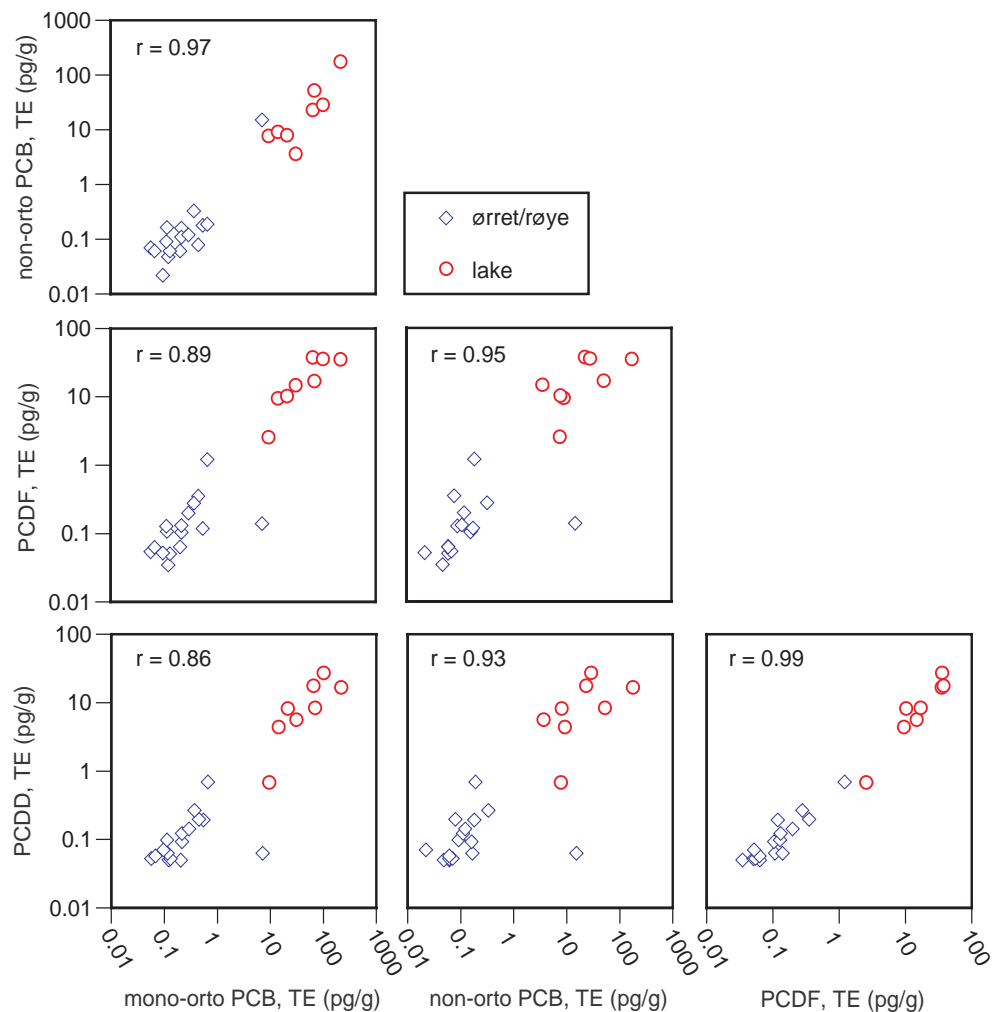


Figur 22. Kart over konsentrasjonene av dioksiner og dioksinliknende PCB i ørret/røye og lake, omregnet til sum toksiske ekvivalenter (ΣTE , våtvektsbasis) etter Van den Berg et al. (1998, i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene

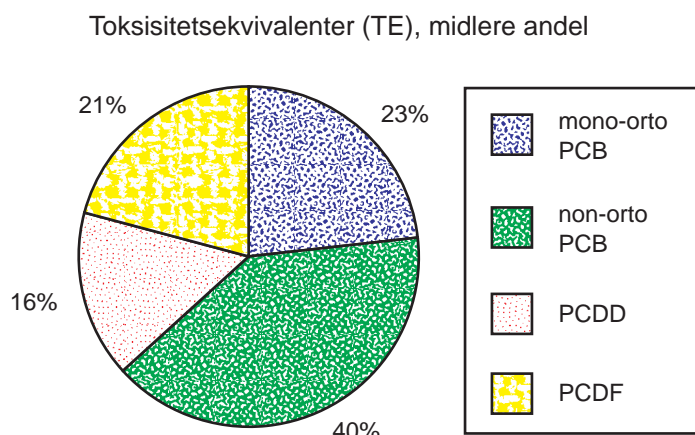
Det var en tilsynelatende svært god samvariasjon mellom størrelsen på delbidragene av TE fra de enkelte hovedgruppene av dioksiner og dioksinliknende PCB (korrelasjonskoeffisienter mellom 0,86 og 0,99, log-transformerte data) (Figur 23), best var den mellom TE fra henholdsvis dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF). Den generelt gode sammenhengen skyldes imidlertid delvis at vi

her har basert oss på prøver av både muskel og lever, noe som gjør at konsentrasjonsområdet spenner over fire størrelsesordener og effekten fra avvikende observasjoner på korrelasjons-koeffisientene blir relativt svake. Dersom det fokuseres på nivåene i muskel isolert blir korrelasjonene tildels vesentlig dårligere (r : 0,14–0,91) noe som illustrerer at det kan være vanskelig med akseptabel sikkerhet å beregne ΣTE i en prøve ut fra delbidraget fra en enkelt av hovedgruppene av dioksiner eller dioksinliknende PCBer.

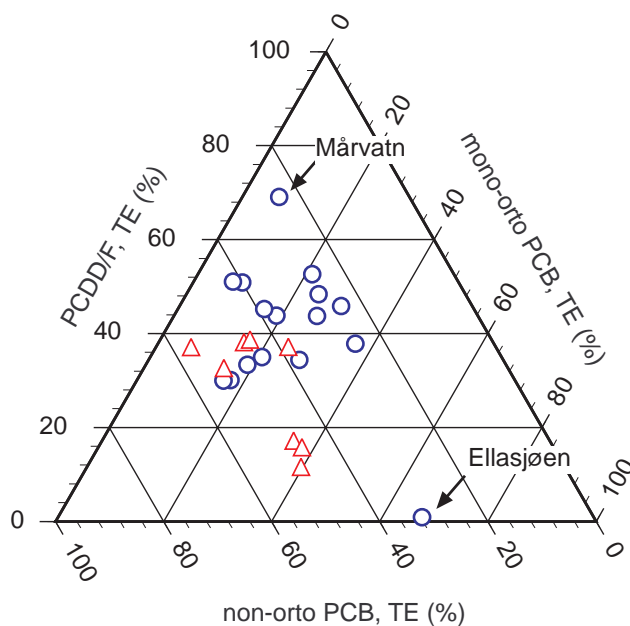
I gjennomsnitt lå bidraget til ΣTE fra de fire hovedgruppene av dioksiner og dioksinliknende PCBer i fiskeprøvene mellom 40% og 16%, høyest for non-orto PCB og lavest for dioksiner (Figur 24). Variasjonen mellom de enkelte prøvene kunne imidlertid være betydelig, noe som illustreres i ternær-diagrammet i Figur 25. I dette diagrammet peker prøvene fra Ellasjøen (Bjørnøya) og Mårvatnet seg ut som forholdsvis avvikende — Ellasjøen med svært lav andel av TE fra dioksiner og dibenzofuraner (PCDD/F), og Mårvatnet (Aust-Agder) med relativt høy andel fra PCDD/F.



Figur 23. Samvariasjonen mellom polyklorete dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF), non-orto PCB og mono-orto PCB, omregnet til sum toksiske ekvivalenter (ΣTE , våtvektsbasis) etter van den Berg et al. (1998), i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake. Korrelasjonskoeffisientene er beregnet på log-transformert materiale. $n = 24$.



Figur 24. Gjennomsnittlig prosentvis bidrag til summen av toksiske ekvivalenter (ΣTE) fra henholdsvis polyklorerte dibenzo-*p*-dioksiner (PCDD), dibenzofuraner (PCDF), non-orto PCB og mono-orto PCB, i muskelvev fra ørret/røye og lever fra lake (n= 24).



Figur 25. Ternær-diagram som viser de enkelte prosentvise bidragene til summen av toksiske ekvivalenter (ΣTE) fra henholdsvis polyklorerte dibenzo-*p*-dioksiner og dibenzofuraner (PCDD/F), non-orto PCB og mono-orto PCB, i muskelvev fra ørret/røye (sirkler) og lever fra lake (triangler) (n= 24).

6. Kvikksølv

Vanlig forekommende nivåer (middelverdiene) av kvikksølv i muskelvev hos de ulike artene lå i området 0,07–0,53 mg Hg/kg våtvekt (Tabell 12, Figur 26). Det var imidlertid vesentlig forskjeller mellom de ulike artene; de høyeste konsentrasjonene ble gjennomgående funnet hos abbor, gjedde og lake, mens ørret og røye hadde stort sett de laveste verdiene. For ørret og røye, som er de to artene med videst geografisk utbredelse, viste analysene at det var en nord-sør gradient i konsentrasjonene, med de høyeste nivåene i Sør- og Øst-Norge.

Nivåene i storørret-bestandene avvok imidlertid markert fra nivåene i de mer småvokste «normalbestandene», og for storørreten fra Mjøsa og Randsfjorden var kvikksølvnivået i blandprøvene henholdsvis 0,51 og 1,33 mg/kg. Kvikksølv-innholdet i fisk fra Mjøsa og Randsfjorden er grundigere beskrevet i Fjeld et. al. (1999a) og Fjeld (1999, 2000) der det dokumenteres at kvikksølv-konsentrasjonene i storørretbestandene fra disse innsjøene er høye. Mjøsa har tidligere blitt tilført betydelige mengder kvikksølv fra treforedlingsindustrien. For Randsfjorden er det derimot ikke kjent lokale forurensningskilder, og de høye nivåene i fisken herfra skyldes derfor trolig langtransporterte atmosfæriske avsetninger.

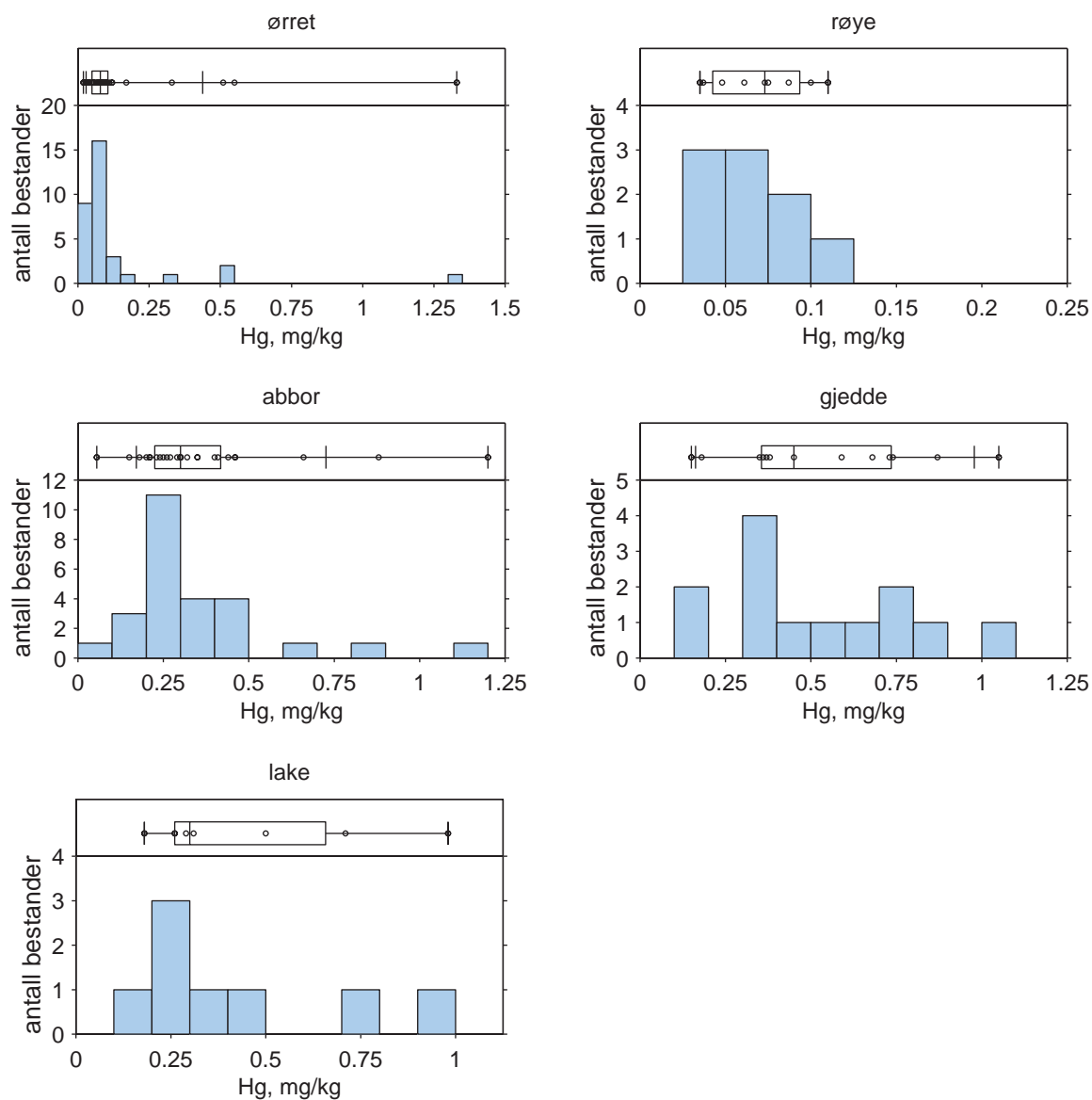
En forholdsvis høy konsentrasjon på 0,55 mg/kg ble funnet i ørretprøven fra Vatnebuvatnet, Aust-Agder; dette var også en prøve med innslag av noen storvokste individer (midlere individvekt: 920 g).

De høyeste konsentrasjonene i abbor ble funnet i fisk fra Østlandet, i områdene nær grensa til Sverige. Prøvene fra Namsjøen (Grue, Hedmark) og Øymarksjøen (Marker, Østfold) hadde kvikksølv-konsentrasjoner på henholdsvis 1,20 og 0,88 mg/kg. For gjedde ble de høyeste konsentrasjonene funnet i Randsfjorden og Namsjøen med henholdsvis 1,05 og 0,87 mg/kg. I lake ble de høyeste konsentrasjonene funnet i Røgden (Grue, Hedmark) og i Mjøsa (Furnesfjorden) med henholdsvis 0,98 og 0,81 mg/kg.

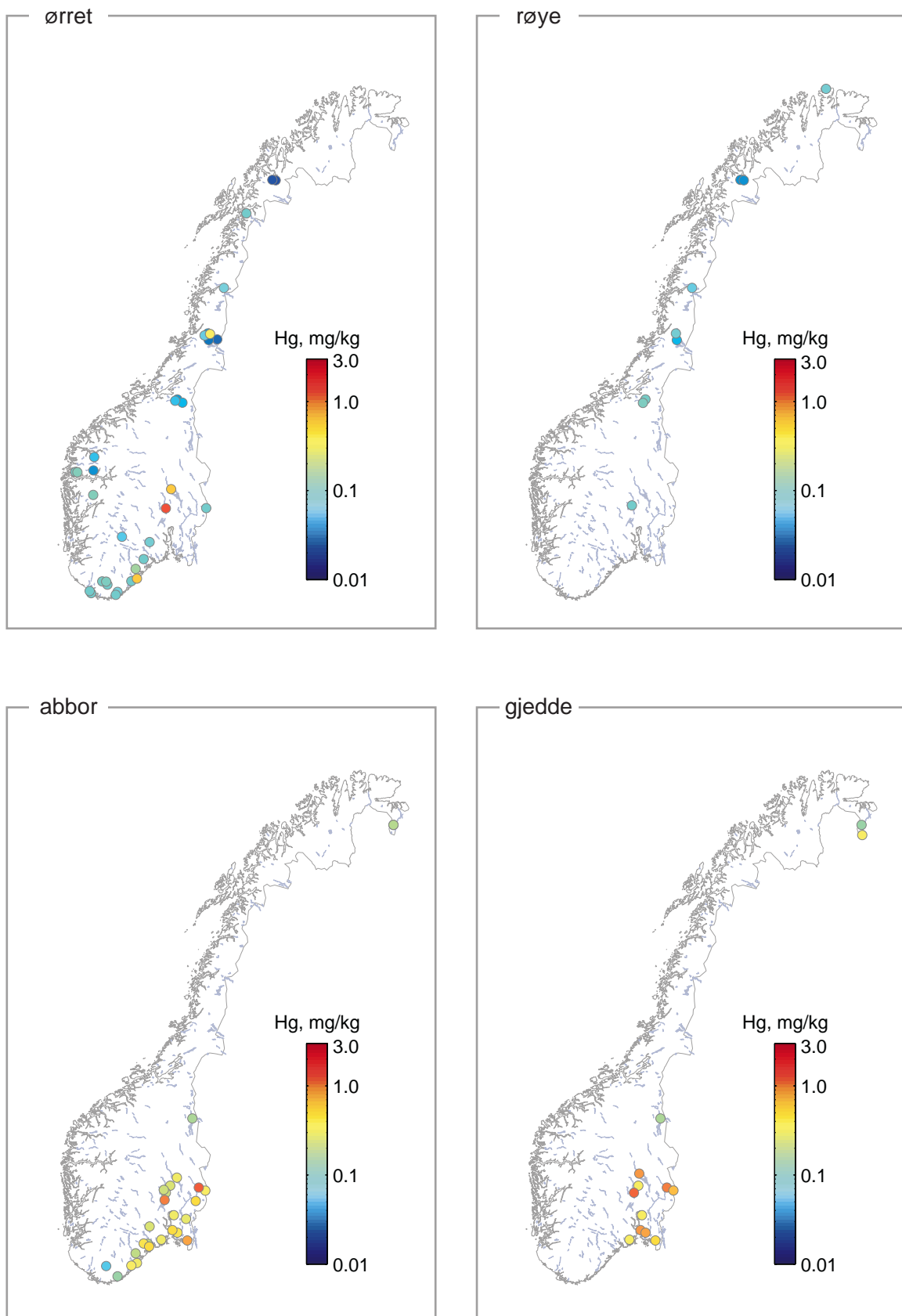
Disse resultatene er i overensstemmelse med tidligere nasjonale undersøkelser (Rognerud et al 1990, Rognerud et al. 1995). Det ble her konkludert med at kvikksølv-konsentrasjonene i ferskvannsfisk var høyest i Sørøst-Norge, spesielt i bestander fra humusrike skogsvann; samt at fiskespisende rovfisk som gjedde og storvokst abbor kunne akkumulere betenkelig høye nivåer av kvikksølv. En nylig rapportert nasjonal undersøkelse av tungmetaller i innsjøesedimenter viser at det generelt er forhøyde nivåer av kvikksølv i norske innsjøer på grunn av langtransporterte atmosfæriske avsetninger, og at innsjøer i kystnære områder i Sør-Norge er mest utsatt (Rognerud og Fjeld 1999, Rognerud og Fjeld 2001).

Tabell 12. Kvikksølvkonsentrasjoner i ulike arter ferskvannsfisk, oppgitt som middelverdi og prosentiler. Analysene er basert på blandprøver fra ulike bestander. n: antall bestander analysert.

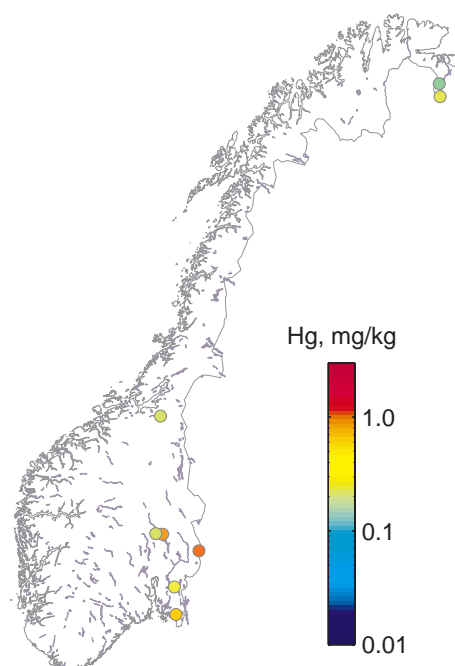
Art	n	middel	Hg, mg/kg						
			Min.	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	Max.
ørret	33	0.15	0.019	0.029	0.050	0.079	0.11	0.44	1.33
røye	9	0.07	0.035	0.035	0.043	0.073	0.094	0.11	0.11
abbor	26	0.37	0.055	0.17	0.23	0.30	0.42	0.73	1.20
gjedde	13	0.53	0.15	0.16	0.36	0.45	0.74	0.98	1.05
lake	8	0.44	0.18	0.18	0.26	0.30	0.66	0.98	0.98



Figur 26. Konsentrasjoner av kvikksølv (Hg) i ferskvannsfisk. Konsentrasjonene er analysert i blandprøver av muskelvev og er oppgitt på våtvekts-basis. Over søylediagrammene er det tegnet inn et box-plot hvor de vertikale linjene angir minimum og maksimum, samt 10-, 25-, 50-, 75- og 90-prosentilene.



Figur 27. Kart over konsentrasjonene av kvikksølv (Hg) i blandprøver av muskelvev fra ørret, røye, abbor og gjedde. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene



Figur 28. Kart over konsentrasjonene av kvikksølv (Hg) i blandprøver av muskelvev fra lake. De enkelte lokalitetene er markert med en fargekode som angir konsentrasjonene.

EU og Codex Alimentarius, FNs organisasjon for matvarestandardisering, har satt en grenseverdi for kvikksølv i fisk beregnet på omsetning og konsum på 0,5 mg/kg, med unntak av visse arter (med grense på 1,0 mg/kg). Som følge av EØS-avtalen gjelder dette regelverket også for Norge. Av de artene som behandles i denne rapporten har alle – utenom gjedde – en grense på 0,5 mg/kg. Gjedde har en grense på 1 mg/kg, da det ble antatt at befolkningen konsumerte mindre av gjedde enn annen ferskvansfisk.

7. Vurdering av resultatene – kostholdsråd

Dette prosjektet er en landsomfattende kartlegging av innholdet av organiske miljøgifter i ferskvannsfisk. Resultatene vil SNT bruke i sitt arbeid med å beregne inntak av miljøgifter i maten. Det er viktig å beregne inntaket av de enkelte miljøgiftene fra hele kostholdet når helserisiko skal vurderes.

For en del av stoffene i rapporten er det både mangelfull toksikologisk kunnskap og mangelfull kunnskap om hvilke nivåer som kan forekomme i organismer. Det er derfor for tidlig å gi en fullstendig vurdering av alle resultatene i rapporten. Kartleggingen av de klororganiske miljøgiftene PCN, DDT, toxafener og PCA samt PBDE er verdifull informasjon som SNT vil benytte i sitt videre arbeid med å vurdere mulig helsefare ved inntaket av disse stoffene gjennom kostholdet.

Nivåene av dioksiner, dioksinliknende PCB og kvikksølv som tidligere har ført til kostholdsråd for enkelte matvarer, vurderes nedenfor.

Dioksiner og PCB

Dioksiner og PCB er fettløselige og finnes hovedsakelig i fett fra fisk og pattedyr. Dioksiner kan ha flere forskjellige virkninger i kroppen. De viktigste virkningene etter lang tids eksponering for små mengder er endringer i immunforsvaret, endringer i forplantningsevnen, utvikling av kreft og endringer i hormonbalansen. Ulike internasjonale ekspertkomiteer (EU, JECFA (Joint Expert Committee on Food Additives and Contaminants), WHO, Nordisk) har alle fastsatt tolerabelt ukentlig inntak (TWI) for dioksiner og dioksinliknende PCB basert på eksperimentelle resultater fra forsøksdyr og andre vitenskapelige studier. TWI er den mengden av et stoff en person skal kunne få i seg hver uke gjennom hele livet uten at det medfører helseskader. Det er langtidsvirkningene av akkumulering av dioksiner/PCB som er mest bekymringsfullt. Om inntaket av miljøgifter er større enn anbefalt i noen perioder antas det ikke å være forbundet med noen helserisiko bare total inntaket av miljøgifter over tid ikke blir for høyt.

SNT har til nå forholdt seg til nordisk-TWI for dioksiner/PCB som er 35 pg TE/kg kroppsvekt, eller 2100 pg TE/uke for en voksen person (60 kg) (Ahlborg et al., 1988, revurdert i 1999). I år 2000 og 2001 har det vært høy aktivitet i ekspertgrupper i EU, WHO og JECFA som har vurdert helserisiko knyttet til inntaket av dioksiner og dioksinliknende PCB. Konklusjonen fra disse vurderingene er at det har skjedd en reduksjon av hva som anses som tolerabelt ukentlig inntak (TWI). SNT vil i løpet av høsten 2001 ta stilling til hvilken TWI vi vil benytte videre i våre vurderinger. Situasjonen i dag er at et gjennomsnittlig norsk kosthold vil gi inntak av dioksiner/PCB i befolkningen på omtrent samme nivå som ny TWI. Grupper av befolkningen som har et høyere inntak av matvarer som inneholder mer dioksiner/PCB enn gjennomsnittet vil kunne overskride tolerabelt ukentlig inntak.

Nivåene av dioksiner og dioksinliknende PCB funnet i muskel av ørret/røye i denne undersøkelsen kan sammenliknes med det som er målt i for eksempel oppdrettslaks. Det er ikke forbundet med helsefare å spise fisk med disse nivåene. Ørreten fra Ellasjøen, Bjørnøya er meget forurenset, men dette må anses som et særtilfelle. Slike nivåer er ikke representative for ferskvannsrørret i innsjøer på fastlands-Norge. I ørret fra Mjøsa er det funnet forhøyede verdier av PCB7. Ørreten er ikke analysert for dioksiner og dioksinliknende PCB. For å kunne utføre en risikovurdering er det nødvendig med slike data.

Nivåene av dioksiner/PCB i lakelever varierte en del, og innholdet i lever av lake fanget i Furnesfjorden i Mjøsa er spesielt høyt. SNT har ikke kjennskap til hvor mye lakelever som spises i Norge, men vi har fått en forståelse av at lakelever kan spises omtrent som torskelever. Underarbeidsgruppen for miljøgifter i SNTs vitenskapelige komité har vurdert resultatene fra rapporten. Med bakgrunn i deres anbefalinger fraråder SNT konsum av lever fra lake fanget i Furnesfjorden og hovedbassenget i Mjøsa og i Hurdalssjøen.

Kvikksølv

Kvikksølv i fisk og skaldyr foreligger hovedsakelig som metylkvikksølv (CH_3Hg^+) som er mer toksisk enn uorganisk kvikksølv. Etter opptak vil kvikksølv kunne finnes i de fleste deler av kroppen. Kvikksølv er et tungmetall som kan skade nervesystemet. Dersom gravide kvinner får i seg for mye metylkvikksølv, kan utviklingen av fosterets hjerne påvirkes. De tidligste effektene sett hos voksne mennesker er prikking og stikking i hender og føtter som tegn på skade av det perifere nervesystemet. Det tolerable ukentlige inntaket for kvikksølv er av JECFA (ekspertgruppe under WHO og FAO) satt til 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kroppsvekt, hvorav høyst 3,3 μg må være organisk kvikksølv. Et tolerabelt ukentlig inntak på 3,3 μg organisk Hg/kg kroppsvekt tilsvarer for en voksen person (60 kg) om lag 200 μg organisk kvikksølv hver uke.

I det siste tiåret har det kommet nye studier som viser sammenheng mellom inntak av metylkvikksølv fra sjømat og forstyrrelser i utvikling av nervesystemet på fosterstadiet. Hos de berørte barna er det påvist dårligere konsentrasjonsevne, forsinket språkutvikling og dårligere finmotorikk. Faren for slike skader er størst i 2. og 3. del i svangerskapet og tidlig i ammeprosessen. Det har også vært utført nye risikovurderinger av National Academy of Science, USA (NRC 2000) som indikerer at JECFAs verdi for tolerabelt inntak ikke er tilstrekkelig for å beskytte mot helseskader forårsaket av metylkvikksølv.

SNTs eksperter på miljøgifter i vitenskapskomiteen har vurdert nye studier og gjort nye risikovurderinger av metylkvikksølv. Konklusjonen er at tidligere vurderinger ikke vil gi et tilstrekkelig beskyttelsesnivå for gravide og ammende. Tolerabelt ukentlig inntak for metylkvikksølv fastsatt av JECFA vil imidlertid være tilstrekkelig for å beskytte andre grupper i befolkningen.

For kvikksølv er det fastsatt en norsk grenseverdi. Det gjennomsnittlige kvikksølvinnholdet i spiselige deler av fiskeprodukter skal ikke overskride 0,5 mg/kg. For noen spesielle navngitte fiskearter skal kvikksølvinnholdet i spiselige deler ikke overstige 1,0 mg/kg. Samme grenser gjelder i EU og internasjonalt.

Underarbeidsgruppen for miljøgifter i SNTs vitenskapelige komité har vurdert helsefaren forbundet med kvikksølvinnntaket via fisk. Deres vurderinger har ført til at SNT har gitt landsomfattende kostholdsråd for gravide og ammende. Rådene gjelder kun for fisk som er fisket i ferskvann. Oppdrettsfisk og sjøørret kan trygt spises

Gravide og ammende bør ikke spise:

- **gjedde**
- **abbor over ca 25 cm**
- **ørret over én kilo**
- **røye over én kilo**

Andre personer bør ikke spise disse fiskeslagene mer enn én gang i måneden i gjennomsnitt.

Kvikksølvnivåene i ferskvannsfisk i denne undersøkelsen er tilsvarende det som er funnet i tidligere undersøkelser. Ut fra resultatene i denne rapporten er det ikke behov for andre kostholdsråd for kvikksølv i ferskvannsfisk enn de som er nevnt ovenfor.

Nye kostholdsråd som følge av denne undersøkelsen:

Konsum av lever fra lake fanget i Furnesfjorden og i hovedbassenget Mjøsa frarådes.
Konsum av lever fra lake fanget i Hurdalssjøen frarådes.

8. Referanser

Ahlborg, U.G., Becking, G.C., Brinbaum, L.S., Brouwer, A., Derks, H.J.G.M., Feely, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., Liem, A.K.D., Safe, S.H., Schlatter, C., Wärn, F., Younes, M., Yr  heikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere* 28: 1049–1067.

AMAP. 1998. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. 859 s.

Asplund, L., Athanasiadou, M., Sj  din, A., Bergman,  . og B  rjeson, H. 1999a. Organohalogen Substances in Muscle, Egg and Blood from Healthy Baltic Salmon (*Salmo salar*) and Baltic Salmon that Produced Offspring with M74 Syndrom. *Ambio* 28: 67-76.

Asplund, L., Hornung, M., Peterson R.E., Turesson, K. og Bergman,  . 1999b. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from the Great Lakes and the Baltic Sea. *Organohalogen comp.* 40: 351–354.

Atuma, S.S., Bergh, A., Nilsson, I., og Aune, M. 2000. Toxaphene levels in salmon (*Salmo salar*) from the Baltic Sea. *Chemosphere* 41: 517–520.

Berg, V. og Skaare, J.U. 1995. DDT og endel andre klororganiske forbindelser i gjedde og ørret fanget høsten 1994 i Gvarvelva. Inst. for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene. Rapport. 8 s. + vedlegg.

Bernes, C. 1998. Persistent Organic Pollutants. A Swedish View of an International Problem. Swedish Environmental Protection Agency, Monitor 16. 152 s.

Brevik, E.M, Grande, M., Knutzen, J. og Polder, A. 1995 DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra  rsj en (Østfold) i 1994 jevnført med observasjoner fra 1975. NIVA rapport 3377-95. 62 s.

Brevik, E.M. Grande, M., Knutzen, J., Polder, A. og Skaare, J.U. 1996. DDT contamination of fish and sediments from Lake  rsj en, southern Norway: Comparison of data from 1975 and 1994. *Chemosphere* 33: 2189–2200.

Brevik, E.M., Lien, L. Følsvik, N., Knutzen, J. og Andresen, B. Bruk av passive vannprøvetakere til kartlegging av punktkilder for persistente klorerte miljøgifter med DDT som modellsubstans. NIVA rapport 4134–99. 51 s.

Bjørnstad, S.L. 1999. Kortkjedede høyklorerte paraffiner. Materialstrømsanalyse. SFT rapport 99:24, 32 s.

Cleemann, M., Riget, F., Paulsen, G.B., de Boer, J., Klungsøyr, J. og Aastrup, P. 2000. Organochlorines in Greenland lake sediments and landlocked Arctic char (*Salvelinus alpinus*). *Sci. Tot. Environ.* 245:173–185.

de Wit, C.A. Brominated Flame Retardants. Swedish environmental protection agency, report 5056. 94 s.

Fjeld, E. 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganisk forbindelser. NIVA rapport 4073-99. 29 s. + vedlegg.

Fjeld, E. 2000. Supplerende analyser av kvikksølv i ørret og røye fra Randsfjorden, 1999/2000. NIVA

notat, 5 s.

Fjeld, E. Øxnevad, S., Følsvik, N. og Brevik, E.M. 1999a. Miljøgifter i fisk fra Mjøsa, 1998. Kvikksølv, klororganiske og tinnorganiske forbindelser. NIVA rapport 4072-99. 28 s. + vedlegg

Fjeld, E. Lien, L., Rognerud, S., og Underdal, B. 1999b. Miljøgifter i Drammenselva 1997–1998. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger. NIVA rapport 4060-99. 37 s.

Furutani, A., og Rudd, J.W.M. 1991. Measurement of mercury methylation in lake water and sediment samples. *Appl. Environmental Microbiol.* 40: 770–776.

Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sorensen, N., Dahl, R., and Jorgensen, P.J. 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol. Teratol.* 19: 417-28.

Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., and Debes, F. 1998. Cognitive performance of children prenatally exposed to "safe" levels of methylmercury. *Environ. Res.* 77: 165-72.

Green, N., Bjerkg, B., Helland, A., Hylland, K., Knutzen, J. and Walday, M. 2000. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National comments regarding the Norwegian data for 1998 and supplementary investigations on cod (1996) and sediment (1996–1997). Norwegian State Pollution Monitoring Programme, report 788/00, NIVA rapport 4171-00. 206 s.

Grieb, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.T., Schofield, C.L., Bowie, G.L., and B., P.D. 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 919-930.

Hanberg, A., Warn, F., Asplund, L., Haglund, E., og Safe, S.E. 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20: 1161–1164.

Kannan, K., Imagawa, T., Ymashita, N., Miyazaki, A. og Giesy, J.P. 2000. Polychlorinated naphthalenes in sediment, fishes and fish-eating waterbirds from Michigan Waters of the Great Lakes. *Organohalogen Compounds* 47: 13-17.

Kidd, K. A., Schindler, D. W., Hesslein, R. H., and Muir, D. C. G. 1998. Effects of trophic position and lipid on organochlorine concentrations in fishes from subarctic lakes in Yukon Territory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55: 869–881.

Kjellberg, G. og Løvik, J. L. 2000. PCB-konsentrasjoner i sedimenter fra NSBs båthavn i Åkersvika og fra Mjøsa utenfor Esperen. Rapport fra undersøkelsen i 1999. NIVA rapport 4167-00. 38 s.

Knutzen, J., Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Savinova, T., Utne Skåre, J. og Aanes, K.J. 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna — inkludert Arktis og Antarktis. Direktoratet for naturforvaltning. Utredning for DN, Nr. 1999–5. 235 s.

Knutzen, J., Brevik, E.M., Følsvik, N. og Schlabach, M. 2000. Overvåkning i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997–1998. Statlig program for forurensningsovervåkning. Overvåkningsrapport 784/99, NIVA rapport 4126-99. 89 s.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA-1467. 36 s.

Manchester-Neesvig, J.B., Valters, K. og Sonzogni, W.C. 2001. Comparison of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polychlorinated Biphenyls (PCB) in lake Michigan Salmonids. *Environ. Sci. Technol.* 1072–1077.

Minagawa, M., and Wada, E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 1135–1140.

Muir, D.C.G. og Lockhardt, W.L. 1994. Contaminant trends in freshwater and marine fish. *I: Murray, J.L. og Shearer, R.G. (red)*. Synopsis of research conducted under the 1993/1994 Northern Contaminants Program, s. 264-271. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa, Environmental studies 73. 459 s.

NRC. 2000. Toxicological Effects of Methylmercury. Committee on the Toxicological Effects of Methylmercury, Board on Environmental Studies and Toxicology, National Research Council (NRC). 386 s.

Rognerud, S. Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. Rapport 326/90.

Rognerud, S., Fjeld, E. og Eriksen, G.S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfiske og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statlig program for forurensningsovervåkning, Rapport 673/96. 21 s + vedlegg.

Rognerud, S. og Fjeld, E. 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. Rapport 712/97. NIVA rapport 3699-97. 37 s. + vedlegg

Rognerud, S. og Fjeld, E. 1999. Landsomfattende undersøkelser av metaller i innsjøsedimenter. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. Rapport 759/99. NIVA rapport 4024-99. 71 s. + vedlegg

Rognerud, S. og Fjeld, E. 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30: 11–19.

Rognerud, S., Grimalt, J.O., Rosseland, B.O., Fernandez, P., Hofer, R., Lackner, R., Lauritzen, B., Lien, L. Massabuau, J.C. og Vilanova, R. 2001. Mercury, and organochlorine contamination in Brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from high mountain lakes in Europe and the Svalbard archipelago. *Water Air Soil Pollut.* (in print)

Sällström, U., Kierkegaard, A., de Wit, C., Jansson, B., og Olsson, M. 1993. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. *Chemosphere* 26: 1703–1718.

Schlabach, M. og Skotvold, T. 1997 Undersøkelser av PCDD/PCDF i næringsmidler i Sørvaranger. Oppfølgingsundersøkelser i 1997. NILU rapport OR 65/97. 15 s. + vedlegg

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Vadset, M. og Røyset, O. 1996. Sporelementer i norske innsjøer - foreløpig resultat for 473 sjøer. NIVA rapport 3457/97. 18 s.

Skotvold, T., Wartena, E.M.M., og Rognerud, S. 1997 Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and Arctic Regions of Norway. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT rapport 688/97. 98 s.

Skotvold, Wartena, E.M.M. Christensen, G.N., Fjeld, E. og Schlabach, M. Organochlorine contaminants in biota and sediment from lakes on Bear Island. Statlig program for forurensningsovervåkning. SFT. Rapport 764/99. 47 s. + vedlegg

-
- Solberg, T., Øvrevoll, B., Berg, V., Biseth, A. og Eriksen, G.S. 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i Sør-Norge. SNT-Rapport 4-99. 27 s. + vedlegg
- Spies, R. B., Kruger, H., Ireland, R., and Rice, D. W. 1989. Stable isotope ratios and contaminant concentrations in a sewage-distorted food web. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 54: 157–170.
- Tomey, G.T., Stern, G.A., Muir, D.C.G., Fisk, A.T., Cymbalisky, C.D., og Westmore, J.B. 1997. Quantifying C10-C13 polychloralkanes in environmental samples by high-resolution gas chromatography/electron capture negative ion high-resolution mass spectrometry. *Anal. Chem.* 69: 2762–2771.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., van Leeuwen, F.X., Liem, A.K., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Waern, F., og Zacharewski, T. 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspect.* 106: 775-792.
- Vander Zanden, M. J., Cabana, G., and Rasmussen, J. B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 1142–1158.
- Villeneuve, D.L., Kannan, Khim, J.S., Falandysz, J., Nikiforov, V.A. Blankenship, A.L., og Gisey, 2000. Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes to induce dioxin-like responses in fish and mammalian in vitro bioassays. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 273–281.
- Wania, F. og Mackay, D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22: 10–18.
- Wathne, B.M., Patrick, S. og Cameron, N. (eds.) 1997. AL:PE - Acidification of Mountain Lakes: Paleolimnology and Ecology. Part 2. Remote Mountain Lakes as indicators of Air Pollution and Climate Change. NIVA rapport 3638-97. 525 s.

Vedlegg

Tabell 1, Lokalitetsangivelser.....	Vedlegg s. 2
Tabell 2, Di-orto og mono-orto PCB.....	Vedlegg s. 5
Tabell 3, QCB, HCHA, HCHG, HCH, OCS og DDT	Vedlegg s. 11
Tabell 4, Dioksiner	Vedlegg s. 14
Tabell 5, Dibenzofuraner	Vedlegg s. 16
Tabell 6, Non-orto PCB.....	Vedlegg s. 18
Tabell 7, Polybromerte flammehemmere	Vedlegg s. 19
Tabell 8, Polyklorete naftalener	Vedlegg s. 20
Tabell 9, Polyklorete parafiner	Vedlegg s. 21
Tabell 10, Toxafener	Vedlegg s. 22
Tabell 11, Toksiske ekvivalenter	Vedlegg s. 23
Tabell 12, Fiskestørrelse, stabile isotoper, kvikksølv	Vedlegg s. 24

Tabell 1. *Beliggenhet av de undersøkte lokaliteter, samt innsjøareal og høyde over havet*

Lokalitet/prøve	Kommune	Fylke	Areal, km ²	hoh, m	Breddegrad	Lengdegrad
Austre Gåsvatn	NAMSSKOGAN	NORD-TRØNDELAG	0.137	507	65.057	13.216
Bogevatnet	FJALER	SOGN OG FJORDANE	0.329	68	61.254	5.522
Breimsvatnet	GLOPPEN	SOGN OG FJORDANE	22.517	61	61.694	6.388
Bæreia	KONGSVINGER	HEDMARK	1.342	231	60.158	11.968
Dragsjøen	SELBU	SØR-TRØNDELAG	0.263	395	63.295	11.132
Einavatnet	VESTRE TOTEN	OPPLAND	13.516	398	60.580	10.634
Ellasjøen	(Bjørnøya)	(Arktis)	0.72 km ²	21	74.393	19.040
Femsjøen	HALDEN	ØSTFOLD	10.637	79	59.135	11.461
Femunden	ENGERDAL	HEDMARK	203.523	662	62.352	11.954
Fjellfrøsvatnet	BALSFJORD	TROMS	6.711	125	69.086	19.334
Flåte	BAMBLE	TELEMARK	3.929	53	59.061	9.460
Glomma Elverum	ELVERUM	HEDMARK	.	.	60.851	11.577
Goksjø	SANDEFJORD	VESTFOLD	3.471	28	59.168	10.143
Grindheimsvatnet	AUDNEDAL	VEST-AGDER	0.422	112	58.447	7.423
Grovatnet	KRISTIANSAND	VEST-AGDER	0.336	18	58.197	8.004
Grunnvatnet	BALLANGEN	NORDLAND	2.005	80	68.285	16.702
Hallandsvatnet	FARSUND	VEST-AGDER	0.441	36	58.128	6.715
Holmevatn	GAULAR	SOGN OG FJORDANE	0.335	582	61.334	6.401
Huddingsvatnet	RØYRVIK	NORD-TRØNDELAG	6.728	464	64.875	13.794
Hurdalsjøen	HURDAL	AKERSHUS	32.311	175	60.310	11.105
Isebakk tjernet	RÅDE	ØSTFOLD	0.186	60	59.346	10.968
Kalandsvatnet	BERGEN	HORDALAND	3.296	53	60.270	5.406
Kalsjøen	GRUE	HEDMARK	0.676	381	60.370	12.545

Tabell 1. (Fortsettelse) *Beliggenhet av de undersøkte lokaliteter, samt innsjøareal og høyde over havet*

Lokalitet/prøve	Kommune	Fylke	Areal, km ²	hoh, m	Breddegrad	Lengdegrad
Kjeråttjørnin	NAMSSKOGAN	NORD-TRØNDELAG	0.611	663	64.875	13.251
Kolbotntjernet	OPPEGÅRD	AKERSHUS	0.29	95	59.803	10.799
Lygne	HÆGEBOSTAD	VEST-AGDER	7.565	188	58.447	7.223
Lønavatnet	VOSS	HORDALAND	2.911	78	60.685	6.477
Mindrebovatnet	MARNARDAL	VEST-AGDER	0.282	154	58.371	7.489
Mjøsa	RINGSAKER	HEDMARK	365.189	123	60.899	10.692
Mjøsa Furnesfjorden/95	RINGSAKER	HEDMARK	365.189	123	60.789	11.002
Mjøsa Furnesfjorden/98	RINGSAKER	HEDMARK	365.189	123	60.789	11.002
Mjøsa Gjøvik	RINGSAKER	HEDMARK	365.189	123	60.803	10.709
Mjøsa Lillehammer	RINGSAKER	HEDMARK	365.189	123	61.084	10.446
Mjøvann	DRANGEDAL	TELEMARK	????	190	59.061	9.248
Mårvatnet	FROLAND	AUST-AGDER	0.201	78	58.485	8.659
Namsjøen	GRUE	HEDMARK	1.108	198	60.510	12.156
Nautsundvatnet	FJALER	SOGN OG FJORDANE	0.652	47	61.254	5.410
Pasvikelva	SØR-VARANGER	FINNMARK	.	70	69.016	29.040
Pasvikelva Grensefoss	SØR-VARANGER	FINNMARK	.	70	69.016	29.040
Randsfjorden	GRAN	OPPLAND	139.232	135	60.390	10.394
Ravalsjø	KONGSBERG	BUSKERUD	0.815	475	59.510	9.544
Rimsjøen	SELBU	SØR-TRØNDELAG	0.336	642	63.204	11.434
Røgden	GRUE	HEDMARK	15.968	280	60.421	12.504
Selbusjøen	SELBU	SØR-TRØNDELAG	58.263	157	63.261	11.004
Snåsamottjørna	NAMSSKOGAN	NORD-TRØNDELAG	0.047	547	65.039	13.353
Stavsvatnet	VINJE	TELEMARK	0.406	1050	59.630	8.115
Stordalsvatnet	NAMSSKOGAN	NORD-TRØNDELAG	0.182	356	65.060	13.132
Store Raudvatnet	RANA	NORDLAND	4.447	488	66.278	14.517

Tabell 1. (Fortsettelse) *Beliggenhet av de undersøkte lokaliteter, samt innsjøareal og høyde over havet*

Lokalitet/prøve	Kommune	Fylke	Areal, km ²	hoh, m	Breddegrad	Lengdegrad
Storvatnet	GAMVIK	FINNMARK	0.565	42	71.034	27.927
Storvatnet	KRISTIANSAND	VEST-AGDER	0.117	52	58.121	7.919
Takvatnet	BALSFJORD	TROMS	15.188	215	69.115	19.088
Ulgjellvatnet	FARSUND	VEST-AGDER	0.19	210	58.148	6.707
Vaggatem	SØR-VARANGER	FINNMARK	33.865	51	69.296	29.282
Vannsjø	VÅLER	ØSTFOLD	36.943	25	59.413	10.712
Vatnebuvatnet	ARENDAL	AUST-AGDER	0.336	7	58.556	8.938
Vegår	VEGÅRSHEI	AUST-AGDER	17.704	189	58.808	8.858
Velmunden	GRAN	OPPLAND	2.859	389	60.470	10.288
Øgderen (Hemnessjøen)	AURSKOG-HØLAND	AKERSHUS	12.8	133	59.696	11.431
Østre Engvatn	BAMBLE	TELEMARK	0.225	108	58.985	9.531
Øyangen	(Bjørnøya)	(Arktis)	0.350 km ²	33	74.447	19.007
Øymarksjøen	MARKER	ØSTFOLD	14.328	107	60.201	10.327

Tabell 2. Konsentrasjoner av di-orto og mono-orto PCB, oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. ΣPCB er summen av alle kongenerer; ΣPCB7 er summen av kongenerene med IUPAC-nr. 28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180. ΣTE (mo-PCB) er summen av toksiske ekvivalenter (pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt) av mono-orto PCB (PCB 105, 118 og 156), beregnet etter Van den Berg et al. (1998). For beregningene av sum PCB er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik null, for beregningen ΣTEF er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik denne. Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	Art	Vevstype	Fett %	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 105	PCB 153	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	ΣPCB	$\Sigma\text{PCB 7}$	ΣTE (mo-PCB)
Austre Gåsvatn	Røye	M	2.23	<0.04	<0.04	0.17	0.35	0.11	0.53	0.45	1.3	0.26	<0.04	3.17	1.76	0.696
Austre Gåsvatn	Ørret	M	0.9	<0.1	<0.1	<0.1	0.14	<0.1	0.26	0.2	<0.1	0.13	<0.1	0.73	0.73	0.074
Bogevatnet	Ørret	M	0.76	<0.06	<0.06	0.13	0.25	0.06	0.58	0.47	<0.06	0.25	<0.06	1.74	1.68	0.061
Breimsvatnet	Ørret	M	1.1	<0.06	<0.06	0.2	0.22	0.09	0.86	0.69	0.06	0.35	<0.06	2.47	2.32	0.061
Bæreia	Abbor	M	0.7	<0.04	0.07	0.28	0.38	0.17	0.95	0.87	0.09	0.43	0.04	3.28	2.98	0.1
Dragsjøen	Røye	M	0.68	<0.06	<0.06	<0.06	0.06	<0.06	0.21	0.17	<0.06	0.08	<0.06	0.52	0.52	0.042
Dragsjøen	Ørret	M	1.11	<0.06	<0.06	<0.06	0.06	<0.06	0.16	0.1	<0.06	<0.06	<0.06	0.32	0.32	0.042
Einavatnet	Abbor	M	0.4	<0.1	<0.1	0.11	0.12	<0.1	0.31	0.3	<0.1	0.1	<0.1	0.94	0.94	0.072
Einavatnet	Gjedde	M	0.39	<0.1	<0.1	0.38	0.42	0.19	1.2	1.1	0.1	0.48	<0.1	3.87	3.58	0.111
Ellasjøen	Røye	M	1.88	0.48	0.20	3.77	60.80	14.12	354.59	163.03	15.45	132.05		746.37	714.7	15.191
Femsjøen	Abbor	M	0.34	<0.1	<0.1	0.41	0.6	0.3	1.7	1.7	0.18	0.77	<0.1	5.66	5.18	0.18
Femsjøen	Gjedde	M	0.31	<0.06	<0.06	0.23	0.37	0.15	1	0.85	0.08	0.47	<0.06	3.15	2.92	0.092
Femsjøen	Lake	L	37	2.8	10	45	81	30	320	220	24	120	2.3	855.1	798.8	23.1
Femsjøen	Lake	M	0.55	<0.06	0.07	0.33	0.59	0.25	2.2	1.6	0.17	0.89	<0.06	6.1	5.68	0.169
Femunden	Abbor	M	0.79	<0.06	<0.06	0.07	0.08	<0.06	0.26	0.19	<0.06	0.1	<0.06	0.7	0.7	0.044
Femunden	Gjedde	M	0.41	<0.06	<0.06	0.13	0.24	<0.06	0.6	0.45		0.25	<0.06	1.67	1.67	0.03

Tabell 2. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av di-orto og mono-orto PCB, oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. ΣPCB er summen av alle kongenerer; ΣPCB7 er summen av kongenerene med IUPAC-nr. 28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180. ΣTE (mo-PCB) er summen av toksiske ekvivalenter (pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt) av mono-orto PCB (PCB 105, 118 og 156), beregnet etter Van den Berg et al. (1998). For beregningene av sum PCB er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik null, for beregningen ΣTEF er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik denne. Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	Art	Vevstype	Fett %	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 105	PCB 153	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	ΣPCB	ΣPCB7	ΣTE (mo-PCB)
Fjellfrøsvatnet	Røye	M	1.4	<0.06	<0.06	0.2	0.33	0.12	1.3	0.92	0.07	0.43	<0.06	3.37	3.18	0.08
Fjellfrøsvatnet	Ørret	M	1.2	<0.06	<0.06	0.09	0.12	<0.06	0.33	0.24	<0.06	0.09	<0.06	0.87	0.87	0.048
Flåte	Abbor	M	0.2	<0.03	<0.03	0.03	0.04		0.05	0.06	<0.03	0.03	<0.03	0.21	0.21	0.019
Glomma Elverum	Lake	L	35.5	10	16	31	31	10	70	42	4.6	19	0.48	238.04	219	6.4
Goksjø	Abbor	M	0.39	<0.06	<0.06	0.17	0.17	0.07	0.55	0.46	<0.06	0.27	<0.06	1.69	1.62	0.054
Goksjø	Gjedde	M	0.15	<0.06	<0.06	0.13	0.12	<0.06	0.43	0.32	<0.06	0.19	<0.06	1.19	1.19	0.048
Grindheimsvatnet	Abbor	M	0.88	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	<0.06	0.09	0.07	<0.06	<0.06	<0.06	0.16	0.16	0.042
Grindheimsvatnet	Ørret	M	1.07	<0.06	<0.06	0.27	0.37	0.13	1.5	1.3	0.12	0.79	<0.06	4.48	4.23	0.11
Grovatnet	Abbor	M	0.76	<0.06	<0.06	0.2	0.41	0.16	0.9	0.88	0.11	0.47	<0.06	3.13	2.86	0.112
Grovatnet	Ørret	M	1.27	<0.06	0.1	0.54	1.1	0.45	3.3	3	0.35	1.9	0.15	10.89	9.94	0.33
Grunnvatnet	Ørret	M	0.7	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.13	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.23	0.23	0.07
Hallandsvatnet	Ørret	M	1.02	<0.04		0.12	0.2	0.07	0.8	0.65	0.08	0.49	0.04	2.45	2.26	0.067
Holmevatn	Ørret	M	2.75	<0.1	<0.1	0.21	0.38	0.14	1.3	0.92		0.63	<0.1	3.58	3.44	0.052
Huddingsvatnet	Ørret	M	0.21	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0	0	0.07
Hurdalsjøen	Lake	L	38.5	2.1	6.9	35	75	33	360	290	36	220	9.2	1367.2	1289	28.8
Isebakk tjernet	Abbor	M	0.17	<0.1	<0.1	0.36	<0.1	<0.1	0.14	0.15	<0.1	<0.1	<0.1	0.65	0.65	0.07
Isebakk tjernet	Gjedde	M	0.27	<0.1	<0.1	0.19	0.38	0.13	0.82	0.67	<0.1	0.36	<0.1	2.55	2.42	0.101
Kalandsvatnet	Ørret	M	2.85	<0.2	<0.2	0.54	0.45	0.2	1.4	1.3	<0.2	0.58	<0.2	4.47	4.27	0.165
Kalsjøen	Ørret	M	1.84	<0.06	<0.06	0.19	0.63	0.13	0.94	0.73	0.09	0.43	<0.06	3.14	2.92	0.121

Tabell 2. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av di-orto og mono-orto PCB, oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. ΣPCB er summen av alle kongenerer; ΣPCB7 er summen av kongenerene med IUPAC-nr. 28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180. ΣTE (mo-PCB) er summen av toksiske ekvivalenter (pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt) av mono-orto PCB (PCB 105, 118 og 156), beregnet etter Van den Berg et al. (1998). For beregningene av sum PCB er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik null, for beregningen ΣTEF er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik denne. Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	Art	Vevstype	Fett %	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 105	PCB 153	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	ΣPCB	ΣPCB7	ΣTE (mo-PCB)
Kjeråttjørnin	Røye	M	1.27	<0.06	<0.06	0.13	0.23	0.08	0.62	0.5	<0.06	0.29	<0.06	1.85	1.77	0.061
Kjeråttjørnin	Ørret	M	0.94	<0.06	<0.06	0.06	0.15	<0.06	0.25	0.19	<0.06	0.11	<0.06	0.76	0.76	0.051
Kolbotntjernet	Abbor	M	0.16	0.1	0.1	0.5	0.4		0.7	0.8	0.1	0.4	<0.1	3.1	3	0.09
Kolbotntjernet	Gjedde	M	0.06	<0.1	0.2	0.6	0.6		1	1.1	0.1	0.5	<0.1	4.1	4	0.11
Lygne	Ørret	M	1.34	<0.1	<0.1	0.18	0.26	0.1	0.65	0.59	0.11	0.39	<0.1	2.28	2.07	0.091
Lønnavatnet	Ørret	M	1.18	<0.06	<0.06	0.2	0.28	0.1	1	0.79	0.06	0.51	<0.06	2.94	2.78	0.068
Mindrebøvatnet	Ørret	M	1.41	<0.06	<0.06	0.07	0.11	<0.06	0.31	0.24	<0.06	0.15	<0.06	0.88	0.88	0.047
Mjøsa	Abbor	M	0.40	<0.1	0.13	1.3	1.4	0.19	5.1	5.2	0.35	1.9	<0.1	15.57	15.03	0.334
Mjøsa	Gjedde	M	0.10	<0.1	0.1	0.4	0.5		1.4	1.6	0.2	0.7	<0.1	4.9	4.7	0.15
Mjøsa	Lagesild	M	0.73	0.1	0.55	5.2	5	1.9	15	15	1.1	5.8	<0.1	49.55	46.55	1.24
Mjøsa Gjøvik	Lake	L	43.6	5	6	83	120		488	400	50	170	5	1327	1272	37
Mjøsa Furnesfjorden 98	Lake	L	45.5	4.6	17	130	190	77	670	510	42	190	<4	1830.6	1711.6	47.7
Mjøsa Furnesfjorden 95	Lake	L	44.1	17	31	343	576	219	2300	1880	195	679	13	6243	5816	177
Mjøsa Lillehammer	Lake	L	34.6	10	16	109	172	77	496	387	55	180	2	1519	1385	52.4
Mjøsa Furnesfjorden 98	Lake	M	0.44	<0.1	0.16	1.1	1.9	0.85	6.2	5.1	0.46	1.6	<0.1	17.37	16.06	0.505
Mjøsa Gjøvik	Lake	M	0.57	<0.1	<0.1	0.37	0.53	0.22	1.9	1.6	0.1	0.62	<0.1	5.34	5.02	0.125
Mjøsa	Ørret	M	4.30	0.18	0.9	8	8.2	2.3	25	24	1.4	8.9	<0.1	78.88	75.18	1.75
Mjøvann	Abbor	M	0.30	0.06	<0.03	0.03	0.07		0.23	0.23	0.04	0.15	0.04	0.85	0.77	0.027
Mjøvann	Ørret	M	0.76	<0.03	<0.03	0.06	0.1		0.25	0.23	0.05	0.14	0.05	0.88	0.78	0.035

Tabell 2. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av di-orto og mono-orto PCB, oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. ΣPCB er summen av alle kongenerer; ΣPCB7 er summen av kongenerene med IUPAC-nr. 28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180. ΣTE (mo-PCB) er summen av toksiske ekvivalenter (pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt) av mono-orto PCB (PCB 105, 118 og 156), beregnet etter Van den Berg et al. (1998). For beregningene av sum PCB er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik null, for beregningen ΣTEF er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik denne. Vevstyppe: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	Art	Vevstyppe	Fett %	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 105	PCB 153	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	ΣPCB	ΣPCB7	ΣTE (mo-PCB)
Mårvatnet	Abbor	M	0.53	<0.06	<0.06	0.12	0.2	0.08	0.97	0.83	0.12	0.72	0.06	3.1	2.84	0.088
Mårvatnet	Ørret	M	2.27	<0.06	0.1	0.45	0.58	0.26	2.1	1.9	0.21	1.1	<0.06	6.7	6.23	0.189
Namsjøen	Abbor	M	0.63	<0.04	<0.04	0.1	0.11	0.04	0.29	0.24	<0.04	0.13	<0.04	1.91	0.87	0.035
Namsjøen	Gjedde	M	0.11	<0.1	<0.1	0.11	0.12	<0.1	0.32	0.26	<0.1	0.12	<0.1	0.93	0.93	0.072
Nautsundvatnet	Ørret	M	1.07	<0.06	<0.06	0.09	0.14	<0.06	0.52	0.39	<0.06	0.27	<0.06	1.41	1.41	0.05
Pasvikelva Grensefoss	Gjedde	M	0.48	<0.1	<0.1	<0.1	0.16	<0.1	0.3	0.22	<0.1	0.1	<0.1	0.76	0.78	0.076
Pasvikelva Grensefoss	Lake	L	26.2	<2	2.4	14	34	13	72	59	6.1	24	<1	224.5	205.4	7.75
Pasvikelva Grensefoss	Lake	M	0.31	<0.06	<0.06	0.07	0.17	0.08	0.33	0.28	<0.06	0.1	<0.06	1.03	0.95	0.055
Randsfjorden	Abbor	M	0.4	<0.04		0.13	0.14	0.07	0.44	0.39	0.04	0.15	<0.04	1.36	1.25	0.041
Randsfjorden	Gjedde	M	0.18	<0.1	<0.1	0.2	0.3		0.8	0.9	0.1	0.4	<0.1	2.7	2.6	0.08
Randsfjorden	Ørret	M	1.5	0.08		1.5	1.9	0.76	8.7	7.5	0.75	4.4	0.09	25.68	24.08	0.641
Ravalsjø	Abbor	M	0.51	<0.06	<0.06	<0.06	0.06	<0.06	0.12	0.11	<0.06	<0.06	<0.06	0.29	0.29	0.042
Ravalsjø	Ørret	M	1.08	<0.06	<0.06	0.16	0.49	0.09	0.52	0.44	<0.06	0.24	<0.06	1.94	1.85	0.088
Rimsjøen	Ørret	M	0.8	<0.06	<0.06	0.08	0.13	<0.06	0.34	0.27	<0.06	0.1	<0.06	0.92	0.92	0.049
Røgden	Abbor	M	0.59	<0.06	<0.06	0.06	0.08	<0.06	0.3	0.25	<0.06	0.15	<0.06	0.84	0.84	0.044
Røgden	Gjedde	M	0.47		<0.06	0.13	0.16	0.06	0.53	0.41	<0.06	0.26	<0.06	1.55	1.49	0.052
Røgden	Lake	L	32.8	<2	<2	11	14	4.5	59	38	3.6	30	<2	160.1	152	3.65
Røgden	Lake	M	0.31	0.06		0.09	0.1	<0.06	0.37	0.3	<0.06	0.19	<0.06	1.11	1.11	0.046
Selbusjøen	Lake	L	42.0	2	3.2	19	39	14	130	80	5.4	35	<1	327.6	308.2	8

Tabell 2. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av di-orto og mono-orto PCB, oppgitt i µg/kg våtvekt. ΣPCB er summen av alle kongenerer; ΣPCB7 er summen av kongenerene med IUPAC-nr. 28, 52, 101,118, 153, 138 og 180. ΣTE (mo-PCB) er summen av toksiske ekvivalenter (pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt) av mono-orto PCB (PCB 105, 118 og 156), beregnet etter Van den Berg et al. (1998). For beregningene av sum PCB er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik null, for beregningen ΣTEF er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik denne. Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	Art	Vevstype	Fett %	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 105	PCB 153	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	ΣPCB	ΣPCB7	ΣTE (mo-PCB)
Selbusjøen	Lake	M	0.48	<0.06	<0.06	0.08	0.16	0.06	0.51	0.34	<0.06	0.14	<0.06	1.29	1.23	0.052
Selbusjøen	Røye	M	2.21	<0.06	<0.06	0.24	0.27	0.1	0.74	0.58		0.27	<0.06	2.2	2.1	0.037
Selbusjøen	Ørret	M	1.76	<0.06	<0.06	0.12	0.16	0.06	0.44	0.34		0.13	<0.06	1.25	1.19	0.022
Snåsamottjørna	Ørret	M	1.09	<0.06	<0.06	<0.06	0.07	<0.06	0.14	0.1	<0.06	<0.06	<0.06	0.31	0.31	0.043
Stavsvatnet	Ørret	M	1.47	<0.04	<0.04	0.19	0.4	0.14	1.5	1.3	0.17	1.1	0.16	4.96	4.49	0.139
Stordalsvatnet	Ørret	M	2.06	<0.04	<0.04	0.13	0.27	0.06	0.41	0.33		0.17	<0.04	1.37	1.31	0.033
Store Raudvatnet	Røye	M	0.34	<0.1	0.1	0.2	0.3		1.1	1.1	0.2	0.6	<0.1	3.6	3.4	0.13
Store Raudvatnet	Ørret	M	1.00	<0.1	0.1	0.2	0.3		1	1	0.3	0.6	<0.1	3.5	3.2	0.18
Storvatnet	Røye	M	1.30	<0.06	<0.06	0.19	0.42	0.16	1.4	1	0.11	0.57	<0.06	3.85	3.58	0.113
Storvatnet	Ørret	M	0.44	<0.06	<0.06	0.11	0.19	0.07	0.62	0.49	<0.06	0.31	<0.06	1.79	1.72	0.056
Takvatnet	Røye	M	1.29	<0.04	0.05	0.32	0.51	0.18	1.7	1.4	0.09	0.47	<0.04	4.72	4.45	0.114
Takvatnet	Ørret	M	1.73	<0.04	0.04	0.17	0.26	0.1	0.76	0.59	0.05	0.22	<0.04	2.19	2.04	0.061
Ulgjellvatnet	Ørret	M	0.81	<0.1	<0.1	0.14	0.29	0.11	1.2	0.89	0.13	0.73	<0.1	3.49	3.25	0.105
Vaggatem	Abbor	M	0.20	<0.1	0.1	0.1	0.1		0.2	0.2	<0.1	0.1	<0.1	0.8	0.8	0.06
Vaggatem, duplikat	Abbor	M	0.23	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.17	0.15	<0.1	<0.1	<0.1	0.32	0.32	0.07
Vaggatem	Gjedde	M	0.48	<0.06	<0.06	0.09	0.17	<0.06	0.39	0.29	<0.06	0.13	<0.06	1.07	1.07	0.053
Vaggatem	Lake	L	25.4	<2	<2	6.8	10	2.5	28	19	<2	8.5	<2	74.8	72.3	2.25
Vaggatem	Lake	M	0.36	<0.06	<0.06	0.14	0.27	0.1	0.73	0.48	0.07	0.19	<0.06	1.98	1.81	0.072
Vannsjø	Abbor	M	0.38	<0.06	0.06	0.35	0.39	0.16	1.3	1.1	0.09	0.48	<0.06	3.96	3.68	0.1

Tabell 2. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av di-orto og mono-orto PCB, oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. ΣPCB er summen av alle kongenerer; ΣPCB7 er summen av kongenerene med IUPAC-nr. 28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180. ΣTE (mo-PCB) er summen av toksiske ekvivalenter (pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt) av mono-orto PCB (PCB 105, 118 og 156), beregnet etter Van den Berg et al. (1998). For beregningene av sum PCB er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik null, for beregningen ΣTEF er konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene satt lik denne. Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	Art	Vevstype	Fett %	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 105	PCB 153	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	ΣPCB	ΣPCB7	ΣTE (mo-PCB)
Vannsjø	Gjedde	M	0.13	<0.1		0.37	0.44	0.2	1.2	0.96	<0.1	0.46	<0.1	3.63	3.43	0.114
Vatnebuvatnet	Abbor	M	0.5	<0.06	<0.06	0.11	0.15	0.07	0.5	0.44	<0.06	0.25	<0.06	1.52	1.45	0.052
Vatnebuvatnet	Ørret	M	1.59	<0.06	0.15	1.2	1.9	0.64	9.9	7.6	0.67	5.5	<0.06	27.56	26.25	0.589
Vegår	Abbor	M	0.29	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.24	0.26	<0.1	0.15	<0.1	0.65	0.65	0.07
Vegår	Ørret	M	0.61	<0.1	<0.1	0.15	0.19	<0.1	0.54	0.56	<0.1	0.34	<0.1	1.78	1.78	0.079
Velmunden	Abbor	M	0.53	<0.06	<0.06	0.09	0.12	<0.06	0.31	0.3	<0.06	0.15	<0.06	0.97	0.97	0.048
Velmunden	Røye	M	1.34	<0.06	0.08	0.47	0.65	0.25	1.8	1.7	0.14	0.85	<0.06	5.94	5.55	0.16
Øgderen (Hemnessjøen)	Abbor	M	0.50	<0.04	0.06	0.21	0.22	0.1	0.65	0.57	0.06	0.28	<0.04	2.15	1.99	0.062
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	L	43.9	2.3	5.6	25	36	14	110	86	8.4	51	2.8	341.1	315.9	9.2
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	M	0.43	<0.06	<0.06	0.12	0.14	0.07	0.38	0.31	<0.06	0.17	<0.06	1.19	1.12	0.051
Østre Engvatn	Abbor	M	0.20	<0.03	<0.03	0.04	0.04		0.13	0.13	<0.03	0.09	<0.03	0.43	0.43	0.019
Øyangen	Røye	M	1.49	0.086	0.05	0.45	2.40	0.697	12.45	4.49	1.14	4.12			24.0	0.882
Øymarksjøen	Abbor	M	0.34	<0.06	<0.06	0.21	0.29	0.13	1	0.89	0.09	0.44	<0.06	3.05	2.83	0.087

Tabell 3. Konsentrasjoner av pentaklorbenzen (QCB), α -hexaklorcyclohexan (HCHA), γ -hexaklorcyclohexan (HCHG; lindan), hexaklorbenzen (HCH) og oktaklorstyren (OCS), samt p,p'-DDT med nedbrytningsprodukter (p,p'-DDE og p,p'-DDD), oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt., Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet/prøve	Art	Vevstype	Fett %	QCB	HCHA	HCB	HCHG	OCS	p,p'-DDT	p,p'-DDE	p,p'-DDD
Austre Gåsvatn	Røye	M	2.23	<0.02	0.18	0.28	0.22	0.04	0.37	1.4	<0.1
Austre Gåsvatn	Ørret	M	0.9	<0.05	<0.1	0.13	<0.1	<0.05	<0.4	0.63	<0.2
Bogevatnet	Ørret	M	0.76	<0.03	<0.08	0.18	<0.08	0.03	<0.2	1.5	<0.15
Breimsvatnet	Ørret	M	1.1	<0.03	<0.08	0.21	0.1	<0.03	0.95	6.1	0.37
Bæreia	Abbor	M	0.7	<0.02	<0.04	0.1	0.1	<0.03	<0.1	1.8	0.11
Dragsjøen	Røye	M	0.68	<0.03	<0.08	0.09	<0.08	<0.03	<0.2	0.41	<0.15
Dragsjøen	Ørret	M	1.11	<0.03	<0.08	0.12	<0.08	<0.03	<0.2	0.35	<0.15
Einavatnet	Abbor	M	0.4	<0.05	<0.2	0.09	<0.2	<0.05	<1	0.64	<0.3
Einavatnet	Gjedde	M	0.39	<0.05	<0.2	0.11	<0.2	<0.05	<1	2.5	0.37
Ellasjøen	Røye	M	1.88	0.392	86.39	0.414
Femsjøen	Abbor	M	0.34	<0.05	<0.2	0.09	<0.2	<0.05	2.3	2.1	0.5
Femsjøen	Gjedde	M	0.31	<0.03	<0.08	0.07	<0.08	<0.03	<0.2	1.1	<0.15
Femsjøen	Lake	L	37	<0.6	3.8	14	13	4	84	410	76
Femsjøen	Lake	M	0.55	<0.03	<0.08	0.39	0.12	0.04	1	3	0.31
Femunden	Abbor	M	0.79	<0.03	<0.06	0.9	<0.06	<0.03	<0.2	0.42	<0.1
Femunden	Gjedde	M	0.41	<0.03	<0.06	0.08	<0.06	<0.03	0.21	0.8	<0.1
Fjellfrøsvatnet	Røye	M	1.4	<0.03	<0.08	0.26	<0.08	<0.03	<0.2	0.7	<0.15
Fjellfrøsvatnet	Ørret	M	1.2	<0.03	<0.08	0.16	<0.08	<0.03	<0.2	0.3	<0.15
Flåte	Abbor	M	0.2	0.07	0.05	0.08	0.13	<0.03	0.12	0.1	0.03
Glomma	Lake	L	35.5	0.55	1.3	1.3	2.2	4	32	74	27
Goksjø	Abbor	M	0.39	<0.03	<0.06	0.06	<0.06	<0.03	0.67	2.5	0.22
Goksjø	Gjedde	M	0.15	<0.03	<0.06	<0.03	<0.06	<0.03	0.39	1.9	<0.1
Grindheimsvatnet	Abbor	M	0.88	<0.03	<0.08	0.06	<0.08	<0.03	<0.2	0.18	<0.15
Grindheimsvatnet	Ørret	M	1.07	<0.03	<0.08	0.33	0.08	<0.03	0.35	3	0.39
Grovatnet	Abbor	M	0.76	<0.03	<0.08	0.07	0.09	<0.03	<0.2	1.1	<0.15
Grovatnet	Ørret	M	1.27	0.03	<0.08	0.28	0.18	<0.03	<0.2	2.7	0.25
Grunnvatnet	Ørret	M	0.7	<0.05	<0.2	0.18	<0.2	<0.05	<1	0.2	<0.3
Hallandsvatnet	Ørret	M	1.02	<0.02	<0.04	0.17	0.1	<0.03	<0.1	1.2	<0.1
Holmevatn	Ørret	M	2.75	<0.05	<0.1	0.57	<0.1	<0.05	0.32	5.2	0.32
Huddingsvatnet	Ørret	M	0.21	<0.05	<0.2	<0.05	<0.2	<0.05	<1	<0.1	<0.3
Hurdalsjøen	Lake	L	38.5	<1	3.4	12	8.8	4	.	380	84
Isebakk tjernet	Abbor	M	0.17	<0.05	<0.2	0.07	<0.2	<0.05	<1	0.26	<0.3
Isebakk tjernet	Gjedde	M	0.27	<0.05	<0.2	0.07	<0.2	<0.05	<1	1	<0.3
Kalandsvatnet	Ørret	M	2.85	<0.1	<0.2	0.38	0.26	<0.1	0.64	1.8	0.32
Kalsjøen	Ørret	M	1.84	<0.03	0.1	0.18	0.23	<0.03	<0.2	2.4	0.3

Tabell 3. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av pentaklorbenzen (QCB), α -hexaklorcyclohexan (HCHA), γ -hexaklor-cyclohexan (HCHG; lindan), hexaklorbenzen (HCH) og oktaklorstyren (OCS), samt p,p'-DDT med nedbrytningsprodukter (p,p'-DDE og p,p'-DDD), oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt., Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet/prøve	Art	Vevstype	Fett %	QCB	HCHA	HCB	HCHG	OCS	p,p'-DDT	p,p'-DDE	p,p'-DDD
Kjeråttjørnin	Røye	M	1.27	<0.03	0.07	0.22	0.07	<0.03	0.22	1.1	<0.1
Kjeråttjørnin	Ørret	M	0.94	<0.03	<0.06	0.11	<0.06	<0.03	<0.2	0.41	<0.1
Kolbotntjernet	Abbor	M	0.16	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	0.6	0.6	0.1
Kolbotntjernet	Gjedde	M	0.06	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	0.8	0.7	0.1
Lygne	Ørret	M	1.34	<0.05	<0.2	0.35	0.38	<0.05	<1	1.5	<0.3
Lønavatnet	Ørret	M	1.18	<0.03	<0.08	0.36	<0.08	<0.03	0.28	2.3	0.16
Mindrebøvatnet	Ørret	M	1.41	<0.03	<0.08	0.37	<0.08	<0.03	<0.2	0.73	<0.15
Mjøsa	Abbor	M	0.4	<0.1	<0.1	0.13	<0.1	<0.1	2.5	7.3	0.91
Mjøsa	Gjedde	M	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4	3.4	0.6
Mjøsa	Lagesild	M	0.73	<0.1	0.14	0.35	0.15	0.3	16	32	5.7
Mjøsa, Gjøvik	Lake	L	43.6	3	1	11	1	4	346	736	202
Mjøsa, Furnesfj. 98	Lake	L	45.5	<2	9.5	16	9.3	4	270	1020	99
Mjøsa, Furnesfj. 95	Lake	L	44.1	1	15	18	17	4	1790	1730	182
Mjøsa, Lillehammer	Lake	L	34.6	<2	4	9	7	4	316	619	210
Mjøsa, Furnesfj 98	Lake	M	0.44	<0.05	<0.2	0.27	<0.2	<0.05	2.3	10	1.7
Mjøsa, Gjøvik	Lake	M	0.57	<0.1	<0.1	0.17	<0.1	<0.1	1.4	2.7	0.28
Mjøsa	Ørret	M	4.3	<0.1	0.29	1	0.45	0.3	14	44	3
Mjøvann	Abbor	M	0.3	0.07	<0.03	0.06	0.05	<0.03	0.18	0.32	0.04
Mjøvann	Ørret	M	0.76	0.09	0.05	0.22	0.13	<0.03	0.23	0.51	0.06
Mårvatnet	Abbor	M	0.53	<0.03	<0.06	0.07	<0.06	<0.03	<0.2	1.5	0.15
Mårvatnet	Ørret	M	2.27	0.03	0.09	0.37	0.23	0.05	0.6	4.5	0.61
Namsjøen	Abbor	M	0.63	<0.02	<0.04	0.06	0.04	<0.03	<0.1	0.46	<0.1
Namsjøen	Gjedde	M	0.11	<0.05	<0.2	0.05	<0.2	<0.05	<1	0.59	<0.3
Nautsundvatnet	Ørret	M	1.07	<0.03	<0.08	0.12	<0.08	<0.03	<0.2	0.86	<0.15
Pasvikelva	Gjedde	M	0.48	<0.05	<0.1	0.12	<0.1	<0.05	<0.4	0.64	<0.2
Pasvikelva	Lake	L	26.2	<1	2.9	9.6	2	4	31	150	74
Pasvikelva	Lake	M	0.31	<0.03	<0.06	0.24	<0.06	<0.03	0.44	0.71	<0.1
Randsfjorden	Abbor	M	0.4	<0.02	<0.06	0.07	0.08	<0.02	0.25	0.6	0.13
Randsfjorden	Gjedde	M	0.18	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	2.4	1.1	0.2
Randsfjorden	Ørret	M	1.5	0.04	0.11	0.4	0.32	<0.02	2.5	12	1.1
Ravalsjø	Abbor	M	0.51	<0.03	<0.08	0.05	<0.08	<0.03	<0.2	0.18	<0.15
Ravalsjø	Ørret	M	1.08	<0.03	<0.08	0.2	<0.08	<0.03	<0.2	1.1	<0.15
Rimsjøen	Ørret	M	0.8	<0.03	<0.08	0.16	<0.08	<0.03	<0.2	0.92	<0.15
Røgden	Abbor	M	0.59	<0.03	<0.08	0.04	<0.08	<0.03	<0.2	0.41	<0.15
Røgden	Gjedde	M	0.47	<0.03	<0.06	0.08	<0.06	<0.03	0.26	0.68	0.06
Røgden	Lake	L	32.8	<1	<2	6.2	<2	4	37	55	7.4
Røgden	Lake	M	0.31	<0.03	<0.06	0.21	<0.03	<0.03	0.21	0.42	<0.06

Tabell 3. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av pentaklorbenzen (QCB), α -hexaklorcyclohexan (HCHA), γ -hexaklor-cyclohexan (HCHG; lindan), hexaklorbenzen (HCH) og oktaklorstyren (OCS), samt p,p'-DDT med nedbrytningsprodukter (p,p'-DDE og p,p'-DDD), oppgitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt., Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet/prøve	Art	Vevstype	Fett %	QCB	HCHA	HCB	HCHG	OCS	p,p'-DDT	p,p'-DDE	p,p'-DDD
Selbusjøen	Lake	L	42	<1	3.1	9.6	4.4	4	43	140	7.5
Selbusjøen	Lake	M	0.48	<0.03	<0.08	0.22	<0.08	<0.03	<0.2	0.54	<0.15
Selbusjøen	Røye	M	2.21	<0.03	0.13	0.29	0.21	<0.03	0.33	0.93	<0.15
Selbusjøen	Ørret	M	1.76	<0.03	0.08	0.19	0.11	<0.03	<0.2	0.94	<0.15
Snåsamottjørna	Ørret	M	1.09	<0.03	<0.06	0.15	<0.06	<0.03	<0.2	0.4	<0.1
Stavsvatnet	Ørret	M	1.47	0.02	0.1	0.27	0.33	0.04	<0.1	5.3	0.16
Stordalsvatnet	Ørret	M	2.06	0.03	0.08	0.47	0.11	<0.03	<0.1	0.86	<0.1
Store Raudvatnet	Røye	M	0.34	0.1	0.1	0.2	0.1	<0.1	0.8	0.8	0.1
Store Raudvatnet	Ørret	M	1	0.1	0.1	0.3	0.1	<0.1	0.8	0.5	0.1
Storvatnet	Røye	M	1.3	<0.03	<0.08	0.2	<0.08	<0.03	0.21	0.97	<0.15
Storvatnet	Ørret	M	0.44	<0.03	<0.06	0.08	<0.06	<0.03	<0.2	0.59	<0.1
Takvatnet	Røye	M	1.29	<0.02	0.08	0.4	0.06	0.06	<0.2	1.4	<0.1
Takvatnet	Ørret	M	1.73	0.02	0.14	0.3	0.09	0.04	<0.1	0.65	<0.1
Ulgjellvatnet	Ørret	M	0.81	<0.03	<0.1	0.1	<0.1	<0.03	<0.4	1	<0.2
Vaggatem	Abbor	M	0.2	0.1	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	0.2	0.3	0.1
Vaggatem	Abbor	M	0.23	<0.05	<0.2	0.12	<0.2	<0.05	<1	0.26	<0.3
Vaggatem	Gjedde	M	0.48	<0.03	<0.08	0.07	<0.08	<0.03	<0.2	0.3	<0.15
Vaggatem	Lake	L	25.4	<1	<4	8.8	<4	4	<20	31	<3
Vaggatem	Lake	M	0.36	<0.03	<0.06	0.19	<0.06	<0.03	0.23	0.81	0.15
Vannsjø	Abbor	M	0.38	<0.03	<0.06	0.03	<0.06	<0.03	<0.2	1.9	0.13
Vannsjø	Gjedde	M	0.13	<0.05	<0.2	0.07	<0.2	<0.05	<1	2.1	<0.3
Vatnebuvatnet	Abbor	M	0.5	<0.03	<0.08	0.06	0.08	<0.03	<0.2	0.89	0.17
Vatnebuvatnet	Ørret	M	1.59	<0.03	<0.08	0.22	0.19	<0.03	0.71	14	0.99
Vegår	Abbor	M	0.29	<0.05	<0.2	0.09	0.2	<0.05	<1	0.47	<0.3
Vegår	Ørret	M	0.61	<0.05	<0.2	0.24	0.41	<0.05	<1	1.4	<0.3
Velmunden	Abbor	M	0.53	<0.03	<0.08	0.08	<0.08	<0.03	<0.2	0.61	<0.15
Velmunden	Røye	M	1.34	<0.03	0.08	0.19	0.21	<0.03	0.54	3.3	0.55
Øgderen (Hemnessjøen)	Abbor	M	0.5	<0.02	<0.03	0.07	0.11	<0.3	<0.1	1.2	<0.1
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	L	43.9	<1	3.9	8.8	12	4	31	190	19
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	M	0.43	<0.03	<0.08	0.19	0.09	<0.03	<0.2	0.55	<0.15
Østre Engvatn	Abbor	M	0.2	<0.03	<0.03	0.05	0.1	<0.03	0.25	0.38	0.11
Øyangen	Røye	M	1.49	0.051	2.598	0.117
Øymarksjøen	Abbor	M	0.34	<0.03	<0.08	0.06	0.1	<0.03	0.35	1.6	<0.15

Tabell 4. Konsentrasjoner av dioksiner (polyklorinerte dibenzo-p-dioksiner) oppgitt i ng/kg våtvekt. Verdier merket med (<) betyr at konsentrasjonen er lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1; verdier merket med (i) betyr at isotopforholdet avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Navn	Art	Vev	Fett, %	2378- TCDD	SUM TCDD	12378- PeCDD	SUM PeCDD	123478- HxCDD	123678- HxCDD	123789- HxCDD	SUM HxCDD	1234678- HpCDD	SUM HpCDD	OCDD	SUM PCDD
Bogevatnet	Ørret	Muskel	0.7	0.02	0.02	0.03	0.03	0.01	0.02	<0.04	0.03	0.05	0.05	0.1	0.23
Breimsvatnet	Ørret	Muskel	1.3	0.02	0.02	0.02	0.02	<0.04	<0.04	0.04	.	0.03	0.03	0.09	0.16
Ellasjøen	Røye	Muskel	1.3	0.03	0.03	<0.02	.	<0.04	<0.04	<0.04	.	<0.08	.	0.07	0.1
Femsjøen	Lake	Lever	40	4.06	4.9	11.24	11.24	<0.2	18.67	3.84	25.58	10.83	10.83	7.54	60.09
Fjellfrøsvatnet	Ørret	Muskel	1.1	<0.02	.	<0.02	.	<0.04	<0.04	0.02	0.02	0.02	0.02	0.12	0.16
Grindheimsvatnet	Ørret	Muskel	0.9	0.04	0.04	0.07	0.07	<0.04	<0.04	<0.04	.	<0.08	.	0.12	0.23
Grovatnet	Ørret	Muskel	1.3	0.06	0.06	0.19	0.19	0.03	0.11	0.02	0.16	0.06	0.06	0.11	0.58
Grunnvatnet	Ørret	Muskel	1.3	<0.02	.	<0.02	.	<0.04	<0.04	<0.04	.	<0.08	.	0.07	0.07
Hurdalsjøen	Lake	Lever	45.7	6.12	6.72	19.46	19.46	1.04	14.35	1.52	18.97	5.6	6.98	33.46	85.59
Kalandsvatnet	Ørret	Muskel	2.6	0.02	.	0.03	0.03	0.04	0.04	0.04	.	0.08	.	0.11	0.14
Kalsjøen	Ørret	Muskel	1.8	0.04	0.08	0.09	0.09	0.02	0.08	0.02	0.12	0.05	0.05	0.09	0.43
Lygne	Ørret	Muskel	1.3	0.02	0.03	0.07	0.07	0.02	0.04	0.02	0.08	0.03	0.03	0.07	0.28
Mjøsa, Furnes 95	Lake	Lever	49.7	5.43	5.43	9.93	9.93	0.06	11.99	1.52	20.76	4.45	4.45	9.35	49.92
Mjøsa, Lilleh.	Lake	Lever	42.7	2.28	3.15	5.48	5.48	<0.2	5.32	0.73	6.35	3.14	3.14	14.79	32.91
Mårvatnet	Ørret	Muskel	1.6	0.17	0.2	0.47	0.47	0.07	0.32	0.11	0.49	0.19	0.19	0.15	1.5
Pasvikelva, Grensefoss	Lake	Lever	11.6	0.22	0.22	0.41	0.41	0.12	0.32	0.06	0.5	0.31	0.31	0.37	1.81
Røgden	Lake	Lever	34.8	0.8	0.8	2.36	2.36	<0.2	3.48	0.39	4.37	2.08	2.08	1.87	11.48
Selbusjøen	Lake	Lever	38.5	1.78	1.85	5.71	5.71	0.59	4.87	1.44	7.12	6.08	6.08	21.37	42.13
Selbusjøen	Ørret	Muskel	1.4	0.02	0.02	0.04	0.04	<0.04	0.02	<0.04	0.02	0.04	0.04	0.15	0.27

Tabell 4. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av dioksiner (polyklorinerte dibenzo-p-dioksiner) oppgitt i ng/kg våtvekt. Verdier merket med (<) betyr at konsentrasjonen er lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1; verdier merket med (i) betyr at isotopforholdet avviker mer enn 20% fra teoretisk

Navn	Art	Vev	Fett, %	2378- TCDD	SUM TCDD	12378- PeCDD	SUM PeCDD	123478- HxCDD	123678- HxCDD	123789- HxCDD	SUM HxCDD	1234678- HpCDD	SUM HpCDD	OCDD	SUM PCDD
Store Raudvatnet	Ørret	Muskel	2.5	0.04	0.04	0.14	0.14	0.04	0.06	0.03	0.13	0.04	0.04	0.13	0.48
Takvatnet	Ørret	Muskel	1.8	0.02	0.02	0.02	0.02	<0.04	<0.04	0.01	0.01	<0.08	.	0.04	0.09
Vegår	Ørret	Muskel	1.9	0.04	0.04	0.14	0.14	0.03	0.09	0.04	0.17	0.13	0.13	0.12	0.6
Velmunden	Røye	Muskel	1	0.02	0.02	0.06	0.06	<0.04	<0.04	<0.04	.	<0.08	.	<0.2	0.28
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	Lever	22	1.08	1.08	2.81	2.81	0.31	3.91	0.76	5.01	2.72	2.72	2.04	13.66

Tabell 5. Konsentrasjoner av polyklorerte dibenzofuraner, oppgitt i ng/kg våtvekt. Verdier merket med “<” betyr at konsentrasjonen er lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1; verdier merket med “i” betyr at isotopforholdet avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi. Prøvens lipid-innhold er gitt i tabell 4.

Navn	Art	Vev	2378-TCDF	SUM TCDF	12378/12348-PeCDF	23478-PeCDF	SUM PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	123789-HxCDF	234678-HxCDF	SUM HxCDF	1234678-HpCDF	1234789-HpCDF	SUM HpCDF	OCDF	SUM PCDF
Bogevatnet	Ørret	Muskel	0.11	0.11	0.04	0.07	0.13	0.04	0.03	<0.04	0.02	0.09	0.03	>0.16	0.07	0.04	0.44
Breimsvatnet	Ørret	Muskel	0.17	0.18	0.02	0.04	0.06	0.02	0.01	<0.04	<0.04	0.03	0.01	>0.16	0.01	0.05	0.33
Ellasjøen	Røye	Muskel	0.34	0.34	0.05	0.17	0.24	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	.	<0.08	<0.16	.	0.04	0.62
Femsjøen	Lake	Lever	86.39	94.52	22.96	47.09	90.81	11.18	13.69	1.03	16.92	57.03	6.73	0.65	9.36	0.69	252.41
Fjellfrøsvatnet	Ørret	Muskel	0.15	0.18	0.02	0.02	0.04	0.03	0.02	0.01	0.01	0.07	0.02	<0.16	0.02	<0.2	0.51
Grindheimsvatnet	Ørret	Muskel	0.3	0.3	0.06	0.16	0.25	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	.	<0.08	<0.16	.	<0.2	0.75
Grovatnet	Ørret	Muskel	0.4	0.46	0.16	0.41	0.65	0.06	0.07	<0.04	0.06	0.21	0.03	<0.16	0.03	<0.2	1.55
Grunnvatnet	Ørret	Muskel	0.15	0.18	<0.02	0.04	0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	.	<0.08	<0.16	.	<0.2	0.42
Hurdalsjøen	Lake	Lever	68.68	74.43	20.04	49.83	78.93	10.21	8.99	<0.2	10.32	50.52	3.49	<0.8	4.21	<1	209.09
Kalandsvatnet	Ørret	Muskel	0.41	0.47	0.05	0.1	0.15	0.02	0.02	0.04	0.04	0.04	0.08	0.16	.	0.2	0.86
Kalsjøen	Ørret	Muskel	0.52	0.92	0.16	0.24	0.66	0.06	0.05	0.01	0.05	0.26	0.03	<0.16	0.04	0.03	1.91
Lygne	Ørret	Muskel	0.23	0.3	0.08	0.17	0.31	0.03	0.03	<0.04	0.04	0.1	0.02	<0.16	0.02	0.03	0.76
Mjøsa, Furnesfj. 95	Lake	Lever	144.23	146.87	20.88	35.51	63.19	3.2	6.68	0.26	9.68	38.15	2.44	0.33	2.77	9.78	260.76
Mjøsa, Lillehammer	Lake	Lever	64.65	71.63	8.37	18.16	30.33	2.11	3.28	<0.2	4.61	20.84	1.57	0.11	1.82	15.18	139.8
Mårvatnet	Ørret	Muskel	1.79	2.19	0.86	1.81	3.22	0.27	0.28	<0.04	0.25	1.2	0.07	<0.16	0.07	<0.2	6.88
Pasvikelva, Grensefoss	Lake	Lever	13.22	16.43	1.01	2.17	5.1	0.35	0.28	<0.2	0.18	1.05	0.11	<0.8	0.11	<1	23.69
Røgden	Lake	Lever	20.36	20.63	4.46	10.35	17.55	2.51	2.62	<0.2	2	8.55	1.3	<0.8	1.3	<1	49.03

Tabell 5. (Fortsettelse) Konsentrasjoner av polyklorerte dibenzofuraner, oppgitt i ng/kg våtvekt. Verdier merket med “<” betyr at konsentrasjonen er lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1; verdier merket med “i” betyr at isotopforholdet avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi. Prøvens lipid-innhold er gitt i tabell 4.

Navn	Art	Vev	2378-TCDF	SUM TCDF	12378/12348-PeCDF	23478-PeCDF	SUM PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	123789-HxCDF	234678-HxCDF	SUM HxCDF	1234678-HpCDF	1234789-HpCDF	SUM HpCDF	OCDF	SUM PCDF
Selbusjøen	Lake	Lever	30.99	46.03	3.32	12.78	33.21	1.47	1.51	0.19	2.92	8.45	1.63	0.12	1.85	0.28	89.82
Selbusjøen	Ørret	Muskel	0.16	0.42	0.02	0.04	0.06	0.03	0.02	<0.04	>0.04	0.05	0.04	>0.16	0.04	0.06	0.63
Store Raudvatnet	Ørret	Muskel	0.46	0.67	0.06	0.11	0.23	0.03	0.02	<0.04	<0.04	0.05	0.02	>0.16	0.02	0.09	1.06
Takvatnet	Ørret	Muskel	0.28	0.28	0.03	0.04	0.07	0.03	0.01	<0.04	<0.04	0.04	>0.08	<0.16	.	<0.2	0.59
Vegår	Ørret	Muskel	0.95	1.31	0.25	0.43	0.81	0.09	0.1	<0.04	0.07	0.29	0.04	0.02	0.06	0.04	2.51
Velmunden	Røye	Muskel	0.24	0.26	0.05	0.12	0.17	0.05	0.03	<0.04	<0.04	0.08	0.02	<0.16	0.02	0.07	0.6
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	Lever	21.91	22.85	4.65	12.28	22.14	2.93	2.93	0.18	3.29	7.8	1.56	0.14	1.97	0.44	55.2

Tabell 6. Konsentrasjoner av non-orto PCB, oppgitt i ng/kg våtvekt. Verdier merket med (<) betyr at konsentrasjonen er lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1; verdier merket med (i) betyr at isotopforholdet avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi. Prøvenes lipid-innhold er gitt i tabell 4

Lokalitet	Art	Vevstype	Fett, %	PCB-77	PCB-81	PCB-126	PCB-169	ΣnoPCB
Ellasjøen	Røye	Muskel	1.30	38.83	2.52	70.93	6.07	118.35
Store Raudvatnet	Ørret	Muskel	2.50	9.52	0.41	5.32	1.21	16.46
Femsjøen	Lake	Lever	40.00	368.54	17.88	618.4	306.86	1311.68
Lygne	Ørret	Muskel	1.30	2.53	0.13	1.10	0.22	3.98
Vegår	Ørret	Muskel	1.90	6.75	0.28	4.41	0.73	12.17
Grunnvatnet	Ørret	Muskel	1.30	1.65	0.06	0.55	0.15	2.41
Grindheimsvatnet	Ørret	Muskel	0.90	2.9	0.14	2.12	0.35	5.51
Takvatnet	Ørret	Muskel	1.80	3.88	0.16	1.90	1.40	7.34
Kalandsvatnet	Ørret	Muskel	2.60	6.48	0.22	1.13	0.19	8.02
Grovatnet	Ørret	Muskel	1.30	4.04	0.24	3.61	0.88	8.77
Fjellfrøsvatnet	Ørret	Muskel	1.10	1.98	0.08	1.14	0.76	3.96
Selbusjøen	Ørret	Muskel	1.40	2.20	0.10	0.92	0.40	3.62
Selbusjøen	Lake	Lever	38.5	80.09	7.41	190.9	216.27	494.67
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	Lever	22	175.69	8.38	136.84	58.33	379.24
Breimsvatnet	Ørret	Muskel	1.30	3.11	0.14	1.27	0.30	4.82
Bogevatnet	Ørret	Muskel	0.70	1.18	0.06	0.66	0.14	2.04
Kalsjøen	Ørret	Muskel	1.80	4.84	0.2	2.87	0.53	8.44
Velmunden	Røye	Muskel	1.00	2.90	0.14	2.12	0.35	5.51
Mårvatnet	Ørret	Muskel	1.60	9.42	0.54	6.51	1.24	17.71
Pasvikelva, Grensefoss	Lake	Lever	11.60	60.81	2.88	88.75	62.17	214.61
Røgden	Lake	Lever	34.30	108.33	6.22	297.4	117.1	529.05
Mjøsa, Furnesfj. 95	Lake	Lever	49.70	577.89	33.37	2019.35	1463.09	4093.7
Hurdalsjøen	Lake	Lever	45.70	485.8	27.22	959.4	502.2	1974.62
Mjøsa, Lillehammer	Lake	Lever	42.70	763.75	30.94	653.58	411.53	1859.8

Tabell 7. Konsentrasjoner av polybromerte difenyletere (PBDE, bromerte flammehemmere), oppgitt på våtvektbasis. Verdier merket med (<) betyr at konsentrasjonen er lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1; verdier merket med (i) betyr at isotopforholdet avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi. Prøvenes lipid-innhold er gitt i tabell 4.

Lokalitet	art	vev	enhet	PBDE 15	PBDE 52	PBDE153	PBDE 47	PBDE 99
				4,4-DiBB	2,2',5,5'-TetBB	2,2',4,4',5,5'-HexBB	2,2',4,4'-TetBDE	2,2',4,4',5-PenBDE
Bogevatnet	Ørret	Muskel	pg/g	3.22(b)	2.28(b)	54.04	226.34	396.63
Breimsvatn	Ørret	Muskel	pg/g	9.49(b)	3.94(b)	<3.03	322.89	242.48
Ellasjøen	Røye	Muskel	pg/g	2.33(i)	3.51(b)	<5.17	8271.99	8024.09
Femsjøen	Lake	Lever	ng/g	<0.1	<0.18	6.19	89.71	17.47
Fjellfrøsvatnet	Ørret	Muskel	pg/g	37.11	2.44(b)	11.72(i)	74.57	68.66
Grindheimsvatn	Ørret	Muskel	pg/g	<8.36(i,b)	<15.33(b)	100.2(i)	326.44	547.62
Grunnvatnet	Ørret	Muskel	pg/g	4.03	3.31	<2.95	63.47	38.06
Hurdalssjøen	Lake	Lever	pg/g	<2.05	5.09	26788.55	149442.19	43010.07
Kalandsvatn	Ørret	Muskel	pg/g	<2.26	1.71 b	49.60 i	488.84	415.758
Kalsjøen	Ørret	Muskel	pg/g	<0.44	1.14(b)	31.43(i)	165.44	144.92
Lygne	Ørret	Muskel	pg/g	3.30(b)	1.74(b)	61.84(i)	342.48	464.34
Mjøsa, Furnesfjorden 1995	Lake	Lever	pg/g	<1.44	<3.79	187642.27	1044330.04	910678.39
Mjøsa, Lillehammer	Lake	Lever	pg/g	<0.94	<0.89	32098.36	323511.39	332155.37
Mårvann	Ørret	Muskel	pg/g	<1.86	1.41	<7.88	-	762.4
Pasvikelva,Grensefoss	Lake	Lever	ng/g	0.08(i,b)	0.01(b)	1.85	9.69	10.61
Røgden	Lake	Lever	ng/g	<0.09	<0.11	19.14	136.03	27.93
Selbusjøen	Lake	Lever	ng/g	<0.1	<0.14	11.3	62.45	72.42
Selbusjøen	Ørret	Muskel	pg/g	29.04	2.27(b)	39.14	217.08	268.81
Store Raudvannet	Ørret	Muskel	pg/g	3.08(i,b)	1.44(b)	58.2(i)	208.08	155.33
Takvatn	Ørret	Muskel	pg/g	1.58(b)	1.14(b)	16.25(i)	99.08	55.33
Vegår	Ørret	Muskel	pg/g	9.53(b)	8.23(i,b)	216.87(i)	804.59	1552.07
Velmunden	Røye	Muskel	pg/g	1.4(i)	1.28(b)	152.4(i)	515.2	621.21
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	Lever	ng/g	<0.18	<0.13	10.31	52.23	40.01



Tabell 8. Konsentrasjoner av polyklorerte naftalener (PCN), oppgitt i ng/kg våtvekt. ΣTE (PCN) er summen av toksiske ekvivalenter (pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt) av PCN etter Engwall et al. (1994) (TE for 1,2,3,4,6,7 + 1,2,3,5,6,7 HxCN og 1,2,3,4,5,6,7 HpCN). Prøvenes lipid-innhold er gitt i tabell 4.

Lokalitet	Art	Vevstype	1357-TeCN	1256-TeCN	2367-TeCN	Sum-TeCN	12357-PeCN	12367-PeCN	12358-PeCN	Sum-PeCN	123567-HxCN+	123567-HxCN	123568-HxCN	123678-HxCN	124568-HxCN+	124578-HxCN	Sum-HxCN	1234567-HpCN	1234568-HpCN	Sum-HpCN	Sum-TeCN - HpCN	sum TE(PCN)
Bogevatnet	Ørret	M	0.36	0.14	0.01	2.52	1.31	0.06	0.13	2.8	0.56	0.17	0.2	0.01	1.18	0.07	0.02	0.09	6.59	0.001		
Breimsvatnet	Ørret	M	0.72	0.52	0.03	5.96	1.5	0.08	0.14	3.08	0.36	0.09	0.18	0.03	0.8	0.06	0.03	0.09	9.93	0.001		
Ellasjøen	Røye	M	0.67	0.43	0.02	2.69	1.56	0.06	0.08	1.99	1.25	0.07	0.09	<0.1	8.09	0.08	0.02	0.1	12.87	0.003		
Femsjøen	Lake	L	268.57	45.67	2.57	895.33	491.69	36.16	91.32	1623.35	336.02	119.63	127.5	3.92	857.86	37.93	8.28	46.21	3422.75	0.786		
Fjellfrøsvatnet	Ørret	M	0.75	0.13	0.01	3.88	1.7	0.1	0.3	4.45	0.49	0.16	0.58	0.01	1.46	0.06	0.04	0.1	9.89	0.001		
Grindheimsvatnet	Ørret	M	1.99	0.25	0.06	7.16	5.23	0.38	0.42	12.07	1.15	0.23	0.19	0.02	1.76	0.09	<0.23	0.09	21.08	0.003		
Grovatnet	Ørret	M	1.57	0.63	0.04	8.59	6.85	0.39	0.38	14.52	3.73	1.05	1.39	0.06	8.09	0.26	0.09	0.35	31.55	0.008		
Grunnvatnet	Ørret	M	0.7	0.51	0.04	6.35	0.87	0.04	0.09	1.59	0.28	0.06	0.08	0.02	0.54	0.03	<0.13	0.03	8.51	0.001		
Hurdalsjøen	Lake	L	366.22	12.81	2.39	1028.43	711.33	32.94	105.59	2594.93	598.22	165.69	264.34	5.11	1375.08	78.7	22.73	101.43	5099.87	1.433		
Kalandsvatnet	Ørret	M	1.65	0.57	0.06	9.14	2.91	0.19	0.25	7.65	0.5	0.27	0.43	0.01	1.72	0.07	0.05	0.12	18.63	0.001		
Kalsjøen	Ørret	M	0.58	0.42	0.02	7.21	5.24	0.33	0.6	13.33	1.63	0.8	1.09	0.03	4.82	0.14	0.06	0.2	25.56	0.004		
Lygne	Ørret	M	0.47	0.12	0.01	3.03	1.99	0.16	0.2	4.84	0.99	0.35	0.32	0.02	2.26	0.15	0.04	0.19	10.32	0.002		
Mjøsa, Furnesfj. 95	Lake	L	306.93	10.6	2.18	860.84	1295.1	43.93	185.39	4217.45	626.41	399.61	956.54	2.88	2991.63	36.67	25.27	61.94	8131.86	1.362		
Mjøsa, Lillehammer	Lake	L	469	42.9	2.45	2614	987	25.9	509	4704	220	203	592	0.87	1595	22	26.1	48.1	8961.1	0.506		
Mårvatnet	Ørret	M	4.05	0.56	0.03	13.34	15.22	0.87	0.89	31.99	5.72	1.63	1.67	0.06	11.8	0.27	0.1	0.37	57.5	0.013		
Pasvikelva	Lake	L	69.22	6.08	0.25	233.78	83.74	4.83	21	322.79	27.08	9.84	20.8	0.23	82.46	3.05	1.17	4.22	643.25	0.063		
Røgden	Lake	L	100.07	9.76	0.46	268.97	251.54	17.76	23.4	765.23	161.44	41.58	49.84	0.92	337.42	13.9	1.82	15.72	1387.34	0.365		
Selbusjøen	Lake	L	193.63	22.96	0.87	730.3	79.7	7.4	15.76	298.46	15.27	6.78	9.87	0.2	48.33	2.61	0.95	3.56	1080.65	0.038		
Selbusjøen	Ørret	M	1.14	0.14	0.01	5.13	1.12	0.07	0.13	3.36	0.18	0.07	0.12	0.01	0.45	0.02	0.01	0.03	8.97	0.0004		
Store Raudvatnet	Ørret	M	0.81	0.18	0.03	3.36	3.11	0.4	0.18	6.53	1.27	0.19	0.22	0.03	2.08	0.07	0.03	0.1	12.07	0.003		
Takvatnet	Ørret	M	1.62	0.17	0.02	6.77	2.37	0.21	0.35	7.15	0.78	0.18	0.57	0.02	1.98	0.07	0.06	0.13	16.03	0.002		
Vegår	Ørret	M	1.24	0.18	0.01	4.87	5.51	0.52	0.41	13.23	3.14	0.72	0.76	0.06	6.02	0.34	0.07	0.41	24.53	0.007		
Velmunden	Røye	M	0.71	0.1	0.01	2.31	1.93	0.04	0.13	4.31	1.11	0.36	0.5	0.02	2.5	0.13	0.03	0.16	9.28	0.003		
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	L	84.11	16.89	1.04	296.39	155.04	11.26	26.81	475.96	72.31	30.65	35.89	0.79	198.34	8.84	2.1	10.94	981.63	0.171		

Tabell 9. Konsentrasjoner av polyklorerte parafiner (PCA), oppgitt i ng/kg våtvekt. Beregnet midlere molekylvekt for PCA i hver prøve er også oppgitt. Det er analysert på fraksjonen kortkjedete parafiner (C12-C13) med mer enn 50% klor (molekylvekt).

Navn	Art	Vevstype	Fett, %	PCA ng/g	PCA molvekt
Bogevatnet	Ørret	Muskel	0.7	9.9	395
Breimsvatnet	Ørret	Muskel	1.3	12	427
Ellasjøen	Røye	Muskel	1.3	7.7	453
Femsjøen	Lake	Lever	40	1480	429
Fjellfrøvatnet	Ørret	Muskel	1.1	6	378
Grindheimsvatnet	Ørret	Muskel	0.9	6.6	394
Grunnvatnet	Ørret	Muskel	1.3	22	421
Kalandsvatnet	Ørret	Muskel	2.6	6.6	387
Kalsjøen	Ørret	Muskel	1.8	3.2	394
Lygne	Ørret	Muskel	1.3	5.3	408
Mårvatnet	Ørret	Muskel	1.6	4.1	415
Pasvikelva	Lake	Lever	11.6	86	435
Røgden	Lake	Lever	34.3	274	456
Selbusjøen	Lake	Lever	38.5	87	421
Selbusjøen	Ørret	Muskel	1.4	6.1	389
Store Raudvatnet	Ørret	Muskel	2.5	2.7	411
Takvatnet	Ørret	Muskel	1.8	3.1	396
Vegår	Ørret	Muskel	1.9	5	407
Velmunden	Røye	Muskel	1	5	435
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	Lever	22	153	417

Tabell 10. *Konsentrasjoner av toxaphener, oppgitt i µg/kg våtvekt.*

Lokalitet	Art	Vevstyppe	Fett i %	Toks 26 (Okta)	Toks 32 (Hepta)	Toks 50 (Nona)	Toks 62 (Nona)
Bogevatnet	Ørret	Muskel	0.7	0.14	<1.00	0.57	<11.00
Breimsvatnet	Ørret	Muskel	1.3	0.23	0.03	1.00	0.33
Ellasjøen	Røye	Muskel	1.3	0.75	0.02	1.47	10.11
Femsjøen	Lake	Lever	40	23.73	<113.00	64.09	68.76
Fjellfrøsvatnet	Ørret	Muskel	1.1	0.26	<2.00	1.17	3.55
Grindheimsvatnet	Ørret	Muskel	0.9	0.03	0.10	0.05	<0.90
Grunnvatnet	Ørret	Muskel	1.3	0.04	0.01	0.07	<2.00
Kalandsvatnet	Ørret	Muskel	2.6	0.08	0.04	0.18	<10.00
Kalsjøen	Ørret	Muskel	1.8	0.06	0.09	0.18	0.02
Lygne	Ørret	Muskel	1.3	0.06	0.04	0.20	<9.00
Mårvatnet	Ørret	Muskel	1.6	0.01	0.02	0.04	<4.00
Pasvikelva	Lake	Lever	11.6	10.13	1.25	35.89	0.75
Røgden	Lake	Lever	34.3	12.22	<95.00	16.32	16.79
Selbusjøen	Lake	Lever	38.5	21.18	<112.00	60.41	14.65
Selbusjøen	Ørret	Muskel	1.4	0.35	<2.00	1.64	<13.00
Store Raudvatnet	Ørret	Muskel	2.5	0.43	0.05	1.20	<7.00
Takvatnet	Ørret	Muskel	1.8	0.27	<1.00	0.91	0.68
Vegår	Ørret	Muskel	1.9	0.42	<2.00	1.83	<24.00
Velmunden	Røye	Muskel	1	0.08	0.04	0.41	0.18
Øgdereen (Hemnessjøen)	Lake	Lever	22	5.49	<105.00	6.26	7.20

Tabell 11. Toksiske ekvivalenter (TE) av mono-orto PCB (mo-PCB), non-orto PCB dioksiner (no-PCB) (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF), samt det samlede bidraget (Σ TE-total). TE er uttrykt som pg 2,3,7,8-TCDD-ekv/g våtvekt, beregnet etter Van den Berg (1998). For beregninger av TE er konsentrasjoner av kongenerer under kvantifiseringsgrensene satt lik denne.

Lokalitet	Art	Vevstype	mono-orto PC)		dioksiner, dibenzofurenaer og non-orto PCB				Σ TE-total
			Fett %	Σ TE mo-PCB	Fett %	Σ TE PCDD	Σ TE PCDF	Σ TE no-PCB	
Bogevatnet	Ørret	M	0.76	0.06	0.7	0.06	0.06	0.07	0.25
Breimsvatnet	Ørret	M	1.1	0.06	1.3	0.05	0.05	0.13	0.29
Ellasjøen	Røye	M	1.88	15.19	1.3	0.06	0.14	7.16	22.55
Femsjøen	Lake	L	37	23.10	40	17.68	37.69	64.95	143.42
Fjellfrøsvatnet	Ørret	M	1.2	0.05	1.1	0.05	0.03	0.12	0.25
Grindheimsvatnet	Ørret	M	1.07	0.11	0.9	0.12	0.13	0.22	0.58
Grovatnet	Ørret	M	1.27	0.33	1.3	0.27	0.28	0.37	1.24
Grunnvatnet	Ørret	M	0.7	0.07	1.3	0.05	0.05	0.06	0.23
Hurdalsjøen	Lake	L	38.5	28.80	45.7	27.33	35.80	101.01	192.94
Kalandsvatnet	Ørret	M	2.85	0.17	2.6	0.06	0.11	0.12	0.45
Kalsjøen	Ørret	M	1.84	0.12	1.8	0.14	0.20	0.29	0.76
Lygne	Ørret	M	1.34	0.09	1.3	0.10	0.13	0.11	0.43
Mjøsa, Furnesfj. 95	Lake	L	44.1	177.00	49.7	16.76	35.23	216.63	445.62
Mjøsa, Lillehammer	Lake	L	34.6	52.40	42.7	8.42	17.00	69.55	147.37
Mårvatnet	Ørret	M	2.27	0.19	1.6	0.69	1.21	0.66	2.76
Pasvikelva, Grensefoss	Lake	L	26.2	7.75	11.6	0.68	2.57	9.50	20.50
Røgden	Lake	L	32.8	3.65	34.3	5.66	14.80	30.92	55.03
Selbusjøen	Lake	L	42	8.00	38.5	8.24	10.28	21.26	47.79
Selbusjøen	Ørret	M	1.76	0.02	1.4	0.07	0.05	0.10	0.24
Store Raudvatnet	Ørret	M	1	0.18	2.5	0.19	0.12	0.55	1.04
Takvatnet	Ørret	M	1.73	0.06	1.8	0.05	0.06	0.20	0.38
Vegår	Ørret	M	0.61	0.08	1.9	0.20	0.35	0.45	1.08
Velmunden	Røye	M	1.34	0.16	1	0.09	0.10	0.22	0.57
Øgderen (Hemnessjøen)	Lake	L	43.9	9.20	22	4.42	9.51	14.29	37.41

Tabell 12. Oversikt over analysert prøvemateriale og vevstype analysert, samt individenes midlere lengde og vekt (med standardavvik, SD), stabile C- og N-isotoper ($\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$), og kvikksølvkonsentrasjonen i muskelprøvene. Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	vevstype	art	N	lengde, cm		vekt, g		stabile isotoper		
				middel	SD	middel	SD	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	Hg, mg/kg
Austre Gåsvatn	M	Røye	19	20.3	1.6	75	20	-28.3	5	0.073
Austre Gåsvatn	M	Ørret	20	17.4	2.8	56	26	-22.95	4.5	0.04
Bogevatnet	M	Ørret	20	20.9	1.8	85	20	-26.4	8.4	0.12
Breimsvatnet	M	Ørret	20	22.2	3.0	116	52	-22.5	8.8	0.054
Bæreia	M	Abbor	20	33.5	6.4	613	375	-27.1	9.3	0.46
Dragsjøen	M	Røye	20	17.4	1.1	42	9	-29.7	6.3	0.10
Dragsjøen	M	Ørret	20	15.6	1.6	38	12	-27.1	5.9	0.04
Einavatnet	M	Abbor	20	28.1	3.6	321	156	-23.2	13	0.25
Einavatnet	M	Gjedde	18	63.5	16.5	2162	1668	-27.3	13.7	0.38
Ellasjøen-96	M	Røye	11	47.4	8.5	1173	814	-24.8	18.4	.
Ellasjøen-98	M	Røye	20	32.8	3.9	356	125	.	.	.
Femsjøen	M	Abbor	17	28.5	6.7	334	208	-24.7	13.8	0.66
Femsjøen	M	Gjedde	5	52.6	8.5	914	375	-25.6	14.4	0.45
Femsjøen	M, L	Lake	22	41.2	7.6	472	265	.	.	0.24
Femunden	M	Abbor	20	30.5	3.1	482	147	-25.1	8.5	0.18
Femunden	M	Gjedde	18	54.9	5.4	1284	438	-23.2	9	0.18
Fjellfrøsvatnet	M	Røye	20	27.2	3.6	206	88	-24.1	7.7	0.035
Fjellfrøsvatnet	M	Ørret	20	21.0	3.0	97	45	-24.9	6.6	0.019
Flåte	M	Abbor	20	20.5	3.2	124	102	-27.1	5.8	0.21
Glomma Elverum	L	Lake	5	61.2	4.4	1579	324	.	.	.
Goksjø	M	Abbor	20	27.2	1.7	264	48	-27.8	16.2	0.30
Goksjø	M	Gjedde	10	49.2	3.0	764	144	-28.2	16.9	0.36
Grindheimsvatnet	M	Abbor	20	19.9	2.7	106	35	-24.3	8.8	0.055
Grindheimsvatnet	M	Ørret	20	23.9	1.5	118	17	-26.9	8.8	0.11
Grovatnet	M	Abbor	20	20.1	0.8	85	12	-24.25	5.7	0.15
Grovatnet	M	Ørret	19	27.9	2.8	224	62	-24.9	6.3	0.071
Grunnvatnet	M	Ørret	23	30.5	4.5	343	174	-30.2	10.7	0.092
Hallandsvatnet	M	Ørret	20	21.3	2.9	91	34	-26.3	6.3	0.082
Holmevatn	M	Ørret	17	27.3	8.1	299	308	-23.8	4.5	0.037
Huddingsvatnet	M	Ørret	15	25.9	7.2	194	168	-24.2	6.1	0.027
Hurdalsjøen	L	Lake	2	50.5	3.5	864	52	.	.	.
Isebakk tjern	M	Abbor	20	22.8	3.3	159	67	-31.4	9.6	0.40
Isebakk tjern	M	Gjedde	15	59.2	16.3	1576	1141	-29.7	10.6	0.68
Kalandsvatnet	M	Ørret	20	26.1	2.5	188	44	.	.	.
Kalsjøen	M	Ørret	20	29.0	3.2	246	88	-27.8	7.6	0.087
Kjerå tjern	M	Røye	16	17.2	1.8	48	18	-21.1	5.9	0.048
Kjerå tjern	M	Ørret	14	20.4	3.4	88	45	-20.3	5.2	0.031
Kolbotn tjern	M	Abbor	18	34.3	6.1	687	346	-25.0	17.2	0.30
Kolbotn tjern	M	Gjedde	12	67.2	6.1	2095	567	-25.2	18.3	0.37
Lygne	M	Ørret	20	23.4	2.5	137	42	-26.3	7	0.10
Lønavatnet	M	Ørret	20	23.9	4.8	145	77	-25.1	9.2	0.12
Mindrebøvatnet	M	Ørret	19	24.5	3.6	150	53	-28.1	10.1	0.087
Mjøsa	M	Abbor	20	30.3	5.5	421	228	.	.	.
Mjøsa	M	Gjedde	13	74.7	18.3	2631	1769	-24.3	14.2	0.74
Mjøsa	M	Lagesild	20	18.7	0.7	35	4	.	.	0.14
Mjøsa	M	Ørret	20	65.0	14.2	3416	2111	.	.	.
Mjøsa Furnesfjorden	M, L	Lake	20	46.7	2.8	730	100	.	.	.
Mjøsa Furnesfjorden 95	L	Lake	7	53.4	9.2	1329	1125	.	.	.
Mjøsa Gjøvik	M, L	Lake	19	50.8	5.4	1045	274	.	.	0.26
Mjøsa Lillehammer	L	Lake	4	52.6	6.0	948	231	.	.	.
Mjøvann	M	Abbor	12	22.6	4.9	154	169	-27.4	7	0.41

Tabell 12. Oversikt over analysert prøvemateriale og vevstype analysert, samt individenes midlere lengde og vekt (med standardavvik, SD), stabile C- og N-isotoper ($\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$), og kvikksølvkonsentrasjonen i muskelprøvene. Vevstype: M, muskel; L, lever.

Lokalitet	vevstype	art	N	lengde, cm		vekt, g		stabile isotoper		
				middel	SD	middel	SD	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	Hg, mg/kg
Mjøvann	M	Ørret	8	24.2	2.5	155	53	-27.9	6	0.079
Mårvatnet	M	Abbor	20	17.6	1.7	55	18	-28.4	9	0.35
Mårvatnet	M	Ørret	15	28.7	5.3	252	148	-29.3	8.2	0.078
Namsjøen	M	Abbor	7	28.6	7.4	338	278	-29.7	10.2	1.20
Namsjøen	M	Gjedde	12	47.8	7.9	693	352	-29.85	10.2	0.87
Nautsundvatnet	M	Ørret	20	19.4	1.4	75	13	-25.05	9.05	0.10
Pasvikelva, Grensefoss	M	Gjedde	7	54.5	3.6	1017	122	-27.8	9.8	0.35
Pasvikelva, Grensefoss	M, L	Lake	9	44.5	4.4	550	157	-27.2	10.3	0.29
Randsfjorden	M	Abbor	20	27.5	5.3	271	151	-23.6	12.2	.
Randsfjorden	M	Gjedde	12	65.7	17.4	2394	1535	.	.	1.05
Randsfjorden	M	Ørret	4	55.4	19.3	2500	1547	.	.	.
Ravalsjø	M	Abbor	20	19.1	1.5	79	16	-27.8	7.3	0.27
Ravalsjø	M	Ørret	20	23.5	1.7	124	25	-26.8	6.4	0.075
Rimsjøen	M	Ørret	20	22.9	2.2	113	28	-25.1	6.6	0.049
Røgden	M	Abbor	20	22.7	1.7	131	39	-27.6	9.1	0.35
Røgden	M	Gjedde	21	59.5	14.4	1882	1565	.	.	0.59
Røgden	M, L	Lake	9	68.7	12.3	2768	1275	.	.	0.98
Selbusjøen	M, L	Lake	20	34.9	3.5	260	60	-25.7	12	0.26
Selbusjøen	M	Røye	20	26.4	1.7	187	52	-29.7	8.9	0.11
Selbusjøen	M	Ørret	20	29.9	2.2	262	62	-24.3	9.4	0.05
Snåsamottjørna	M	Ørret	18	17.5	2.1	54	17	-28.2	5.8	0.33
Stavsvatnet	M	Ørret	12	27.6	5.0	243	107	-24.2	6.1	0.057
Stordalsvatnet	M	Ørret	20	22.8	2.0	94	32	-26.3	4.6	0.064
Store Raudvatnet	M	Røye	12	24.5	6.2	174	196	-25.4	7.1	0.061
Store Raudvatnet	M	Ørret	20	29.5	6.4	347	254	-24.6	8.1	0.07
Storvatnet	M	Røye	20	21.0	2.6	82	39	-23.8	6.2	0.075
Storvatnet	M	Ørret	20	29.9	3.0	246	68	-28.6	6.4	0.089
Takvatnet	M	Røye	19	25.2	4.6	150	104	-22.4	8.1	0.037
Takvatnet	M	Ørret	20	21.3	3.7	110	60	-22.8	8.4	0.021
Ulgjellvatnet	M	Ørret	20	25.9	3.2	168	56	-23.85	6.15	0.08
Vaggatem	M	Abbor	15	26.4	1.2	229	22	-23.9	9.2	0.26
Vaggatem	M	Abbor	20	26.1	1.5	236	52	-24.5	8.9	0.20
Vaggatem	M	Gjedde	6	47.5	5.6	770	370	-24.6	10.2	0.15
Vaggatem	M, L	Lake	19	45.0	7.9	663	541	-24.6	9.7	0.18
Vannsjø	M	Abbor	20	28.9	3.9	387	166	-27	16.5	0.44
Vannsjø	M	Gjedde	12	68.9	13.5	2416	1723	-26.8	16.6	0.73
Vatnebuvatnet	M	Abbor	17	23.6	5.2	196	178	-26.7	9.3	0.30
Vatnebuvatnet	M	Ørret	9	44.7	12.8	918	840	-27.1	10.2	0.55
Vegår	M	Abbor	20	24.3	4.3	193	88	-24.5	6.4	0.21
Vegår	M	Ørret	23	29.5	5.6	273	134	-27.2	6.4	0.17
Velmunden	M	Abbor	20	18.5	1.8	64	19	-28.5	7.4	0.24
Velmunden	M	Røye	20	23.5	2.2	91	22	-30.9	7.2	0.087
Øgderen (Hemnessjøen)	M	Abbor	6	27.3	3.3	276	125	-24.2	15.7	0.29
Øgderen (Hemnessjøen)	M, L	Lake	8	37.6	4.0	394	185	-25.3	16.3	0.31
Østre Engvatn	M	Abbor	20	23.8	3.4	165	107	-27.7	4.9	0.46
Øyangen	M	Røye	9	44.3	5.6	969	300	-20.92	8.95	.
Øymarksjøen	M	Abbor	11	30.9	3.9	368	145	-25.5	16.4	0.88