



Utvidet kostholdsråds- undersøkelse Bergen Byfjord 2009



Sylvia Frantzen og Amund Måge

1. desember 2009

Revidert 16. mars 2011

Forord

Denne undersøkelsen ble gjennomført på oppdrag fra Fylkesmannen i Hordaland, miljøvernavdelingen. Det er for tiden kostholdsråd der folk blir frarådet å spise ål og torskelever i et stort område rundt Bergen, et kostholdsråd som er basert på forhøyede nivåer av polyklorerte bifenyler (PCB) målt på 1990-tallet. Før denne undersøkelsen var det ukjent hvordan fremmedstoffsituasjonen er i dette området i dag, og om det eventuelt er flere arter som det burde ha vært kostholdsråd for. I 2007-2008 undersøkte vi innholdet av metaller, PCB og dioksiner i en rekke ulike arter fisket i og like utenfor havneområdet ved Bergen sentrum, noe som førte til nye kostholdsråd for Bergen havn. Samtidig ble det stilt spørsmål om hvor langt ut fra Bergen sentrum disse kostholdsrådene burde gjelde. I denne oppfølgende undersøkelsen var målet å kaste lys på disse problemstillingene ved å analysere de samme stoffene i de samme artene fisket ved yttergrensene for det store området der det er kostholdsråd mot ål og torskelever, og ved noen lokaliteter innenfor området.

Prøvetakingen ble gjort av to ulike aktører: Unifob SAM-marin, ved Helge Botnen og Gisle Vassenden, og fisker Torstein Halstensen. Det var ikke så enkelt som vi trodde å få inn det vi skulle ha av fisk og krabbe, og prøvetakingen tok betydelig lenger tid enn planlagt. Men til slutt fikk vi inn alt som sto på planen, og kunne gjennomføre de analysene vi skulle.

NIFES' prøvemottak ved leder Elin Kronstad, Anne-Margrethe Aase, Manfred Torsvik og Vidar Fauskanger, samt "dugnadsgjenger" med medarbeidere fra andre avdelinger, gjorde en kjempeinnsats for å registrere alle prøvene, samt å filetere, homogenisere og frysetørke dem før analyse.

De fleste analysene ble utført ved NIFES' laboratorium for fremmedstoffer under ledelse av Annette Bjordal. Vi er takknemlig for at prøvene til dette prosjektet ble prioritert foran andre da det begynte å bli svært liten tid fra prøvene kom inn til rapportfrist. Kjersti Kolås, Dagmar Nordgård, Karstein Heggstad, Tadesse T. Negash, Jannicke A. Berntsen, Pablo Cortez, Kari Breistein Sele, Kjersti Pisani, Elilta Hagos, Betty Irgens, Ingjerd Hauvik, Lene H. Johannessen, Josef M. Malaiamaan og Thu Thao Nguyen har utført analyser og opparbeidelse knyttet til PCB og dioksiner, mens Berit Solli, Siri Bargård, Jorun Haugsnes, Tonja Lill Eidsvik, Edel Erdal og Laila Sedal har stått for metallbestemmelsene. PAH-bestemmelsene ble gjennomført ved Eurofins.

Vi takker alle som har bidratt til en vellykket gjennomføring av dette prosjektet.

NIFES, 1. desember 2009

Sylvia Frantzen og Amund Måge

Sammendrag

Siden 1998 har det vært kostholdsråd for konsum av sjømat i et stort område rundt Bergen, der man frarådes å spise ål og torskelever. I sentrale områder nær Bergen havn er det dessuten kostholdsråd knyttet til krabbe for alle og til torsk og dypvannsfisk for gravide og ammende. Målet med denne undersøkelsen har vært å undersøke om faktagrunnlaget for de gjeldende kostholdsrådene med hensyn til ål og fiskelever fortsatt er gjeldende, og om det avgrensede området som omfattes av de særlige kostholdsrådene for Bergen havn bør utvides. Mens vi i 2007 tok prøver sentralt i Bergen, ble det i denne undersøkelsen tatt prøver av torsk, ål, brosme, krabbe og blåskjell ved yttergrensene av gjeldende kostholdsråd, det vil si i områdene Nordhordalandsbroen, Askøy – Meland, Sotra Nord – Askøy samt Sotra Sør – Hjellevad. I tillegg ble det tatt prøver av de samme artene innenfor området med kostholdsråd, det vil si i området Askøy – Åsane, Grimstadvjorden og Nordåsvannet. Ved Flesland ble det kun tatt prøver av ål, mens ved Kollevåg på Askøy ble det tatt prøver av torsk, krabbe og blåskjell. I Grimstadvjorden og Nordåsvannet ble det i stedet for brosme tatt prøver av henholdsvis lange og lomre. Prøvene ble analysert for metaller, dioksiner og dioksinlignende PCB, PCB₇ og polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Torskefilet og krabbeklokjøtt ble kun analysert for metaller og blåskjell ble kun analysert for metaller og PAH, mens alle de øvrige prøvene ble analysert for alle de nevnte fremmedstoffene.

Konsentrasjonene av PCB₇ i ål var stort sett på samme nivå i 2009 som i 2000 i de områdene der det var tatt prøver begge årene. Ingen av prøvene var imidlertid over EUs øvre grenseverdi for dioksiner og dioksinlignende PCB i ål på 12 ng TE/kg våtvekt, selv om to av prøvene hadde konsentrasjoner lik grenseverdien. Til sammenligning var konsentrasjonene av PCB i ål prøvetatt sentralt i Bergen i 2007 langt over grenseverdiene. Det ser ut som om ål akkumulerer PCB svært lokalt nær forurensningskilden, og muligens bør det vurderes hvorvidt det eksisterende kostholdsrådet som gjelder for ål skal opprettholdes i hele området. Torskelever fra alle områdene bortsett fra Sotra Sør – Hjellevad hadde konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB over EUs øvre grenseverdi for fiskelever på 25 ng TE/kg våtvekt, og selv om det var betydelig lavere enn det som ble målt i Bergen havn i 2007, bør kostholdsrådet som gjelder torskelever opprettholdes i hele området.

I Bergen havn er gravide og ammende frarådet å spise filet av mager fisk fordi det ble funnet gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv i torsk over 0,2 mg/kg våtvekt i 2007. I denne undersøkelsen var det kun en stasjon som hadde gjennomsnittskonsentrasjon av kvikksølv i torskefilet over 0,2 mg/kg våtvekt. Det var torsk fra Askøy – Åsane (Åstveitvågen) som hadde gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon på 0,22 mg/kg våtvekt. Det kan derfor vurderes om den nordlige grensen for kostholdsrådet som gjelder for torsk/mager fisk kan flyttes fra linjen Bakarvåneset - Helleneset til utenfor Åstveitvågen. I Bergen havn er det også kostholdsråd knyttet til dypvannsfisk, basert på kvikksølvkonsentrasjoner over EUs øvre grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt i brosme og lange fanget på dypt vann mellom Nordnes og Askøy. I denne undersøkelsen var ingen konsentrasjoner i samleprøvene som ble analysert over denne grenseverdien, da den høyeste målte verdien var 0,50 mg/kg våtvekt. De aller fleste brosmep prøvene hadde kvikksølvkonsentrasjoner mellom 0,2 og 0,5 mg/kg våtvekt.

Grunnet høye konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB i brunmat av krabbe fra Bergen havn, med gjennomsnitt på over 30 ng TE/kg våtvekt, er det kostholdsråd mot å spise brunmat av krabbe fra de sentrumsnære områdene av byfjorden. Dette rådet er gitt på tross av at brunmat fra krabbe er unntatt for EUs øvre grenseverdier som gjelder for krepsdyr. I denne undersøkelsen fant vi ikke like høye konsentrasjoner, med den høyeste konsentrasjonen av

dioksiner og dioksinlignende PCB i krabbe fra Askøy – Meland på 18 ng TE/kg våtvekt. Fra før er det gitt kostholdsrad for kvinner i fruktbar alder og barn om å unngå brunmat av krabbe generelt.

I blåskjell var det ingen konsentrasjoner av hverken metaller eller PAH over grenseverdiene, men blåskjell prøvetatt i området Sotra Nord – Askøy (Ramsøy) hadde relativt høye konsentrasjoner av bly (0,95 mg/kg våtvekt) og benzo(a)pyren (0,58 µg/kg våtvekt). Dette indikerer at det er en lokal forurensningskilde i dette området som vi bør være oppmerksomme på.

Innholdsfortegnelse

Forord	3
Sammendrag	4
Innledning.....	8
Materiale og metoder	10
Prøvetaking og lokaliteter	10
Opparbeiding og analyse.....	12
Bestemmelse av metaller med ICPMS (NIFES metode nr. 197).....	12
Bestemmelse av PCB ₇ med GCMS (NIFES metode nr. 137).....	12
Bestemmelse av dioksiner, furaner, non-ortoPCB og mono-orto-PCB ved HRGCHRMS (NIFES metode nr. 228)	13
Bestemmelse av polyaromatiske hydrokarboner (PAH)	13
Resultater og diskusjon	14
Lengde og vekt	14
Metaller	16
Metaller i torsk	16
Metaller i brosme, lange og lomre	18
Metaller i ål	20
Metaller i krabbe	21
Metaller i blåskjell.....	23
PCB ₇	24
PCB ₇ i torsk.....	24
PCB ₇ i brosme, lange og lomre	26
PCB ₇ i ål.....	27
PCB ₇ i krabbe.....	30
Dioksiner og dioksinlignende PCB	31
Dioksiner og dioksinlignende PCB i torsk.....	31
Dioksiner og dioksinlignende PCB i brosme, lange og lomre	32
Dioksiner og dioksinlignende PCB i ål	33
Dioksiner og dioksinlignende PCB i krabbe	34
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH).....	35
PAH i torsk.....	35
PAH i brosme, lange og lomre	36
PAH i ål.....	36
PAH i krabbe	37

PAH i blåskjell	38
Oppsummering og konklusjon	41
Torskefilet	42
Filet av brosme (lange fra Grimstadjorden og lomre fra Nordåsvannet)	42
Torskelever	42
Ål	42
Krabbe	42
Blåskjell	42
Endringer over tid	43
Referanser	43

Innledning

Fjordområdene rundt Bergen har vært omfattet av kostholdsråd siden 1996, da folk ble frarådet å spise lever fra fisk fanget i området som er avgrenset i nord av linjene Ramsøy-Vindenes i Hjeltefjorden, Hjertås – Heggernes i Herdlefjorden og Nordhordalandsbroene i Byfjorden, og i sør av linjen Klokkarvik – Lerøy – Bjelkarøy – Milde. Dessuten frarådes konsum av all fisk og skalldyr fanget innenfor linjen Bogøya – Knappen ved Haakonsvern. Fra 1998 ble rådet for fiskelever utvidet til også å gjelde for ål. Områdene rundt Bergen er de nest største i landet med kostholdsråd, da hele 170 km² er omfattet, og kun området i indre Oslofjord som er omfattet av kostholdsråd er større. Alle gjeldende kostholdsråd for fjorder og havner i Norge kan man lese om på www.matportalen.no.

Rapporten ”Kostholdsråd i norske havner og fjorder” (Økland, 2005) som ble utarbeidet for SFT, Mattilsynet og Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (VKM) gir en oppsummering av de ulike undersøkelsene som har resultert i kostholdsrådet for Bergensområdet.

Bergensområdet ble første gang undersøkt for miljøgifter i organismer i 1992, da NIVA og Havforskningsinstituttet fant høye konsentrasjoner av polyklorerte bifenyler (PCB) i fisk og skalldyr fra området utenfor ubåtbunkersen på Laksevåg (Bjerknes m. fl., 1992). I 1993 fant NIVA svært høye konsentrasjoner av PCB i blåskjell, fisk og krabbe nær Haakonsvern orlogstasjon (Knutzen og Biseth, 1993). Bergen havn og Byfjorden ble undersøkt mer grundig av NIVA i 1993, da det ble vist at det var betydelig forhøyet nivå av PCB i fiskelever fra hele Bergen havn, samt noe forhøyet nivå av kvikksølv i filet av torsk og lomre og av PAH og bly i blåskjell (Skei m. fl., 1994).

Året etter ble dette fulgt opp med en undersøkelse med nye prøvestasjoner i et større område rundt Bergen, der det også ble funnet overkonsentrasjoner av PCB i fiskelever, og hvor det ble konkludert at flere av stasjonene forholdsvis langt fra Bergen havn var like mye eller mer forurenset av PCB enn de sentrale stasjonene (Skei m. fl., 1995). De høyeste konsentrasjonene ble funnet nær Haakonsvern, og de laveste ved Holsnøy nord for Bergen. Det ble også funnet overkonsentrasjoner av dioksinliknende PCB i brunmat av krabbe ved de fleste stasjonene. For kvikksølv ble det funnet noe forhøyet nivå i torskefilet ved Haakonsvern og lomrefilet fra Florvåg. Denne undersøkelsen dannet grunnlaget for kostholdsrådet for torskelever som gjelder i fjordområdene rundt Bergen i dag.

I 1998 fant en hovedfagsstudent ved Universitetet i Bergen forhøyede nivåer av PCB i ål i Florvågen på Askøy, der det er kjente utslipp fra en nedlagt malingsfabrikk, samt ved Haakonsvern og i Kollevågen (Kolavågen) på Askøy og ved Knappen utenfor Haakonsvern (Myhre, 1998). Dette resulterte i det gjeldende kostholdsrådet for konsum av ål i hele det området som allerede var omfattet av kostholdsråd med hensyn til torskelever.

Det lokale næringsmiddeltilsynet i Bergen gjennomførte i 2000-2001 en større undersøkelse av PCB i sjømat fra 18 ulike stasjoner rundt Bergen (Madsen m. fl., 2001), og også her ble det funnet forhøyede nivåer av PCB₇ i torskelever i det området som er omfattet av kostholdsråd. Ål fra de samme områdene ble i samme periode undersøkt for PCB av Fiskeridirektoratets ernæringsinstitutt (Bøe m. fl., 2001), og her ble det konkludert med at PCB i ål kun var forhøyet i bestemte områder, og at det var et forholdsvis lokalt fenomen. Dette førte imidlertid ikke til noen revurdering av kostholdsrådet som gjaldt for ål i området.

Siden de siste undersøkelsene ble gjennomført har det vært gjort forsøk på opprensning ved noen kjente punktkilder til PCB-forurensning. Ved Haakonsvern ble en opprensning fullført i 2002 (Johnsen m. fl., 2003), og ved det tidligere bossanlegget i Kollevåg ble det gjort en tildekking i 2004. Årlig overvåking av PCB i fisk og blåskjell fra det tildekkede området i

Kollefvåg og referansestasjoner like utenfor viser at tildekkingen har ført til redusert PCB-innhold i blåskjell og fisk lokalt i vågen (Vassenden og Johannessen, 2009).

I 2007 gjennomførte NIFES på oppdrag fra Fylkesmannen i Hordalands miljøvernnavdeling en ny undersøkelse av fisk og annen sjømat fra Bergen havn, med særlig fokus på sjømattrygghet (Måge og Frantzen, 2008). Det ble analysert for en rekke metaller, PCB₇ samt dioksiner og dioksinlignende PCB i blåskjell, krabbe, torskefilet og –lever, og filet av brosme, lange og ål fra flere ulike stasjoner i Bergen havn. Konklusjonene fra undersøkelsen resulterte i opprettholdelse av det gjeldende kostholdsrådet for ål og fiskelever. I tillegg valgte Mattilsynet å utvide kostholdsrådet som følger (sitert fra www.matportalen.no):

- På grunn av høye verdier av dioksin og dioksinlignende PCB i brunmat i krabbe frarådes inntak av brunmat fra krabbe fanget i området avgrenset av Askøybroen i vest og linjen mellom Bakarvågneset (Askøy) og Helleneset i nord.
- På grunn av høye verdier av kvikksølv i brosme- og langefilet frarådes alt konsum av dypvannsfisk i området avgrenset av Askøybroen i vest og linjen mellom Bakarvågneset (Askøy) og Helleneset i nord.
- På grunn av noe høye verdier av kvikksølv i torskefilet, frarådes gravide og ammende konsum av all mager fisk fra samme område.

Denne rapporten ga imidlertid ikke noe faglig grunnlag for en geografisk avgrensning av det nye kostholdsrådet. Den ga heller ikke svar på om det fortsatt var grunnlag for å opprettholde det gjeldende kostholdsrådet for ål og fiskelever i hele området som det omfattes av nå.

I løpet av 2008-2009 har det dessuten, på oppdrag fra Mattilsynet, blitt gjennomført en undersøkelse av PCB og kvikksølv i såkalte "fritidsfiskearter" fanget både i Bergen havn og ved yttergrensene for det store kostholdsrådsområdet (Måge og Frantzen, 2009), der det ble konkludert med at det kostholdsrådet som gjelder filet av all mager fisk fra Bergen havn kan endres til bare å gjelde torsk, mens kostholdsrådet som gjelder fiskelever generelt bør opprettholdes i hele området.

Denne undersøkelsen er gjennomført som en oppfølging av Måge og Frantzen (2008), og har hatt som mål å undersøke hvorvidt det er grunnlag for å opprettholde det gjeldende kostholdsrådet for ål og fiskelever, og hvorvidt det bør utvides til også å gjelde flere sjømatarter slik som det ble gjort for Bergen havn. Derfor har det i løpet av 2009 blitt tatt prøver av torsk, brosme, ål, krabbe og blåskjell fra områder ved yttergrensene av det gjeldende kostholdsrådet, samt områdene Askøy – Åsane, Grimstadfjorden og Nordåsvannet, i tillegg til en ekstra stasjon for ål i området ved Flesland. Disse prøvene ble analysert for metaller, PCB₇ og dioksiner og dioksinlignende PCB. Dessuten ble det i forbindelse med Unifob SAM-marins faste overvåkning av PCB i fisk og blåskjell fra Kollevåg tatt prøver av blåskjell, torsk og krabbe som kun har blitt analysert for metaller. Dataene har blitt sammenlignet med dataene fra undersøkelsen i Bergen havn i 2007, og så langt det er mulig med data fra tidligere undersøkelser i fjordområdene rundt Bergen.

Materiale og metoder

Prøvetaking og lokaliteter

Prøvetaking foregikk hele våren og sommeren 2009, og det ble tatt prøver av torsk (*Gadus morhua*), brosme (*Brosme brosme*), ål (*Anguilla anguilla*), taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*). Innsamling av blåskjell ble gjort i mars 2009 og ålefisket ble gjennomført i august. Fisket etter torsk, brosme og krabbe foregikk i stort sett hele perioden fra mars til september 2009 da det måtte fiskes i flere omganger for å få nok materiale. De siste prøvene til denne undersøkelsen ble tatt 20. oktober 2009.

Området der det ble fisket er vist i figur 2, med de ulike fangstområdene skravert. Det ble fisket ved yttergrensene for det nåværende kysthordsrådet, det vil si i områdene Askøy – Meland (4), Nordhordalandsbroen (3) og Sotra Nord - Askøy (5) i nord og Sotra Sør - Hjellevad (8) i sør. Siden det også er kysthordsråd for Håkonsvern ble det også fisket i området like utenfor Håkonsvern, i Grimstadfjorden (6), samt i Nordåsvannet (7). I tillegg ble det tatt prøver innenfor kysthordsrådsområdet, i områdene Askøy - Åsane (2) og Sotra Flesland (10; kun ål). Det ble også tatt prøver av blåskjell, krabbe og ål fra området utenfor Kollevåg på Askøy (9).

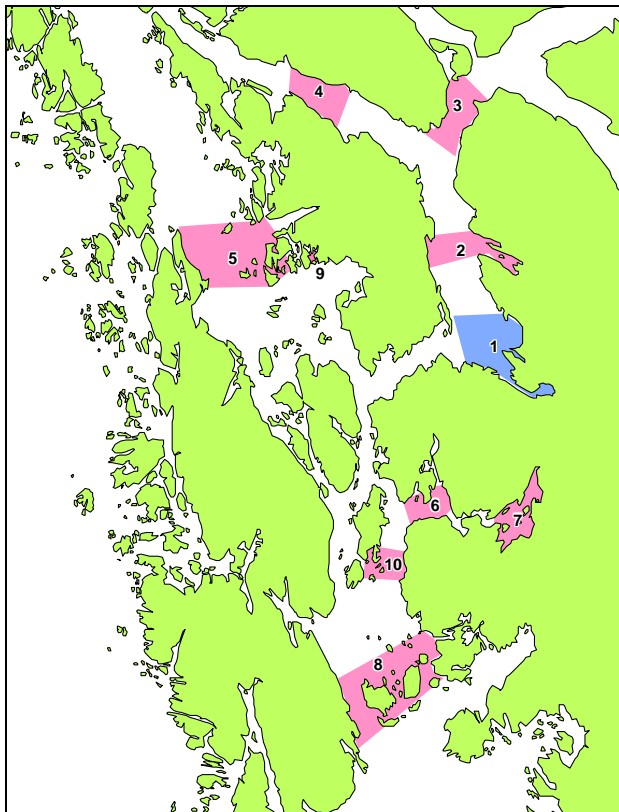
Det ble fisket med garn, liner, krabbeteiner og åleruser. Torsk og krabbe ble tatt i garn og teiner, ål ble tatt i ruser, mens blåskjellene ble plukket ved fjære sjø. Brosme ble stort sett tatt med line på dypt vann (70-300 m). Det ble også tatt noe torsk og krabbe i ålerusene og noe torsk på linene.

Antallet individer som ble prøvetatt av de ulike artene ved de ulike lokalitetene er vist i tabell 1. I utgangspunktet skulle det tas ti individer av hver fiskeart og krabbe fra hvert område, samt minst 25 blåskjell. Ved noen av lokalitetene var det imidlertid så vanskelig å få ti individer at vi måtte nøye oss med et noe lavere antall. I Grimstadfjorden og i Nordåsvannet er det erfaringsmessig lite eller ikke noe brosme, og her ble brosme erstattet av henholdsvis lange (*Molva molva*) og lomre (*Microstomus kitt*).

Prøvene ble enten levert direkte til NIFES etter prøvetaking, eller frosset og levert siden.



Figur 1. Bilder tatt under prøvetaking med Torstein Halstensens båt . De øverste bildene viser garn og liner, mens nederst ser vi en krabbe og en torsk som har gått i garnet.



Figur 2. Kart over fjordområdene rundt Bergen, med grovt inntegnet de områdene hvor det ble tatt prøver. 1. Bergen havn (prøvetatt i 2007), 2. Askøy - Åsane, 3. Nordhordalandsbroen, 4. Askøy - Meland, 5. Sotra Nord - Askøy, 6. Grimstadjfjorden, 7. Nordåsvannet, 8. Sotra Sør – Hjellestad, 9. Kollevåg (kun metaller i torsk og krabbe), 10. Flesland (kun ål).

Tabell 1. Antall individer av hver art som ble prøvetatt ved hver av de ulike lokalitetene.

Art	Askøy-Åsane	Nordhordalandsbroen	Askøy/Meland	Sotra Nord/Askøy	Grimstadjfjorden	Nordåsvannet	Sotra Sør/Os (Hjellestad)	Kollevåg	Sotra Flesland
Torsk	9	10	10	9	9	10	9	9	-
Brosme *	10	10	10	6	*10 lange	*10 lomre	10	-	-
Krabbe	7	10	7	10	10	10	10	10	-
Blåskjell	25 +	25 +	25 +	25 +	25 +	25 +	25 +	25 +	-
Ål	10	10	10	10	10	10	10	-	8

*Det finnes lite eller ikke noe brosme i Nordåsvannet og i Grimstadjfjorden

Opparbeiding og analyse

Ved NIFES' prøvemottak ble hvert individ målt og veid, og det ble tatt ut prøver av enkeltindivid eller samleprøver, alt etter art og analyse (tabell 2). De eneste prøvene som ble opparbeidet til analyse på individnivå var torskefilet til metallbestemmelse og ålefilet til PCB₇-bestemmelse. Ellers ble alle individene fra et område slått sammen til bestemmelse av dioksiner og dioksinlignende PCB, mens det ble laget to samleprøver fra hvert område til de øvrige analysene. Når det gjelder blåskjell ble skjellmaten fra minst 25 stykker inkludert i en samleprøve. Torskefilet og krabbeklokjøtt skulle kun analyseres for metaller, mens blåskjell skulle analyseres for metaller og polyaromatiske hydrokarboner (PAH).

Av torsk ble det tatt ut prøver av filet og lever, mens av de andre fiskeartene ble det kun tatt ut prøver av filet. Krabbene ble kokt før de spiselige delene av innmaten i "huset" ("brunmaten") og klørne ble tatt ut hver for seg. Av blåskjellene ble de bløte delene dissekert ut.

Prøvene ble homogenisert før det ble tatt ut vått materiale til bestemmelse av PAH. Med unntak av leverprøver, som alltid blir analysert på vått materiale, ble resten av de homogeniserte prøvene frysetørket og homogenisert til et fint pulver. Tørrstoffinnholdet ble beregnet ved veiing av prøvene før og etter tørking.

Tabell 2. Antall individer i samleprøvene for hver art og analyse

Art	Metallanalyse	PCB ₇	Dioksin	PAH
Torsk, filet	Individ			
Torsk, lever	4-5	4-5	9-10	4-5
Brosme, filet	3-5	3-5	6-10	3-5
Krabbe, brunmat	3-5	3-5	7-10	3-5
Krabbe, klokjøtt	3-5			
Ål, filet	4-5	Individ	9-10	4-5
Blåskjell	25 +			25 +

Bestemmelse av metaller med ICPMS (NIFES metode nr. 197)

Det ble veid inn to paralleller fra hvert prøvemateriale til bestemmelse av metaller. Før sluttbestemmelsen ble prøvene dekomponert i ekstra ren salpetersyre og hydrogenperoksid og oppvarmet i mikrobølgeovn (Milestone-MLS-1200 microwave oven). Alle målingene ble utført med bruk av Agilent 7500c Induktiv koplet plasmamassespektrometer (ICPMS) med HP-datamaskin. Det ble anvendt kvantitativ ICPMS til bestemmelse av kobber, sink, arsen, sølv, kadmium, kvikksølv og bly, og rodium ble anvendt som intern standard for å korrigere for eventuell drift i instrumentet. Gull ble tilsatt for å stabilisere kvikksølv. Riktighet og presisjon for spormetallbestemmelsene ble utført ved å analysere det sertifiserte referansematerialet Tort-2 (hepatopankreas av hummer; National Research Council, Canada). Metoden er NMKL-standard for analysen og er publisert i Julshamn m. fl., 2007).

Bestemmelse av PCB₇ med GCMS (NIFES metode nr. 137)

Frysetørket prøve ble tilsatt internstandard og blandet med hydromatriks før den ble ekstrahert med heksan på ASE 300 (Accelerated solvent extractor). Fettet ble brutt ned online ved at ASE-cellen ble pakket med svovelsyreimpregnert silicagel. Ekstraktet ble videre syrebehandlet med konsentrert svovelsyre for å bryte ned rester av fett. Prøven ble analysert

på GCMS i SIM-mode. Kvantifiseringen av de ulike analyttene baseres på internstandard og en ettpunkts kalibreringskurve, lineær gjennom origo.

Metoden kvantifiserer PCB₇ (PCB 28, 52, 101,118, 138, 153 og 180).

For kvalitetssikring av metoden ble det analysert sertifisert referansemateriale sammen med prøven, og den prøves i minimum en ringtest pr år. Analyse av kontrollmateriale laks over lang tid gir en variasjon i RSD (%) for PCB-kongenere fra 3,0 – 17 %. Kvantifiseringsgrensen for de enkelte kongenerne er fra 0,06 til 0,24 ng/kg tørr prøve.

Bestemmelse av dioksiner, furaner, non-ortoPCB og mono-orto-PCB ved HRGCHRMS (NIFES metode nr. 228)

Metoden er en tilpasning av US-EPA (Environmental Protection Agency) metoder nr 1613 og 1668. Frysetørket prøve ble homogenisert og fettinnholdet bestemt. En mengde prøve tilsvarende ca. 3 g fett (maks. 50-100 g mager prøve) ble veid inn, og isotopmerkede standarder ble tilsatt før ekstraksjon med heksan under hevet trykk og temperatur i en ASE 300. I opprensingen på en Power-Prep (FMS-USA) ble først fett fjernet ved nedbryting på svovelsur silica. Deretter ble det gjort en suksessiv kromatografisk opprensing ved inn- og utkobling av tre kolonner: "Multi layered silica", basisk alumina og aktivt kull. Mobilfasen ble skiftet suksessivt: Heksan, 2 % diklormetan (DCM) i heksan, 50 % DCM i heksan, etylacetat og til slutt backflush med toluen.

PCDD/PCDF og non-orto PCB elueres i toluenfraksjonen. Mono-orto PCB elueres i en DCM/heksan fraksjon. Etter inndamping av aktuell fraksjon til 10 µl ble to ¹³C merkede kongener tilsatt som "recovery standards" før analyse på høyoppløsende GC/MS (HRGC/HRMS).

Metoden kvantifiserer til sammen 17 kongener av dioksiner og furaner (PCDD/PCDF), fire kongener av non-orto PCB (PCB 77, 81, 126 og 169) og åtte kongener av mono-orto PCB (PCB 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 og 189). Konsentrasjonene av hver kongener ble regnet om til toksisitetsekvivalenskvotienter, ng TE/kg våtvekt, ved å multiplisere hver kongenerkonsentrasjon med sine respektive toksiske ekvivalensfaktorer (WHO-TEF 1998 og WHO-TEF 2005). Ved summering ble konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensene (LOQ) satt lik LOQ.

Bestemmelse av polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH-bestemmelsene ble utført av Eurofins med akkreditert metode. Prinsippet for metoden baserer seg først på en forsåpning, dernest på GPC-opprensing (dvs. en molekylstørrelses kromatografi), og til slutt bestemmes de forskjellige PAH-forbindelsene med GCMS-analyse. Følgende PAH-forbindelser ble bestemt: antracen, benzo(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(g,h)perylen, benzo(k)fluoranten, krysen/trifenylen, dibenzo(a,h)antracen, fluoranten, fluoren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, fenantren og pyren. Alle PAH-forbindelsene hadde en bestemmelsesgrense (LOQ) på 0,5 µg/kg prøve.

Resultater og diskusjon

Lengde og vekt

Størrelse gitt som vekt (g) og lengde (cm) av de fiskene og krabbene som ble fanget ved de ulike lokalitetene i Bergen havn er vist i tabell 3-6. Der er også vist antallet individer av de ulike artene som til slutt ble tatt.

Torsken som ble fanget varierte i størrelse fra 28 til 90 cm og fra 0,2 til 7,7 kg (tabell 3). Gjennomsnittsstørrelse ved de ulike lokalitetene varierte fra 1035 ± 750 g ved Nordhordalandsbroen til 3153 ± 2232 g i området Askøy – Åsane (nærmere bestemt Åstveitvågen). Brosmene varierte i lengde fra 35 til 80 cm og veide fra 0,5 til 5,7 kg, og både den minste og den største brosmen ble fanget i området Sotra Nord – Askøy (tabell 4). Gjennomsnittsstørrelsen på brosmene varierte fra 1,6 kg ved Nordhordalandsbroen til 2,8 kg i Åsane. I Nordåsvannet og i Grimstadvfjorden er det ingen eller lite brosme, og her ble det i stedet tatt henholdsvis lomre og lange. Lomrene varierte i størrelse fra 31 til 44 cm og fra 0,4 til 1,3 kg, mens langene varierte fra 58 til 96 cm og fra 1,2 til 5,1 kg.

Ålen som ble fanget varierte i lengde fra 41 til 78 cm og i vekt fra 0,1 til 1,2 kg (tabell 5). Den største ålen ble fanget i Nordåsvannet, og den minste i området Askøy-Meland. Størrelsen på krabbene målt som bredde på ryggskjoldet varierte fra 12 til 21 cm, og gjennomsnittlig ryggskjoldbredde var relativt jevn på alle lokalitetene, med en variasjon fra $15,9 \pm 1,0$ cm i området Sotra Nord – Askøy til $17,1 \pm 1,3$ cm i Askøy – Meland (tabell 6).

Blåskjellene var i spiselig størrelse, det vil si fra rundt fire cm og oppover, men blåskjellene ble ikke målt eller veid.

Tabell 3. Gjennomsnitt, standardavvik, største og minste verdi av vekt (g) og lengde (cm) for torsk (*Gadus morhua*) prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009. N er antall individer som er målt.

TORSK	Lokalitet	N	Vekt (g)		Lengde (cm)	
			Snitt \pm sd	min - maks	Snitt \pm sd	min - maks
	Askøy-Meland	10	1688 ± 964	460 - 3800	$52,2 \pm 9,9$	37 - 71
	Nordhordalandsbroen	10	1035 ± 750	233 - 2160	$44,1 \pm 15,0$	28 - 75
	Sotra N - Askøy	9	2282 ± 2494	267 - 7129	$53,6 \pm 21,7$	31 - 90
	Askøy – Åsane	9	3153 ± 2232	1080 - 7660	$61,8 \pm 13,2$	45 - 84
	Grimstadvfjorden	9	1739 ± 1237	785 - 4643	$52,2 \pm 10,7$	41-75
	Nordåsvannet	10	1540 ± 760	620 - 3280	$52,3 \pm 8,5$	42 - 69
	Sotra S – Hjellevåg	6	2075 ± 645	850 - 2720	$57,8 \pm 6,8$	47 - 68
	Kollelvåg	9	1085 ± 527	275 - 2071	$44,9 \pm 8,3$	30 - 58

Tabell 4. Gjennomsnitt, standardavvik, minste og største verdi av vekt (g) og lengde (cm) for brosme (*Brosme brosme*), lange (*Molva molva*) og lomre (*Microstomus kitt*) prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009. N er antall individer som er målt.

BROSME		Vekt (g)		Lengde (cm)	
Lokalitet	N	Snitt ± SD	min - maks	Snitt ± SD	min - maks
Askøy-Meland	10	2074 ± 622	1040 – 2900	55,7 ± 5,8	45 – 62
Nordhordalandsbroene	10	1622 ± 752	580 – 2760	51,2 ± 8,9	36 – 63
Sotra N - Askøy	6	2203 ± 1931	480 - 5720	54,7 ± 16,5	35 – 80
Askøy-Åsane	10	2774 ± 708	1520 – 3800	61,8 ± 6,3	52 – 73
Sotra S – Hjellestad	10	2070 ± 1653	820 – 5160	53,8 ± 13,5	42 – 77
Grimstadvfjorden, lange	10	2768 ± 1402	1200 - 5120	76,0 ± 12,8	58 - 96
Nordåsvannet, lomre	10	858 ± 332	380 - 1280	38,4 ± 4,4	31 - 44

Tabell 5. Gjennomsnitt, standardavvik, største og minste verdi av vekt (g) og lengde (cm) for ål prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009. N er antall individer som er målt.

ÅL		Vekt (g)		Lengde (cm)	
Lokalitet	n	Snitt ± sd	min - maks	Snitt ± sd	min - maks
Askøy - Meland	10	410 ± 275	106 - 970	56,9 ± 10,7	41 - 75
Nordhordalandsbroen	10	274 ± 162	138 - 690	51,4 ± 7,2	44 - 69
Sotra N - Askøy	10	403 ± 125	300 - 675	61,2 ± 4,4	55 - 69
Askøy - Åsane	10	557 ± 140	328 - 823	66,4 ± 4,0	59 - 72
Grimstadvfjorden	10	712 ± 135	500 - 880	71,6 ± 3,4	66 - 76
Nordåsvannet	10	702 ± 246	460 - 1200	69,3 ± 5,0	64 - 78
Sotra S - Os (Hjellestad)	10	758 ± 168	600 - 1120	71,4 ± 3,8	66 - 78
Sotra-Flesland	8	620 ± 91	480 - 800	68,4 ± 3,7	64 - 76

Tabell 6. Gjennomsnitt, standardavvik, største og minste verdi av ryggskjoldbredde (cm) for taskekrabbe (*Cancer pagurus*) prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergensområdet. N er antall individer som er målt.

KRABBE		Vekt (g) *		Bredde (cm)	
Område	N	Snitt ± SD	Min - maks	Snitt ± SD	Min - maks
Askøy - Meland	7	757 ± 535	160 - 1000	17,1 ± 1,3	15,0 - 19,0
Nordhordalandsbroen	11	629 ± 171	390 - 1000	16,4 ± 0,9	15,5 - 19,0
Sotra N. - Askøy	10	491 ± 79	420 - 690	15,9 ± 1,0	15,0 - 18,0
Askøy - Åsane	7	718 ± 245	290 - 990	16,9 ± 2,4	12,0 - 19,5
Håkonsvern (Grimstadvfjorden)	6	755 ± 264	480 - 1200	16,5 ± 1,7	14,6 - 19,0
Nordåsvannet	10	547 ± 103	430 - 780	16,3 ± 1,1	14,9 - 18,5
Sotra S - Os (Hjellestad)	10	718 ± 416	350 - 1760	16,5 ± 2,3	13,4 - 21,0
Kollevåg	10	628 ± 206	360 - 990	16,5 ± 1,6	14,0 - 18,5

*Vekten er kun veiledende, da krabbene ofte hadde mistet flere føtter

Metaller

Konsentrasjonen av en rekke metaller i filet og lever av torsk og filet av brosme, lange og lomre er vist i tabell 7. Tilsvarende for filet av ål, klokjøtt og innmat av krabbe og hel innmat av blåskjell er vist i tabell 8. I teksten vil det bli lagt hovedvekt på de metallene som EU har satt grenseverdier for, det vil si tungmetallene kvikksølv, kadmium og bly.

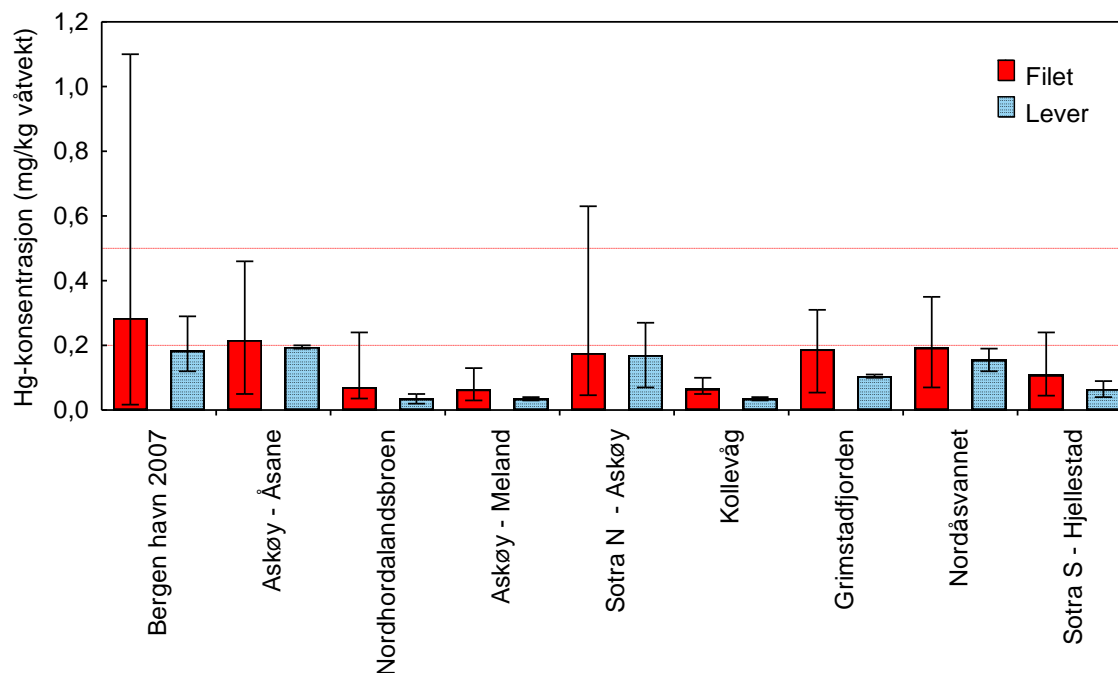
Metaller i torsk

Torskemuskel hadde kvikksølvinnhold fra 0,03 til 0,63 mg/kg våtvekt, der kun en prøve oversteg EUs grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt (tabell 7; figur 3) Det var ingen lokaliteter som hadde gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i torskefilet over EUs grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt). Alle områdene bortsett fra Kollevåg og Askøy – Meland hadde enkeltindivider med kvikksølv over 0,2 mg/kg våtvekt, som er den grenseverdien som ofte anvendes når det gis kostholdsråd for spesielle grupper, som gravide og ammende (VKM, 2006).

Tabell 7. Konsentrasjon av ulike grunnstoffer (mg/kg våtvekt) i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) og filet av brosme (*Brosme brosme*), lomre (*Microstomus kitt*) og lange (*Molva molva*) fra Bergensområdet i 2009. Resultatene er gitt som middelværdi ± standardavvik (sd) og minste og største verdi.

Art		TORSK		BROSME	LANGE	LOMRE
Organ		Filet	Lever	Filet	Filet	Filet
----- mg/kg våtvekt -----						
	N	72	16	10	2	2
As	snitt±sd	5,5 ± 6,7	7,1 ± 4,7	10,3 ± 3,7	23 ± 25	49,0 ± 21,2
	min-maks	0,70 - 50	2,0 - 20	4,1 - 15	5,3 - 41	34,0 - 64
Cd	snitt±sd	< 0,004	0,03 ± 0,02	< 0,002	< 0,002	< 0,002
	min-maks		0,005 - 0,083			
Co	snitt±sd		0,031 ± 0,016*		< 0,004	< 0,004
	min-maks	< 0,004 - 0,009	< 0,02 - 0,079	< 0,004 - 0,008		
Cu	snitt±sd	0,20 ± 0,04	7,5 ± 3,8	0,11 ± 0,02	0,13 ± 0,02	0,12 ± 0,00
	min-maks	0,13 - 0,30	2,1 - 16	0,08 - 0,15	0,11 - 0,14	0,12 - 0,12
Hg	snitt±sd	0,14 ± 0,11	0,10 ± 0,08	0,33 ± 0,11	0,27 ± 0,03	0,09 ± 0,01
	min-maks	0,03 - 0,63	0,02 - 0,27	0,17 - 0,50	0,25 - 0,29	0,08 - 0,10
Mn	snitt±sd	0,12 ± 0,05	0,69 ± 0,21	0,13 ± 0,03	0,05 ± 0,00	0,15 ± 0,04
	min-maks	0,039 - 0,37	0,31 - 1,1	0,09 - 0,17	0,047 - 0,054	0,12 - 0,18
Mo	snitt±sd		0,40 ± 0,40		< 0,004	< 0,004
	min-maks	< 0,004 - 0,79	0,078 - 1,1	< 0,004 - 1,4		
Pb	snitt±sd				< 0,008	
	min-maks	< 0,008 - 0,092	< 0,02 - 0,045	< 0,008 - 0,029		< 0,008 - 0,011
Se	snitt±sd	0,33 ± 0,07	1,61 ± 0,72	0,42 ± 0,05	0,47 ± 0,08	0,85 ± 0,22
	min-maks	0,24 - 0,64	0,76 - 3,8	0,32 - 0,50	0,41 - 0,53	0,69 - 1,0
Sn	snitt±sd				0,015 ± 0,007	0,010 ± 0,002
	min-maks	< 0,008 - 0,031	< 0,02 - 0,24	< 0,008 - 0,033	0,013 - 0,017	0,009 - 0,012
Zn	snitt±sd	4,5 ± 0,7	31,4 ± 10,8	3,8 ± 0,4	3,8 ± 0,6	3,6 ± 0,4
	min-maks	3,4 - 7,1	16 - 52	3,1 - 4,4	3,4 - 4,2	3,3 - 3,8

*Gjennomsnitt og standardavvik er basert på "upper bound" LOQ.

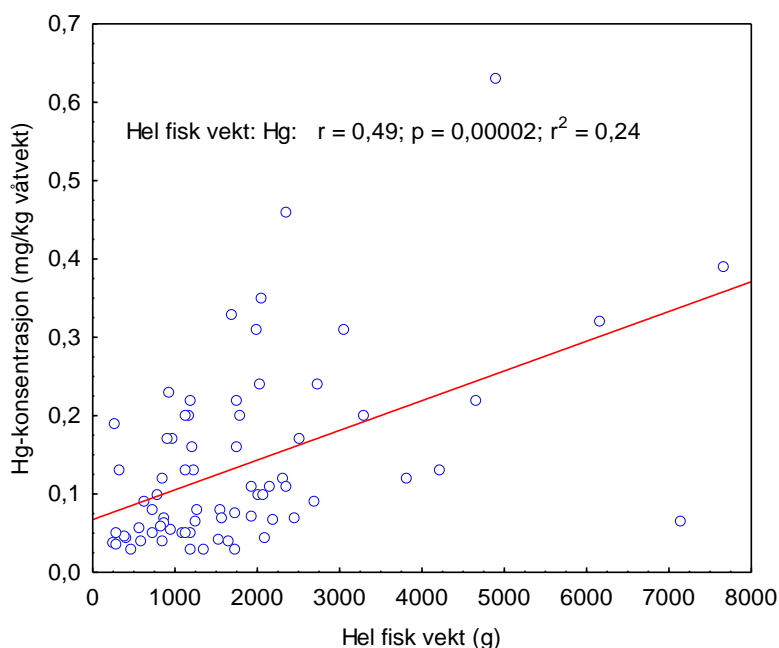


Figur 3. Konsentrasjon av kvikksølv (Gjennomsnitt ± største og minste verdi) i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike lokaliteter i Bergensområdet, inkludert prøver fra Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen, 2008). EUs grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt og grenseverdien for spesielle grupper på 0,2 mg/kg våtvekt er vist som stiplede linjer.

Den eneste torsken som hadde konsentrasjon av kvikksølv over 0,5 mg/kg våtvekt ble prøvetatt i området Sotra Nord – Askøy, nærmere bestemt Navreskjæret. Denne torsken var den største i hele prøvematerialet, og den høye kvikksølvkonsentrasjonen kan til dels ha sammenheng med størrelsen. Figur 4 viser at det var en positiv sammenheng mellom størrelse og kvikksølvkonsentrasjon i torsken, selv om spredningen var stor. På tross av den ene fisken som trakk opp gjennomsnittet var gjennomsnittskonsentrasjon av kvikksølv for Sotra Nord - Askøy bare 0,18 mg/kg våtvekt. Kun ett område hadde gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon over 0,2 mg/kg våtvekt. Det var Askøy – Åsane, nærmere bestemt Åstveitvågen, der gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv var på 0,22 mg/kg våtvekt og fire av åtte individer hadde konsentrasjoner over 0,2 mg/kg våtvekt. Kollevåg, Askøy – Meland og Nordhordalandsbroen var de områdene som hadde de laveste kvikksølvkonsentrasjonene, med gjennomsnitt mellom 0,06 og 0,07 mg/kg våtvekt. Dette kan til dels ha sammenheng med størrelse, da spesielt torsken prøvetatt i Kollevåg og ved Nordhordalandsbroen var forholdsvis små (tabell 3).

Ifølge SFTs klassifisering av miljøtilstand er lokaliteter med kvikksølvkonsentrasjoner i torskfilet opp til 0,1 mg/kg våtvekt ubetydelig til lite forurenset av kvikksølv, mellom 0,1 og 0,3 mg/kg våtvekt er moderat forurenset, mens 0,3 til 0,5 mg/kg våtvekt er markert forurenset (Molvær, 1997). Ut fra denne klassifiseringen og gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon er Askøy – Meland, Nordhordalandsbroen og Kollevåg lite til ubetydelig forurenset av kvikksølv, mens de øvrige områdene er moderat forurenset av kvikksølv.

Bergen havn, prøvetatt i 2007, hadde gjennomsnittlig høyere kvikksølvkonsentrasjoner i torskfilet enn områdene som vi har undersøkt her. I Bergen havn i 2007 var det fire fisk som hadde kvikksølvkonsentrasjoner over 0,5 mg/kg våtvekt, og 22 som hadde konsentrasjoner over 0,2 mg/kg våtvekt. Torsken i denne undersøkelsen hadde likevel noe høyere kvikksølvkonsentrasjon i fileten enn sei og hyse prøvetatt i de samme områdene og i Bergen havn tidligere i år (Måge og Frantzen, 2009).



Figur 4. Korrelasjon mellom kvikksølvkonsentrasjon i filet (mg/kg våtvekt) og hel fisk vekt (g) hos torsk (*Gadus morhua*) prøvetatt i områdene rundt Bergen i 2009.

Konsentrasjonene av kvikksølv i samleprøver av torskelever fulgte det samme variasjonsmønsteret som gjennomsnittskonsentrasjonene for kvikksølv i filet, med litt lavere verdier (tabell 7, figur 3).

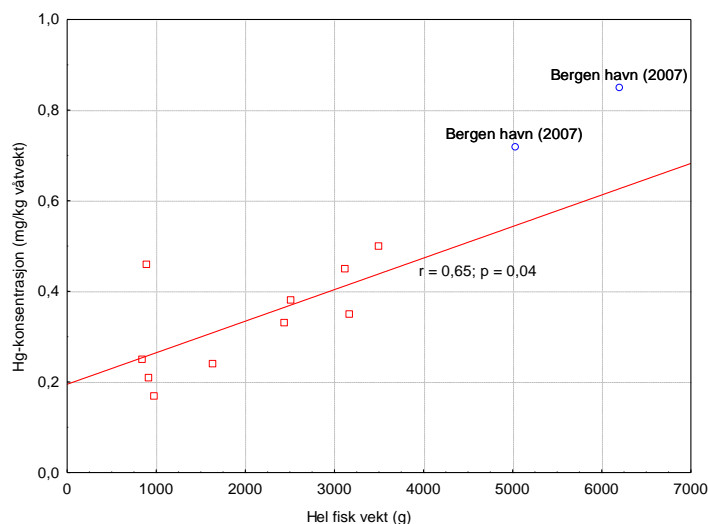
Både filet og lever av torsk hadde konsentrasjoner av bly og kadmium godt under grenseverdiene, og for torskefilet var de fleste målingene under kvantifiseringsgrensene (tabell 7). Sammenlignet med data fra miljødatabasen, heretter kalt Sjømatdata (www.nifes.no/sjømatdata) var kadmiumkonsentrasjonene helt normale i torskefilet og lave i torskelever. Blyinnholdet i hverken torskefilet eller torskelever var spesielt høyt sammenlignet med miljødatabasen. Arseninnholdet i torsk var lavt, sammenlignet med villfanget torsk analysert for miljødatabasen.

Metaller i brosme, lange og lomre

Resultater av metallanalyse i to samleprøver av filet av brosme fra fem ulike lokaliteter, lomre fra Nordåsvannet og lange fra Grimstadfjorden er vist i tabell 7. Kvikksølvkonsentrasjonene i brosme varierte fra 0,17 til 0,50 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt \pm standardavvik på $0,33 \pm 0,11$ mg/kg våtvekt. Det var ingen av samleprøvene av brosmefilet som hadde kvikksølvkonsentrasjoner over EUs øvre grenseverdi for kvikksølv i fiskefilet på 0,5 mg/kg våtvekt. Ni av de ti samleprøvene hadde imidlertid konsentrasjoner som lå over 0,2 mg/kg våtvekt. Grenseverdien på 0,2 mg/kg våtvekt som Mattilsynet benytter for å gi kostholdsråd til gravide og ammende benyttes for fisk som spises ofte, som torsk.

Det finnes relativt lite data på bakgrunnsnivået av kvikksølv i brosme.

Kvikksølvkonsentrasjoner målt i brosme fra antatt uforurensede områder i 1997 og 2005 og publisert på www.nifes.no/sjømatdata hadde gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjoner på 0,08 og 0,15 mg/kg våtvekt. Ved ubåtvraket U864 utenfor Fedje har vi funnet gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv opp til 0,28 mg/kg våtvekt. En mastergradsstudent er nå i gang med å analysere et stort antall brosmes fra ulike "uforurensede" områder ved kysten, og dette vil gi et bedre datagrunnlag for å sammenligne kvikksølvkonsentrasjoner i brosme fra antatt forurensede områder med i fremtiden.



Figur 5. Korrelasjon mellom kvikksølvkonsentrasjon i samleprøver av brosme (mg/kg våtvekt) fra ulike områder rundt Bergen og gjennomsnittlig vekt på fisken i samleprøvene (g). Korrelasjonen gjelder kun prøver fra 2009, men resultatene for Bergen havn 2007 er tatt med for sammenligning.

Det var ingen betydelige forskjeller i kvikksølvkonsentrasjon i filet av brosme prøvetatt ved de ulike lokalitetene i denne undersøkelsen. Det var imidlertid betydelig lavere kvikksølvkonsentrasjon i de brosmene som ble analysert i denne undersøkelsen, og som ble prøvetatt i de ytre delene av området som er omfattet av kostholdsråd, sammenlignet med det som ble funnet i brosme fanget på dypt vann like utenfor Bergen havn i 2007. Der var gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon på 0,72 og 0,85 mg/kg våtvekt i de to samleprøvene som ble analysert. Kvikksølvkonsentrasjon i fiskefilet har en tendens til å øke med økende fiskestørrelse, og ettersom brosmene fra 2007 hadde en gjennomsnittsvikt på over 5 kg mens høyeste gjennomsnittsstørrelse i denne undersøkelsen var på 2,8 kg, kan de høyere konsentrasjonene i brosme fanget ved Bergen havn delvis skyldes størrelse. Når vi plotter kvikksølvkonsentrasjonene mot størrelse i brosmeprovne fra denne undersøkelsen får vi at det er en betydelig positiv sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjon i samleprøvene og gjennomsnittlig fiskevekt, men ser likevel at prøvene fra Bergen havn analysert i 2007 hadde kvikksølvkonsentrasjoner som var høyere enn størrelsen alene skulle tilsi (figur 5).

To samleprøver av filet av lange fra Grimstadjorden, like utenfor Håkonsvern, hadde kvikksølvkonsentrasjoner på henholdsvis 0,25 og 0,29 mg/kg våtvekt. Dette er under EUs øvre grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt, men over grenseverdien for spesielle grupper på 0,2 mg/kg våtvekt. Det er i samme området som i en undersøkelse gjennomført for Mattilsynet i år (Måge og Frantzen, 2009), der det ble funnet gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv mellom 0,19 og 0,31 mg/kg våtvekt i filet av lange fanget i Bergen havn. Lange prøvetatt på dypt vann like utenfor Bergen havn i 2007 hadde konsentrasjoner på henholdsvis 0,73 og 0,61 mg/kg våtvekt (Måge og Frantzen 2008), men som for brosme var dette også større individer, med gjennomsnittsvikt på 4,9 og 4,5 kg for de to samleprøvene. Kvikksølvkonsentrasjonene i lange fra Grimstadjorden var noe høyere enn det som har vært målt i lange fra antatt uforurensede områder (www.nifes.no/sjømattedata) der gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjoner var på henholdsvis 0,07 og 0,14 mg/kg våtvekt i 1995 og 2007.

I Nordåsvannet ble det tatt prøver av lomre, ettersom det erfaringsmessig finnes hverken brosme eller lange der. De to samleprøvene av lomrefilet som ble analysert hadde kvikksølvkonsentrasjoner på 0,08 og 0,10 mg/kg våtvekt, som er godt under alle grenseverdier for kvikksølv i fiskefilet.

Konsentrasjonene av kadmium og bly var lave i både brosme, lange og lomre, med alle kadmiumkonsentrasjoner og de aller fleste blykonsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (tabell 7).

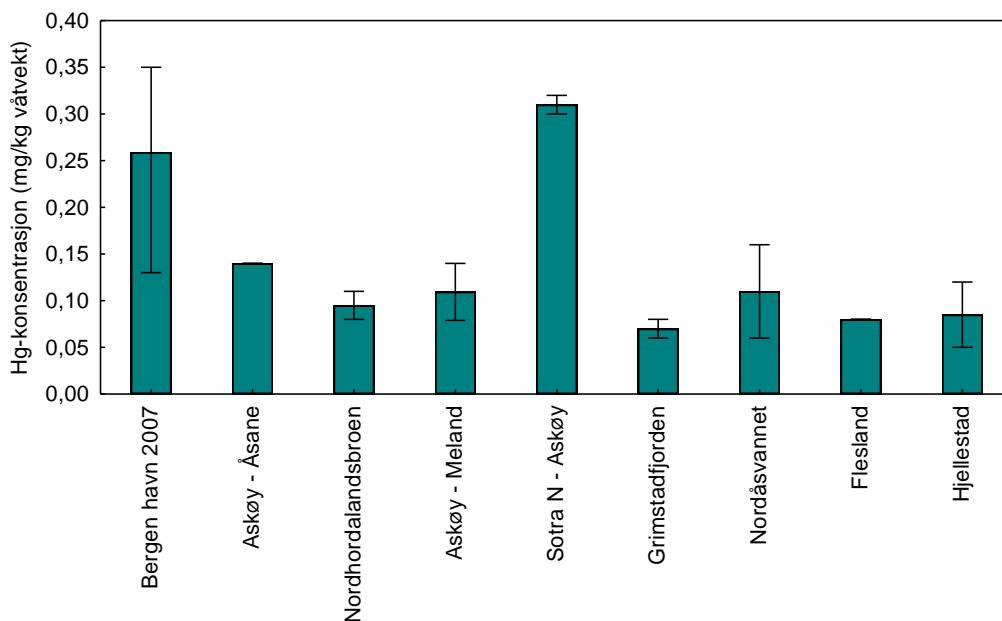
Metaller i ål

Samleprøver av filet av ål fra fjordområdene rundt Bergen hadde generelt lave konsentrasjoner av metaller (tabell 8). Konsentrasjonene av bly og kadmium var for det meste under kvantifiseringsgrensen, mens kvikksølvkonsentrasjonen varierte fra 0,05 til 0,32 mg/kg våtvekt, som er under EUs spesielle grenseverdi for kvikksølv i ål på 1,0 mg/kg våtvekt. De høyeste kvikksølvkonsentrasjonene, på 0,30 og 0,32 mg/kg våtvekt, ble begge målt i filet av ål fra området Sotra Nord – Askøy (figur 6). Alle de andre områdene hadde i gjennomsnitt kvikksølvkonsentrasjoner mellom 0,07 og 0,14 mg/kg våtvekt. Ål fra Sotra Nord – Askøy hadde dermed kvikksølvkonsentrasjoner på nivå med de høyeste som ble målt i ål fra Bergen

Tabell 8. Konsentrasjon av ulike grunnstoffer (mg/kg våtvekt) i blåskjell (*Mytilus edulis*), brunmat og klokjøtt av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og filet av ål (*Anguilla anguilla*) prøvetatt i Bergensområdet i 2009. Resultatene er gitt som middelværdi ± standardavvik (sd) og minste og største verdi.

Art		ÅL	KRABBE		BLÅSKJELL
Organ		Filet	Brunmat	Klokjøtt	Hele
----- mg/kg våtvekt -----					
	N	16	16	16	8
As	snitt±sd	1,6 ± 0,5	17,5 ± 5,7	27 ± 12	1,9 ± 0,4
	min-maks	0,77-2,7	9,9 - 32	4,0 - 45	1,0 - 2,6
Cd	snitt±sd		1,34 ± 0,78	0,058 ± 0,051	0,12 ± 0,02
	min-maks	< 0,004 - 0,067	0,25 - 3,0	0,014 - 0,20	0,09 - 0,15
Co	snitt±sd	< 0,009	0,091 ± 0,021	0,020 ± 0,008	0,050 ± 0,013
	min-maks		0,056 - 0,12	0,009 - 0,041	0,03 - 0,07
Cu	snitt±sd	0,33 ± 0,04	24,6 ± 8,9	10,4 ± 3,2	0,89 ± 0,07
	min-maks	0,23 - 0,42	9,0 - 39	5,0 - 18	0,74 - 0,98
Hg	snitt±sd	0,13 ± 0,08	0,05 ± 0,02	0,103 ± 0,039	0,02 ± 0,01
	min-maks	0,05 - 0,32	0,03 - 0,11	0,010 - 0,15	0,01-0,03
Mn	snitt±sd	0,16 ± 0,04	2,8 ± 1,3	0,39 ± 0,30	0,90 ± 0,23
	min-maks	0,12 - 0,27	1,0 - 5,7	0,16 - 1,1	0,61 - 1,2
Mo	snitt±sd		0,12 ± 0,08		0,14 ± 0,18
	min-maks	< 0,009 - 0,018	0,048 - 0,34	< 0,005 - 0,43	0,05 - 0,57
Pb	snitt±sd	< 0,02	0,096 ± 0,041	0,034 ± 0,022*	0,36 ± 0,25
	min-maks		0,020 - 0,15	< 0,01 - 0,083	0,14 - 0,95
Se	snitt±sd	0,41 ± 0,07	1,18 ± 0,40	1,09 ± 0,34	0,25 ± 0,08
	min-maks	0,32 - 0,60	0,62 - 2,0	0,48 - 1,7	0,14 - 0,41
Sn	snitt±sd		0,62 ± 0,97*		0,03 ± 0,01
	min-maks	< 0,02 - 0,03	< 0,01 - 3,1	< 0,01 - 0,25	0,01 - 0,04
Zn	snitt±sd	24,3 ± 3,3	39,0 ± 8,6	87,8 ± 28,7	18,3 ± 2,6
	min-maks	20 - 32	27 - 57	7,5 - 120	15 - 22

* Gjennomsnitt og standardavvik er basert på "upper bound" LOQ.



Figur 6. Konsentrasjoner av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i samleprøver av ål (*Anguilla anguilla*) fra ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009, og fra Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen, 2008). Gjennomsnitt, minste og største verdi er vist.

havn i 2007, der kvikksølvkonsentrasjonene varierte fra 0,13 til 0,35 mg/kg våtvekt. Med unntak av Sotra Nord – Askøy og Bergen havn, var ikke konsentrasjonene av kvikksølv i ål fra Bergensområdet spesielt høyt. Ål analysert for Sjømatdata i 2005 hadde gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon på 0,13 mg/kg våtvekt (N = 33; www.nifes.no/sjomatdata).

I sin hovedfagsoppgave fant Myhre (1998) konsentrasjoner av kvikksølv fra 0,11 til 0,55 mg/kg våtvekt i samleprøver av ålemuskel fra ulike områder rundt Bergen, og konsentrasjonene var jevnt over høyere enn de som ble funnet i denne undersøkelsen for de områdene det er naturlig å sammenligne med. Han fant blant annet kvikksølvkonsentrasjon på 0,15 mg/kg våtvekt ved en lokalitet på Austevoll, som ble brukt som referanselokalitet. Ved Espeland, som er mellom Flesland og Hjellesstad, var kvikksølvkonsentrasjonen 0,17 mg/kg våtvekt, mens vi fant fra 0,05 til 0,12 mg/kg våtvekt i dette området. Mens vi målte kvikksølvkonsentrasjoner fra 0,06 til 0,16 mg/kg våtvekt i ål fra Grimstadvfjorden og Nordåsvannet, fant Myhre (1998) konsentrasjoner på 0,28 og 0,43 mg/kg våtvekt i ål fanget ved nærliggende Knappen og Haakonsvern. Også for Bergen havn var kvikksølvkonsentrasjonene i 1998 noe høyere enn de vi fant i 2007 (Måge og Frantzen 1998).

På den annen side fant Myhre (1998) lavere konsentrasjon av kvikksølv i ål fra Kollevåg, som er i området Sotra Nord – Askøy, enn det vi fant i denne undersøkelsen, med bare 0,11 mg/kg våtvekt. Ålen fra Follse hadde omtrent samme konsentrasjon som det vi nå fant i dette området, med 0,29 mg/kg våtvekt.

Metaller i krabbe

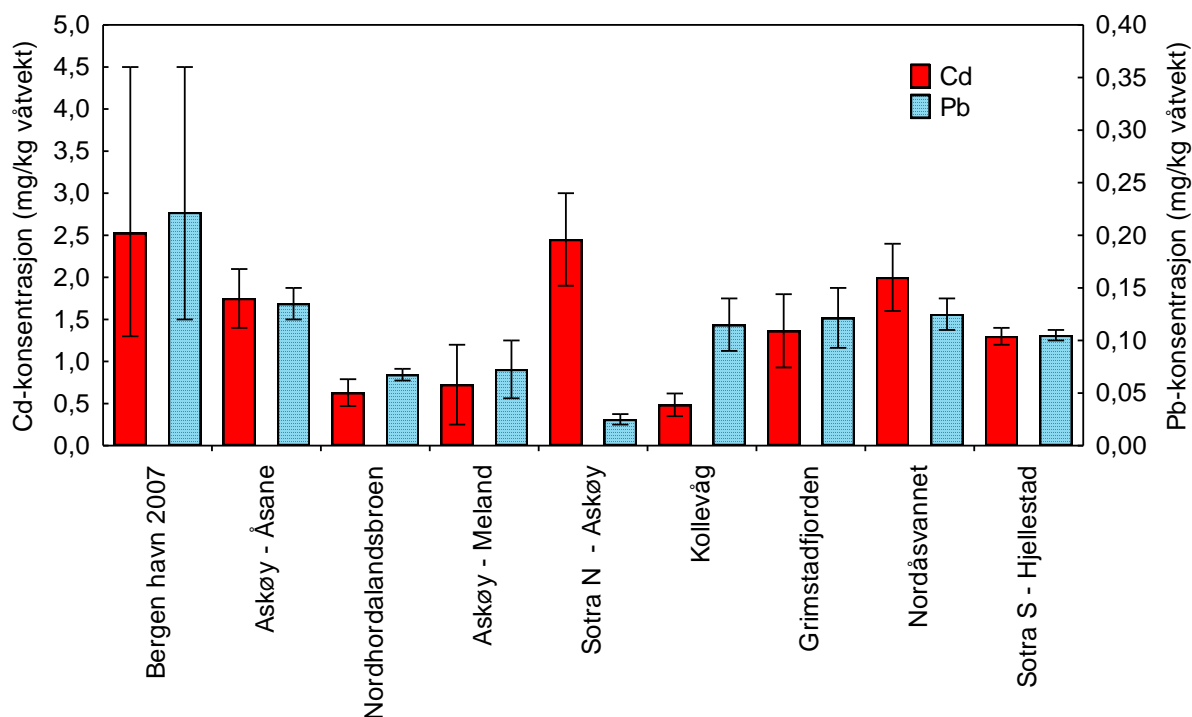
Kadmiumkonsentrasjonene i samleprøver av brunmat av taskekrabbe fra Bergensområdet i 2009 varierte fra 0,25 til 3,0 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 1,3 mg/kg våtvekt (tabell 8). De aller fleste brunmatprøvene hadde kadmiumkonsentrasjoner over grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt som er satt for krepsdyr, men da brunmat av krabbe ("hepatopancreas") har et naturlig høyt nivå av kadmium er denne delen av krabben unntatt fra grenseverdien. Krabbe fra Bergensområdet hadde heller ikke unormalt høyt innhold av kadmium sammenlignet med

krabbe prøvetatt for miljødatabasen, der konsentrasjonene varierte fra 2,7 til 4,1 mg/kg våtvekt (www.nifes.no/sjømata). I klokjøtt av krabbe var høyeste kadmiumkonsentrasjon 0,2 mg/kg våtvekt, og dermed godt under EUs øvre grenseverdi.

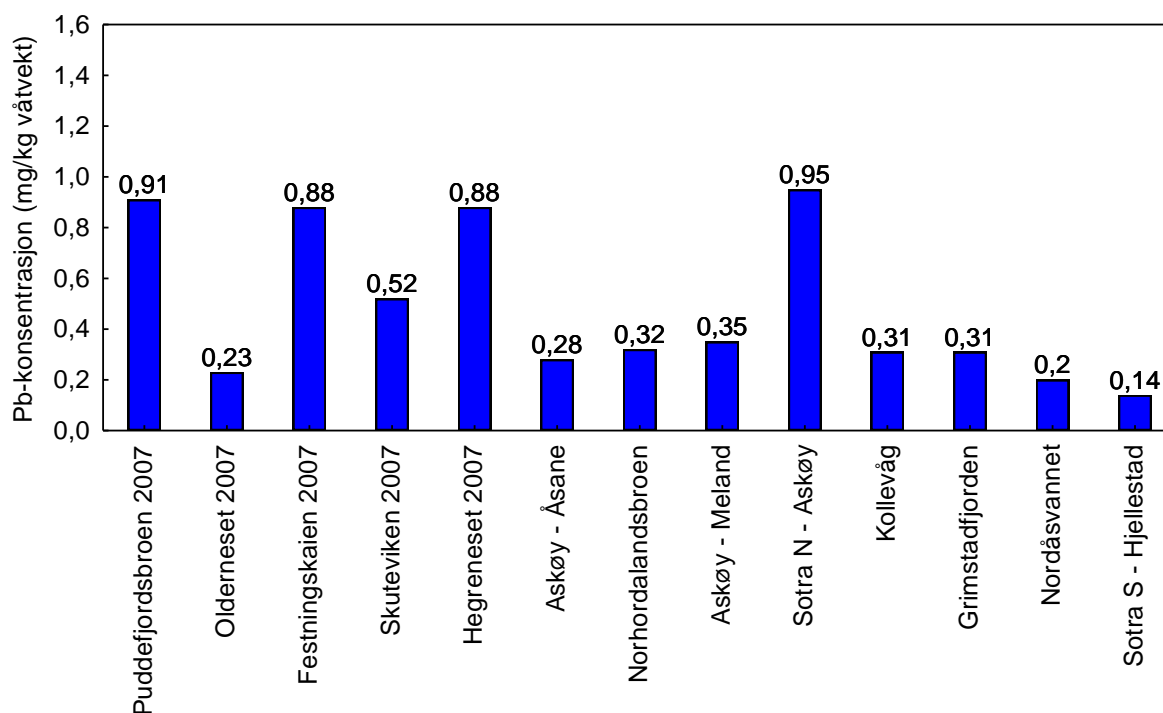
Innholdet av arsen i taskekrabbe varierte fra 9,9 til 32 mg/kg våtvekt i brunmat og 4,0 til 45 mg/kg våtvekt i klokjøtt, men dette er heller ikke høyt i forhold til tall fra Sjømatdata (www.nifes.no/sjømata), der arsenkonsentrasjonen i brunmat varierer fra 15 til 30 mg/kg våtvekt. For skjellovervåkingen har det blitt analysert noen prøver av krabbe både for totalarsen og uorganisk arsen, og funnet at arsen i krabbe er nesten bare organisk arsen som er ufarlig.

Konsentrasjonene av både kvikksølv og bly i både klokjøtt og brunmat av krabbe var godt under EUs øvre grenseverdier for krepsdyr på 0,5 mg/kg våtvekt i alle prøvene.

Bare krabbe fra Nordhordalandsbroen, Askøy – Meland og Kollevåg hadde kadmiumkonsentrasjoner i brunmat som var betydelig lavere enn konsentrasjonene målt i Bergen havn i 2007, og det var krabbe fra området Sotra Nord – Askøy som hadde de høyeste konsentrasjonene av kadmium (figur 7). Blykonsentrasjonene i brunmat av krabbe var imidlertid klart høyere i Bergen havn enn i områdene rundt.



Figur 7. Konsentrasjoner av kadmium og bly i brunmat av krabbe (*Cancer pagurus*) prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009 og i Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2008). Gjennomsnitt, minste og største verdi av konsentrasjoner i samleprøver er vist.



Figur 8. Konsentrasjoner (mg/kg våtvekt) av bly målt i blåskjell (*Mytilus edulis*) ved ulike lokaliteter i sjøområdene i og rundt Bergen i 2007 og 2009. Verdiene er gitt over søylene.

Metaller i blåskjell

Konsentrasjonene av bly i blåskjellprøvene varierte fra 0,14 til 0,95 mg/kg våtvekt, med gjennomsnitt \pm standardavvik på $0,36 \pm 0,25$ (tabell 8). Gjennomsnittet var lavere enn hos blåskjell fra Bergen havn i 2007, der gjennomsnittskonsentrasjonen var $0,68 \pm 0,30$ mg/kg våtvekt (figur 8). Blykonsentrasjonene i blåskjell både i denne undersøkelsen og prøvetatt i Bergen havn i 2007 lå imidlertid godt under EUs øvre grenseverdi for bly i skjell som er 1,5 mg/kg våtvekt.

Gjennomsnittlig blykonsentrasjon i blåskjell prøvetatt i ulike områder rundt Bergen var noe høyere enn bakgrunnsnivået. Gjennomsnittlig blykonsentrasjon i dyrkede blåskjell fra hele Norge overvåket gjennom flere år for Mattilsynet har variert fra 0,14 til 0,22 mg/kg våtvekt (Frantzen m. fl., 2009). SFT klassifiserer lokaliteter med konsentrasjon av bly i blåskjell under 0,5 mg/kg våtvekt som ubetydelig til lite forurenset, mens blåskjell med blykonsentrasjon mellom 0,5 og 2,5 mg/kg våtvekt indikerer en moderat forurenset lokalitet. Lokaliteten i området Sotra Nord – Askøy hadde den høyeste blykonsentrasjonen i denne undersøkelsen, med 0,95 mg/kg våtvekt (figur 5). Dette var høyere enn alle blåskjellprøvene prøvetatt i Bergen havn i 2007, og tilsvarer en moderat forurenset lokalitet (Molvær, 1997). Alle de øvrige lokalitetene inkludert i denne undersøkelsen hadde konsentrasjoner som tilsvarte lite til ubetydelig forurenset. Den laveste konsentrasjonen ble målt i blåskjell prøvetatt på Hjeljestad, i den sørligste delen av det undersøkte området.

Blåskjell fra fjordområdene rundt Bergen hadde lave konsentrasjoner av kvikksølv, kadmium og arsen, med middelverdier på henholdsvis 0,02, 0,12 og 1,9 mg/kg våtvekt (tabell 8).

PCB₇

Konsentrasjoner av de ulike PCB kongenerne PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-153 og PCB-180, samt summen av disse som utgjør PCB₇, er vist for de ulike artene i tabell 9. EU har foreslått nye grenseverdier for PCB₆, som er summen av seks ikke-dioksinlignende PCB, det vil si PCB₇ minus den dioksinlignende PCB 118. Resultatene for PCB₆ er også tatt med i tabell 9. Ved summering av konsentrasjonene er verdier under kvantifiseringsgrensen satt lik null ("lower-bound LOQ").

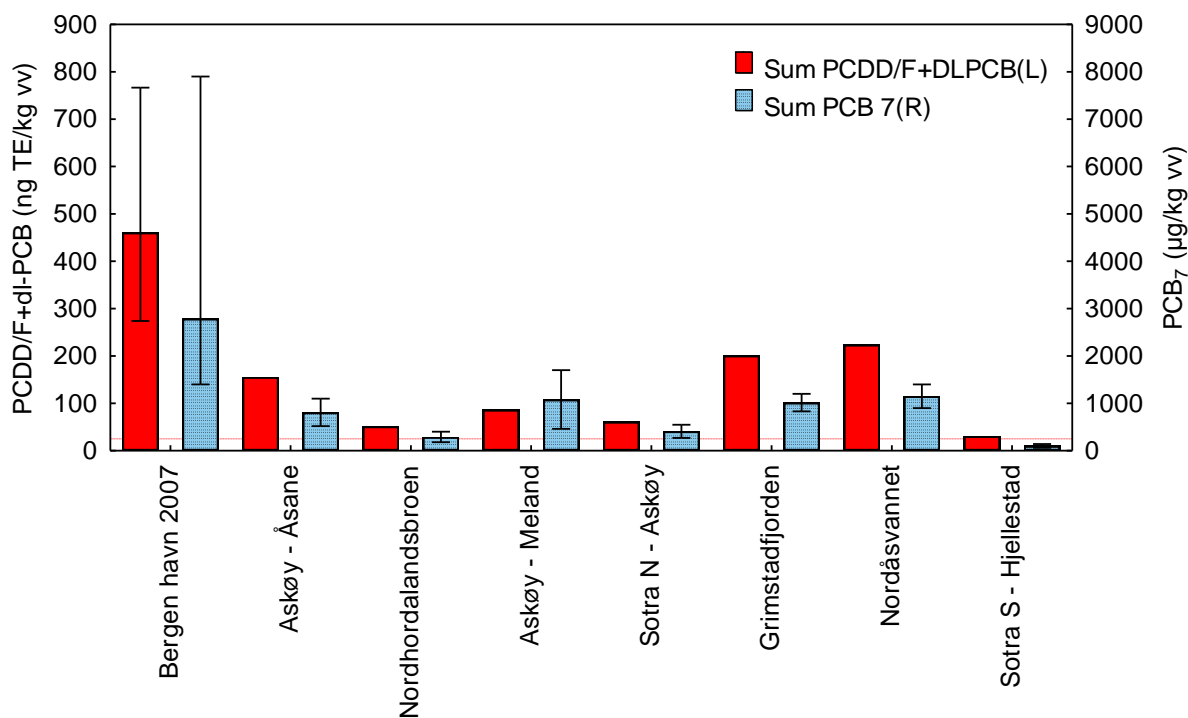
SFT har klassifisert grad av forurensing ut fra konsentrasjon av PCB₇ i torskelever, der konsentrasjoner under 500 µg/kg våtvekt regnes som ubetydelig-lite forurenset, mens konsentrasjoner mellom 500 og 1500 µg/kg våtvekt regnes som moderat forurenset og mellom 1500 og 4000 µg/kg våtvekt regnes som markert forurenset (Molvær, 1997).

PCB₇ i torsk

Av torsk var det bare lever som ble analysert for de organiske miljøgiftene PCB₇, dioksiner og dioksinlignende PCB og PAH. Torskelever var materialet med høyeste innholdet av PCB₇, og konsentrasjonen av PCB₇ i samleprøver av torskelever varierte fra 62 til 1700 µg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 694 µg/kg våtvekt (tabell 9).

Tabell 9. Konsentrasjoner (middelverdi ± standardavvik samt minste og største verdi) av ulike PCB-kongener samt summen av PCB₆ og PCB₇ (µg/kg våtvekt) i torskelever, filet av brosme, lange, lomre og ål samt brunmat av krabbe prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009.

Art organ		TORSK Lever	BROSME Filet	LANGE Filet	LOMRE Filet	ÅL Filet	KRABBE Brunmat
		----- µg/kg våtvekt -----					
	N	14	10	2	2	78	14
PCB 28	Snitt ± SD	9,61 ± 7,59	<0,06	0,10 ± 0,03	0,12 ± 0,08	1,51 ± 1,29	1,26 ± 1,02
	Min - maks	2,5 - 23		0,08 - 0,12	0,06 - 0,17	0,25 - 5,8	0,22 - 3,7
PCB 52	Snitt ± SD	38,6 ± 55,9	<0,09	0,21 ± 0,01	0,31 ± 0,25	5,22 ± 4,51	
	Min - maks	5,5 - 220		0,20 - 0,22	0,13 - 0,49	0,66 - 26	<0,09 - 0,78
PCB 101	Snitt ± SD	87,2 ± 115,3		0,42 ± 0,04	0,40 ± 0,30	5,65 ± 5,20	2,62 ± 2,34
	Min - maks	9,0 - 460	<0,09 - 0,24	0,39 - 0,45	0,18 - 0,61	0,56 - 26	0,27 - 9,3
PCB 118	Snitt ± SD	127 ± 103		0,69 ± 0,08	0,56 ± 0,32	9,89 ± 6,78	12,6 ± 10,5
	Min - maks	8,6 - 340	<0,09 - 0,30	0,63 - 0,75	0,33 - 0,78	1,0 - 33	1,2 - 39
PCB 138	Snitt ± SD	159 ± 109	0,54 ± 0,31	0,81 ± 0,20	0,81 ± 0,42	16,1 ± 14,4	18,3 ± 14,6
	Min - maks	13 - 350	0,14 - 1,0	0,67 - 0,95	0,51 - 1,1	1,4 - 73	2,5 - 47
PCB 153	Snitt ± SD	223 ± 148	0,62 ± 0,31	0,92 ± 0,25	0,98 ± 0,46	18,2 ± 15,8	20,3 ± 15,7
	Min - maks	19 - 540	0,18 - 1,1	0,74 - 1,1	0,65 - 1,3	1,5 - 85	3,1 - 51
PCB 180	Snitt ± SD	50,8 ± 42,2		0,20 ± 0,06	0,18 ± 0,05	4,25 ± 4,55	4,15 ± 3,77
	Min - maks	3,6 - 160	<0,15 - 0,27	0,16 - 0,24	0,14 - 0,21	0,26 - 18	0,49 - 14
∑PCB ₆	Snitt ± SD	569 ± 406	1,37 ± 0,79	2,66 ± 0,59	2,78 ± 1,56	51,0 ± 40,8	46,8 ± 35,2
	Min - maks	54 - 1300	0,32 - 2,6	2,2 ± 3,1	1,7 ± 3,9	5,7 - 210	6,7 - 120
∑PCB ₇	Snitt ± SD	694 ± 506	1,63 ± 0,81	3,35 ± 0,64	3,30 ± 1,84	60,8 ± 47,2	59,2 ± 45,1
	Min - maks	62 - 1700	0,51 - 2,9	2,9 - 3,8	2,0 - 4,6	6,7 - 250	7,9 - 150



Figur 9. Konsentrasjoner av sum PCB₇ (µg/kg våtvekt) samt sum dioksiner og dioksinlignende PCB (sum PCDD/F+dl-PCB, ng 1998-TE-kg våtvekt) i lever av torsk fanget ved ulike lokaliteter i denne undersøkelsen og i Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2008). Søylene viser gjennomsnitt, minste og største verdi i samleprøver. Den røde stiplede linjen viser grenseverdien for sum PCDD/F+dl-PCB i fiskelever på 25 ng TE/kg våtvekt.

Konsentrasjonene av PCB₇ i lever av torsk fra Bergensområdet var klart høyere enn hos villfanget torsk fra Barentshavet, prøvetatt i perioden 2006-2008, der gjennomsnittskonsentrasjoner av PCB₇ i torskelever varierte fra 39 til 165 µg/kg våtvekt, med opp til 680 µg/kg våtvekt i lever fra enkeltfisk (Sunnanå m. fl., 2009).

I figur 9 er det vist hvordan konsentrasjonene av PCB₇ i torskelever varierte mellom de ulike lokalitetene som var med i denne undersøkelsen og områder sentralt i Bergen der det ble gjort analyser i torskelever i 2007. Det var helt klart høyere konsentrasjon av PCB i sentrale områder i Bergen (1400 til 7900 µg/kg våtvekt) enn i de områdene i ytterkant av kystholdsrådet som gjelder for fiskelever. Laveste konsentrasjon av PCB₇ i torskelever ble målt hos torsk fra området Sotra Sør – Hjellestad, der gjennomsnittskonsentrasjon av PCB₇ var på 100 µg/kg våtvekt.

Den høyeste gjennomsnittskonsentrasjonen av PCB₇ i denne undersøkelsen var i torskelever fra Nordåsvannet, med 1150 µg/kg våtvekt, og største og minste verdi var på henholdsvis 900 og 1400 µg/kg våtvekt. Den høyeste konsentrasjonen i en enkelt samleprøve ble imidlertid målt i en av samleprøvene fra området Askøy – Meland, med 1700 µg/kg våtvekt.

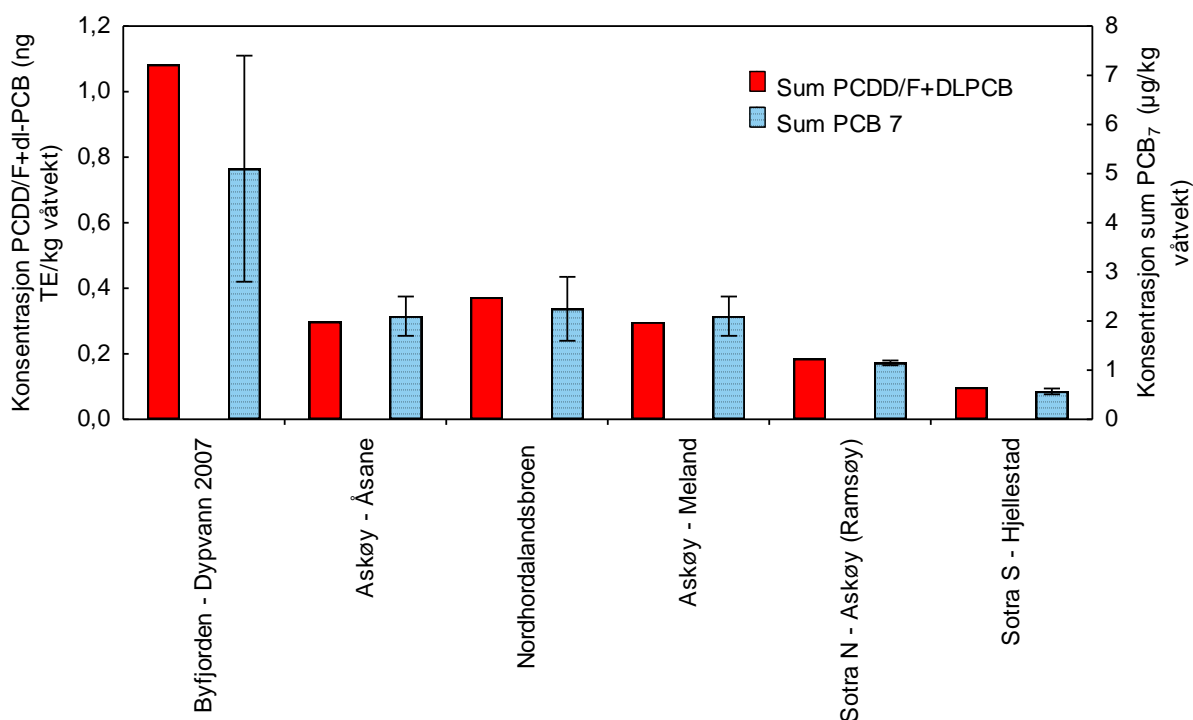
Ut fra SFTs klassifiseringsgrenser for forurensning ville områdene Nordhordalandsbroen, Sotra Nord – Askøy og Sotra Sør – Hjellestad komme i klasse I ubetydelig – lite forurenset, mens de øvrige lokalitetene i denne undersøkelsen ville bli klassifisert som moderat forurenset. De fleste av lokalitetene i Bergen havn prøvetatt i 2007 kom inn under kategorien markert forurenset, mens gjennomsnittskonsentrasjonen fra Store Lungegårdsvann på 4900 µg/kg våtvekt indikerte at denne lokaliteten var sterkt forurenset (figur 9).

Kongenerne som dominerte var PCB-153, fulgt av PCB-138 og PCB-118 (tabell 9). Dette er samme kongenerprofil som i Bergen havn i 2007.

Tidligere undersøkelser av PCB₇ i torskelerver fra fjordområder rundt Bergen har vist stort sett noe høyere konsentrasjoner enn det som ble funnet i denne undersøkelsen. I området i Åstveitvågen har det tidligere vært målt konsentrasjoner på henholdsvis 2400 µg/kg våtvekt (Skei m. fl. , 1994) og 1463 µg/kg våtvekt (Madsen m. fl. , 2001), mens vi fant konsentrasjoner fra 520 til 1100 µg/kg våtvekt. Tilsvarende ble det i 2000 funnet en konsentrasjon på 1932 µg/kg våtvekt i Grimstadfjorden (Madsen m. fl. , 2001), der vi fikk konsentrasjoner på mellom 830 og 1200 µg/kg våtvekt i denne undersøkelsen. I Herdlefjorden (Askøy – Meland) ble det funnet en PCB₇-konsentrasjon i torskelerver i 1994 på 2252 µg/kg våtvekt, noe som er høyere enn det vi fant i dette området nå, med 830 og 1700 µg/kg våtvekt. På den annen side viste denne undersøkelsen noe høyere konsentrasjon av PCB₇ i torskelerver fra Nordåsvannet, sammenliknet med undersøkelsen fra 1994 (Skei m. fl. , 1995). Utenfor det tildekkede området i Kollevåg er det i perioden 2004-2008 registrert konsentrasjoner av PCB₇ i torskelerver mellom 220 og 730 µg/kg våtvekt (Vassenden og Johannessen, 2008), og det er i samme område som det vi fant i lever av torsk fra Sotra Nord – Askøy.

PCB₇ i brosme, lange og lomre

Konsentrasjonen av PCB₇ i samleprøver av brosmefilet varierte fra 0,51 til 2,9 µg/kg våtvekt (tabell 9). Brosme fra lokaliteten Sotra Sør – Hjellevstad hadde lavest gjennomsnittlig konsentrasjon av PCB₇, med 0,57 µg/kg våtvekt, mens Askøy – Meland, Askøy – Åsane og Nordhordalandsbroen hadde rundt 2,1 – 2,3 µg/kg våtvekt i snitt (figur 7). Brosme fra Sotra Nord – Askøy hadde et snitt på 1,2 µg/kg våtvekt. Disse konsentrasjonene var lavere enn det som ble målt i brosmeprøvetatt på dypt vann utenfor Bergen havn i 2007, der gjennomsnittskonsentrasjon av PCB₇ var på 5,1 µg/kg våtvekt. Det var likevel høyere enn det som har vært målt i brosmepreparater fra antatt uforurensede områder, der gjennomsnittskonsentrasjoner av PCB₇ i 1997 og 2005 var på henholdsvis 0,6 og 0,41 µg/kg våtvekt.



Figur 10. Konsentrasjoner av PCB₇ (µg/kg våtvekt; høyre akse) og summen av dioksiner og dioksinlignende PCB (ng TE/kg våtvekt; venstre akse) i fileten av brosmepreparater i ulike områder rundt Bergen i 2009 og på dypt vann i byfjorden i 2007.

Både lange fra Grimstadvfjorden og lomre fra Nordåsvannet hadde noe høyere konsentrasjoner av PCB₇ i filet enn brosmene analysert i denne undersøkelsen, med gjennomsnitt på henholdsvis 3,4 og 3,3 µg/kg våtvekt (tabell 9). I Bergen havn i 2007 var gjennomsnittlig konsentrasjon av PCB₇ i lange 4,4 µg/kg våtvekt.

Verken brosmen eller lange har vært inkludert i tidligere undersøkelser av PCB i fjordområdene rundt Bergen, mens det ble gjort analyser av flyndre fra Nordåsvannet i 1994 (Skei m. fl. , 1995) og 2000 (Madsen m. fl. , 2001). Da ble det funnet konsentrasjoner på henholdsvis 18 og 6 µg/kg våtvekt i flyndrefilet, som er noe høyere enn det vi fant i lomrefilet. Ved de tidligere undersøkelsene ble det imidlertid analysert på en samleprøve bestående av ulike flyndrearter, og resultatene er dermed ikke direkte sammenlignbare med våre.

PCB₇ i ål

Konsentrasjoner av PCB₇ i filet av individuelle ål varierte fra 6,7 til 250 µg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt ± standardavvik på 61 ± 47 µg/kg våtvekt (tabell 9).

Gjennomsnittskonsentrasjonene av PCB₇ for de ulike stasjonene varierte fra 24 µg/kg våtvekt ved Hjellevstad til 128 µg/kg våtvekt i Åsane (Åstveitvågen) (tabell 10).

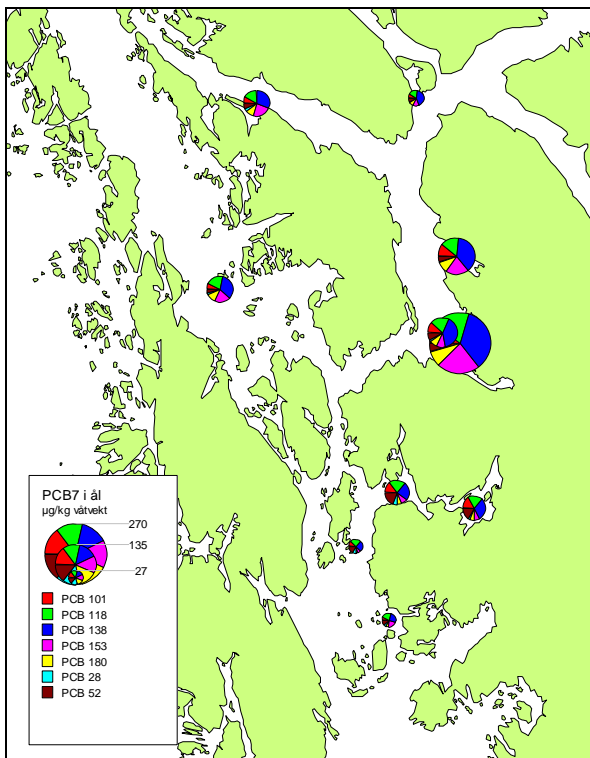
Konsentrasjonene av PCB₇ målt i ål i denne undersøkelsen var betydelig lavere enn de som ble målt i ål fra Bergen havn i 2007, der gjennomsnittet for ål fra alle lokalitetene unntatt den på dypt vann var på 300 µg/kg våtvekt (tabell 10). Ål fra Åsane hadde likevel høyere gjennomsnittskonsentrasjon enn ål fra dypt vann nær Bergen havn. De to sørligste lokalitetene ved Hjellevstad og Flesland var de som hadde lavest konsentrasjon av PCB₇ (figur

Tabell 10. Konsentrasjoner av PCB₆ og PCB₇ (µg/kg våtvekt) i ål fanget i ulike områder rundt Bergen i 2009 og 2007. Gjennomsnitt ± standardavvik, minste og største verdi er vist for hvert område.

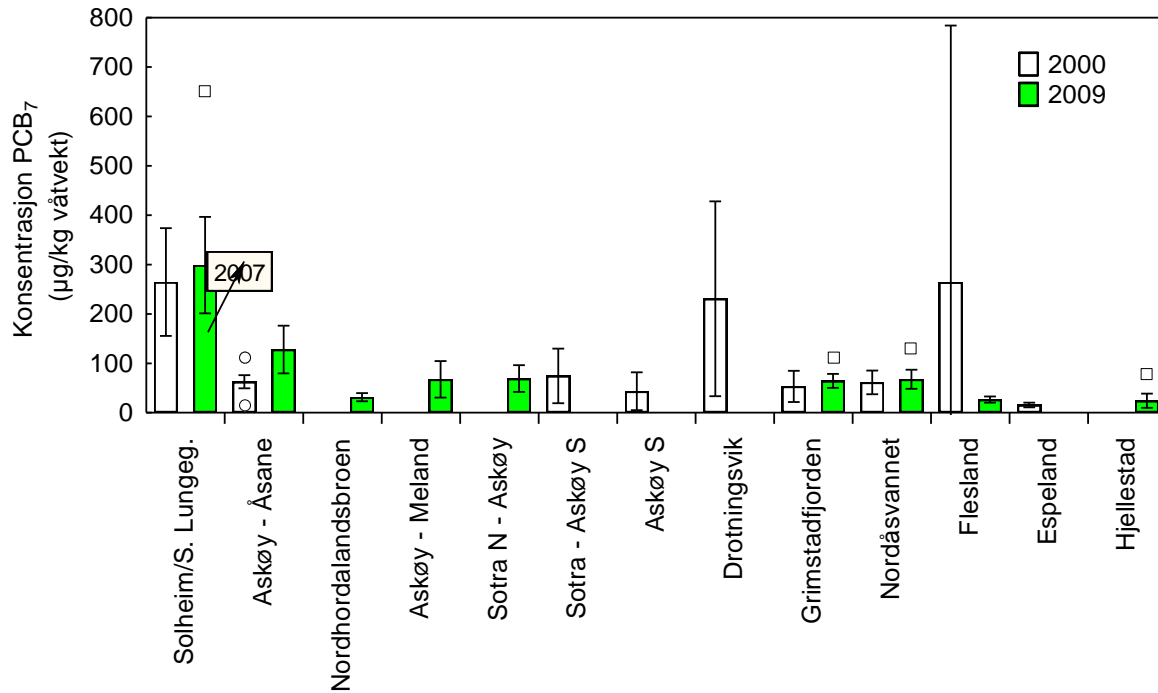
Område	N		PCB ₆ (µg/kg våtvekt)	PCB ₇ (µg/kg våtvekt)
Bergen havn (2007) (Måge og Frantzen, 2008)	40	Snitt ± SD	250 ± 150	300 ± 190
		Min - maks	54 - 710	66 - 920
Byfjorden – Dypvann (2007)	10	Snitt ± SD	80 ± 22	95 ± 26
		Min - maks	32 - 100	38 - 130
Askøy - Meland	10	Snitt ± SD	58 ± 44	68 ± 52
		Min - maks	10 - 130	12 - 160
Nordhordalandsbroen	10	Snitt ± SD	27 ± 10	32 ± 12
		Min - maks	9,2 - 39	11 - 48
Sotra N - Askøy	10	Snitt ± SD	57 ± 31	69 ± 38
		Min - maks	23 - 110	28 - 140
Askøy - Åsane	10	Snitt ± SD	110 ± 58	128 ± 67
		Min - maks	39 - 210	46 - 250
Grimstadvfjorden	10	Snitt ± SD	52 ± 15	64 ± 20
		Min - maks	34 - 84	43 - 110
Nordåsvannet	10	Snitt ± SD	57 ± 24	68 ± 27
		Min - maks	33 - 110	41 - 130
Flesland	8	Snitt ± SD	21 ± 6	27 ± 8
		Min - maks	14 - 32	17 - 41
Sotra S - Hjellevstad	10	Snitt ± SD	19 ± 15	24 ± 20
		Min - maks	5,7 - 59	6,7 - 77

11 og 12), og kanskje er de nordlige lokalitetene mest påvirket av PCB-forurensningen fra Bergen havn fordi hovedstrømretningen er fra sør mot nord.

PCB₇-kongenerne som dominerte i Bergen havn og nordover var PCB 138, PCB 118 og PCB 153 (figur 11). Disse utgjorde til sammen om lag 75 % av PCB₇. I Grimstadvfjorden (utenfor Håkonsvern) og i Nordåsvannet var det en litt annen sammensetning, med et relativt stort innslag av PCB 52 og PCB 101 og en mye mindre andel PCB 153. Den ulike sammensetningen tyder på at forurensningskilden i dette området er en annen enn den i Bergen havn og nordover. Forurensningskilden her er mest sannsynlig marinebasen på Haakonsvern, der det tidligere ble avdekket stor grad av PCB-forurensning. Opprensning av sedimentene har blitt gjennomført ved Haakonsvern, og var fullført i 2002 (Johnsen m. fl., 2003). Analyser av blåskjell fra Haakonsvern og området rundt viser at det var en betydelig nedgang av PCB₇-forurensning i vannmassene i området i perioden 2001 til 2003 (Vassenden m. fl., 2004).



Figur 11. Gjennomsnittskonsentrasjoner av PCB₇ (µg/kg våtvekt) i filet av ål (*Anguilla anguilla*) fra ulike lokaliteter i Bergensområdet prøvetatt og analysert i 2007 (Bergen havn og Byfjorden – Dypvann; Måge og Frantzen, 2008) og i 2009 (de øvrige områdene). De ulike sektorene representerer den relative mengden ulike PCB-kongener, som vist.



Figur 12. Konsentrasjoner av PCB₇ (µg/kg våtvekt) i filet av ål fanget i ulike områder i 2000 (hvit) og 2009 (grønn). Ål fra Solheimsviken/Store Lungegårdsvann ble prøvetatt i 2007. Gjennomsnitt ± 95 % konfidensintervall er vist, og punktene over og under søylene er ekstremverdier når disse går utover konfidensintervallet.

En sammenligning av PCB₇-data for ål analysert i 2000 (Bøe m. fl., 2001) og denne undersøkelsen viser at konsentrasjonene av PCB₇ har vært bemerkelsesverdig stabile fra 2000 til 2009 (figur 11). Et mulig unntak er området Askøy – Åsane, der nivået av PCB₇ i ål var noe høyere i 2009 enn i 2000. Ved Flesland var gjennomsnittskonsentrasjonen i 2000 derimot mye høyere i 2000 enn i 2009, men i 2000 var det også ekstremt stor variasjon, fra 9,0 til 1000 µg/kg våtvekt, slik at forskjellen ikke var statistisk signifikant. I 2000 var det også noe høyt nivå av PCB₇ i ål fra Drotningvik, men vi har ikke data fra dette området i 2009 som det er naturlig å sammenligne med.

Noe som kan være verdt å merke seg er at konsentrasjonen av PCB₇ i ål fra Grimstadfjorden og Nordåsvannet ikke har endret seg fra 2000 til 2009, til tross for opprensningen ved Haakonsvern som var fullført i 2002.

Når vi sammenligner med data fra hovedfagsoppgaven til Myhre (1998), som var den som utløste det opprinnelige kostholdsrådet og fiskeforbudet for ål i Bergensområdet, var det klart høyere PCB₇-konsentrasjoner ved hans prøvetaking i 1996 enn i både 2000 og 2009. Dette kan i det minste delvis skyldes at prøvetakingen den gang ble gjort nærmere kjente utslippskilder, og delvis at det i mellomtiden har blitt foretatt opprensningstiltak eller tildekking i disse områdene. Myhre (1998) fant konsentrasjoner ved Knappen, Haakonsvern, Kollevågen og Florvåg på henholdsvis 180, 660, 1100 og 1800 µg/kg våtvekt. Ved referansestasjonene fant han konsentrasjoner på 19, 43 og 97 µg/kg våtvekt, som er mer på nivå med våre resultater. Resultatene hans fra Bergen havn stemmer også godt overens med våre resultater for ål fra Bergen havn i 2007.

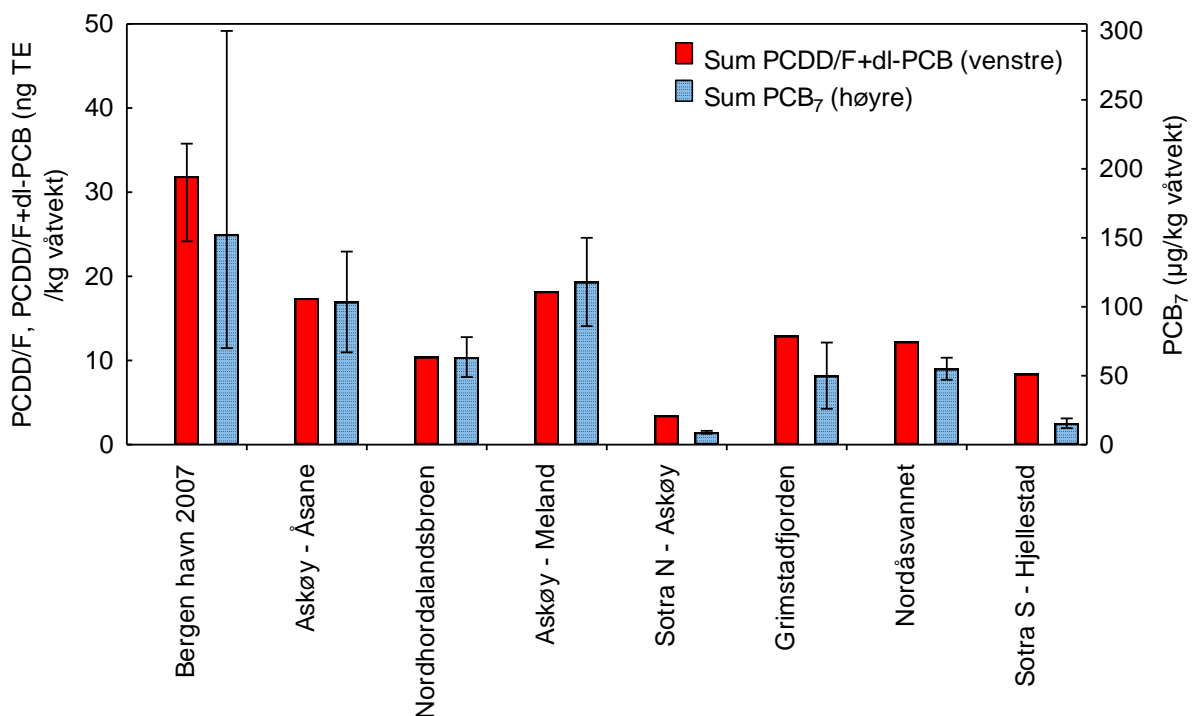
Det kan se ut til at høye PCB-konsentrasjoner i ål er et lokalt fenomen, og at nivået generelt i området med kostholdsråd er mye lavere enn nær forurensningskildene.

PCB₇ i krabbe

Konsentrasjonen av PCB₇ i samleprøver av brunmat av taskekrabbe varierte fra 7,9 til 150 µg/kg våtvekt med middelerverdi ± standardavvik på 59 ± 45 µg/kg våtvekt (tabell 9).

De høyeste PCB₇-konsentrasjonene i taskekrabbe ble funnet i områdene Askøy – Åsane (Åstveitvågen) og Askøy – Meland, der gjennomsnittskonsentrasjonene var på henholdsvis 104 og 118 µg/kg våtvekt (figur 13), noe som ikke var betydelig lavere enn det som ble målt i krabbe fra Bergen havn i 2007. Krabbe fra området Sotra Nord – Askøy hadde lavest gjennomsnittskonsentrasjon av PCB₇, med 9,0 µg/kg våtvekt. PCB₇-kongenerne som dominerte i brunmat av krabbe var PCB 118, 138 og 153.

Konsentrasjonene av PCB₇ som ble målt i brunmat av krabbe i denne undersøkelsen var jevnt over lavere enn de som har vært målt i tidligere undersøkelser fra deler av det samme området, da det ble funnet konsentrasjoner av PCB₇ fra 106 til 678 µg/kg våtvekt i 1994 (Skei m. fl., 1995) og fra 20 til 152 µg/kg våtvekt i 2000 (Madsen m. fl., 2001). Det kan muligens se ut som om konsentrasjonen av PCB₇ i taskekrabbe har avtatt noe i fjordene rundt Bergen i løpet av de siste årene. Tilsvarende var imidlertid ikke tilfelle for Bergen havn, der det ble funnet konsentrasjoner av PCB₇ i taskekrabbe mellom 122 og 248 µg/kg våtvekt i 1993 (Skei m. fl., 1994), og mellom 70 og 300 µg/kg våtvekt i 2007 (Måge og Frantzen, 2008).



Figur 13. Konsentrasjoner av PCB₇ og dioksiner og dioksinlignende PCB i samleprøver av brunmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) prøvetatt ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009 og i Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2008). Gjennomsnitt ± største og minste verdi er vist.

Dioksiner og dioksinlignende PCB

Dioksiner og dioksinlignende PCB består av 29 ulike kongenere av de fire gruppene dioksiner, furaner, non-orto PCB og mono-orto PCB. Konsentrasjonene av hver av forbindelse er regnet om til toksiske ekvivalenter (WHO-1998-TE, ng/kg våtvekt) før de er summert. Ved summering er ”upperbound LOQ” benyttet, det vil si at konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen (LOQ) er satt lik LOQ.

EU har fastsatt grenseverdier for sum dioksiner og furaner (PCDD/F) og for sum dioksiner, furaner og dioksinlignende PCB (sum PCDD/F og dl-PCB). For fiskefilet er disse grenseverdiene på henholdsvis 4 og 8 ng TE/kg våtvekt.

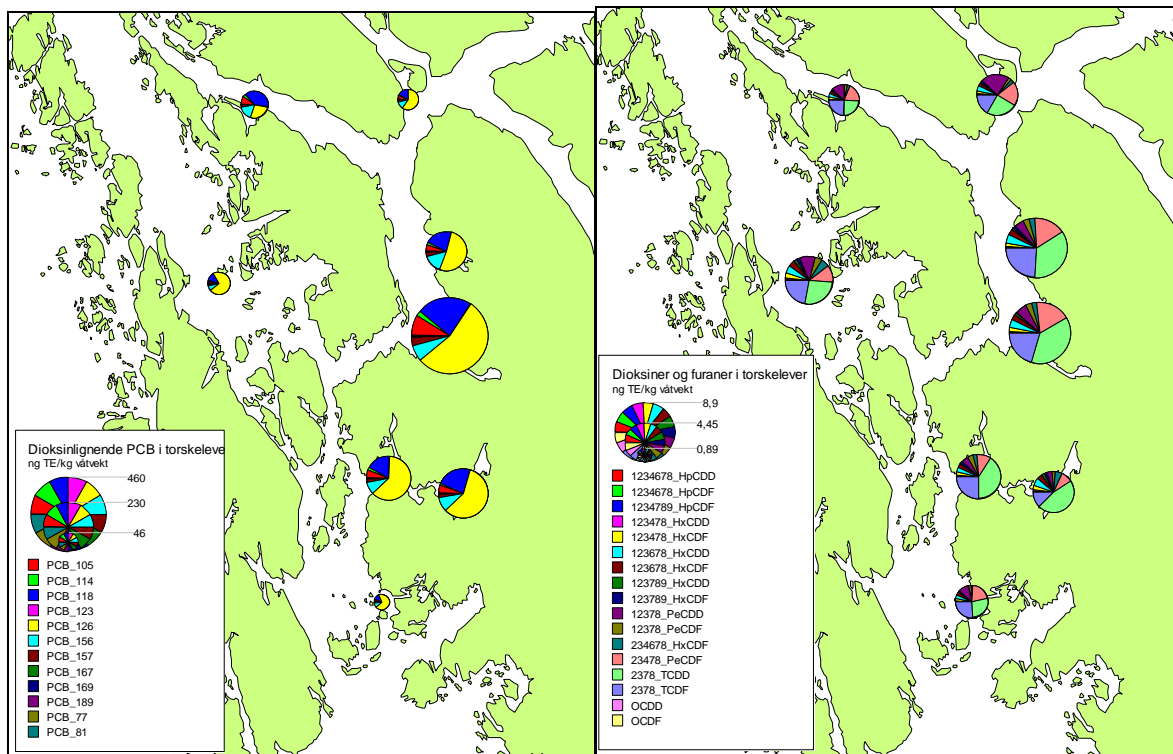
Resultatene for dioksiner og dioksinlignende PCB for samleprøver av de ulike artene er vist i tabell 11. Det er kun en samleprøve per område, der alle individer fra et område er inkludert.

Dioksiner og dioksinlignende PCB i torsk

Konsentrasjonen av summen av dioksiner og dioksinlignende PCB i lever av torsk varierte fra 31 til 220 ng TE/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 116 ng TE/kg våtvekt (tabell 11). Det vil si at samleprøvene fra alle områdene hadde konsentrasjoner over EUs grenseverdi for dioksiner og dioksinlignende PCB i torskelever på 25 ng TE/kg våtvekt. Konsentrasjonene var likevel betydelig lavere enn det som ble målt i lever av torsk fra Bergen havn i 2007, der gjennomsnitt, minste og største verdi var henholdsvis 461, 270 og 770 ng TE/kg våtvekt (figur 9). Det er ikke uvanlig at lever fra torsk kan ha konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB over EUs øvre grenseverdi. I lever av torsk prøvetatt i Barentshavet fra 2006 til 2008 varierte gjennomsnittskonsentrasjonene av dioksiner og dioksinlignende PCB fra 5,5 til 28 ng TE/kg våtvekt, med den høyeste konsentrasjonen i en enkelt fisk på 110 ng TE/kg våtvekt.

Tabell 11. Samledata for dioksiner og dioksinlignende PCB i torskelever, filet av brosme, lange, lomre og ål, samt brunmat av taskekrabbe fra fjordområdene rundt Bergen, ng 1998-TE /kg våtvekt. Summene er basert på ”upper bound LOQ”.

Art		Torsk	Brosme	Lange	Lomre	Ål	Krabbe
Organ		Lever	Filet	Filet	Filet	Filet	Brunmat
		----- ng TE/kg våtvekt -----					
	N	7	5	1	1	8	7
Mono-orto PCB	Snitt ± sd	48,8 ± 33,9	0,115 ± 0,060	0,24	0,24	3,40 ± 1,53	3,98 ± 2,68
	Min - maks	8,8 - 92	0,033 - 0,18			1,4 - 5,7	0,40 - 8,0
Non-orto PCB	Snitt ± sd	61,9 ± 46,4	0,135 ± 0,049	0,23	0,42	4,04 ± 1,24	4,42 ± 1,79
	Min - maks	19 - 130	0,064 - 0,20			2,0 - 5,7	1,3 - 6,2
PCDD	Snitt ± sd	2,41 ± 0,97	0,034 ± 0,003	0,030	0,070	0,685 ± 0,259	1,44 ± 0,40
	Min - maks	1,2 - 3,9	0,031 - 0,038			0,38 - 1,2	0,69 - 1,9
PCDF	Snitt ± sd	2,56 ± 1,13	0,030 ± 0,006	0,014	0,13	0,582 ± 0,187	2,03 ± 0,50
	Min - maks	1,6 - 4,7	0,024 - 0,039			0,29 - 0,88	1,1 - 2,6
dl-PCB	Snitt ± sd	111 ± 76	0,250 ± 0,109	0,47	0,66	7,12 ± 2,63	8,39 ± 4,36
	Min - maks	28 - 220	0,10 - 0,37			3,4 - 10	1,7 - 14
PCDD/F	Snitt ± sd	4,97 ± 2,02	0,064 ± 0,005	0,044	0,20	1,27 ± 0,42	3,47 ± 0,89
	Min - maks	2,8 - 8,6	0,057 - 0,070			0,79 - 2,0	1,8 - 4,5
PCDD/F+dl-PCB	Snitt ± sd	116 ± 77	0,314 ± 0,109	0,78	0,86	8,71 ± 2,91	11,9 ± 5,1
	Min - maks	31 - 220	0,16 - 0,44			4,2 - 12	3,5 - 18



Figur 14. Konsentrasjoner av A) dioksinlignende PCB og B) dioksiner (ng 1998-TE/kg våtvekt) i lever av torsk (*Gadus morhua*) fanget i ulike deler av Bergensområdet i 2009, samt i Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2008)

Mono-orto og non-orto PCB utgjorde størstedelen av den totale summen av dioksiner og dioksinlignende PCB, med gjennomsnittskonsentrasjoner på henholdsvis 49 og 62 ng TE/kg våtvekt (tabell 11), og konsentrasjonene av dioksinlignende PCB varierte mellom lokalitetene omtrent på samme måte som for PCB₇ (figur 9 og 14). De høyeste konsentrasjonene av dioksinlignende PCB i denne undersøkelsen ble målt i lever av torsk fra Grimstadfjorden og Nordåsvannet, og den laveste i lever av torsk fra området Sotra Sør – Hjellestad.

Konsentrasjonen av dioksiner (summen av dioksiner og furaner, PCDD/F) varierte fra 2,8 til 8,6 ng TE/kg våtvekt, noe som er under 15 ng TE/kg våtvekt som er øvre grense for SFTs klasse I, ubetydelig til lite forurenset (Molvær, 1997). Det samme var tilfelle for torsk fra Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2007). Den høyeste konsentrasjonen av dioksiner i denne undersøkelsen ble målt i lever av torsk fra Åsane, mens de to laveste, på 2,8 og 2,9 ng TE/kg våtvekt, ble målt i lever av torsk fra henholdsvis Sotra Sør – Hjellestad og Askøy – Meland.

Dioksiner og dioksinlignende PCB i brosme, lange og lomre

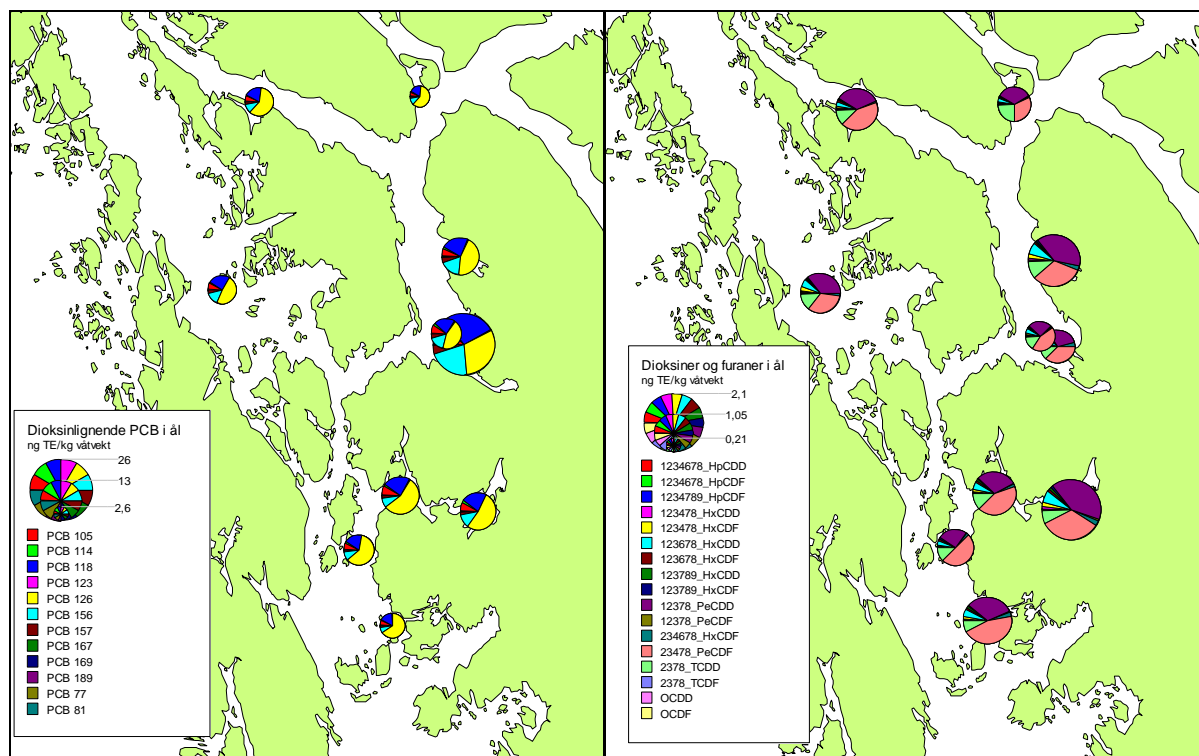
Konsentrasjonene av dioksiner og dioksinlignende PCB var lave i de samleprøvene av brosme, lange og lomre som ble analysert, med konsentrasjoner opp til 0,44 ng TE/kg våtvekt hos brosme, og konsentrasjoner på henholdsvis 0,78 og 0,86 ng TE/kg våtvekt hos henholdsvis lange fra Grimstadfjorden og lomre fra Nordåsvannet (tabell 11). Til sammenligning ble det i 2007 funnet konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB på henholdsvis 1,2 og 1,1 ng TE/kg våtvekt i filet av brosme og lange fanget på dypt vann i Byfjorden (Måge og Frantzen, 2008). Nivået av dioksiner og dioksinlignende PCB i brosme fra Bergensområdet er likevel noe høyere enn det vi har funnet i brosme fra uforurensete områder, analysert for Sjømatdata (www.nifes.no/sjømatdata og foreløpig upubliserte data).

Dioksiner og dioksinlignende PCB i ål

Konsentrasjonen av sum dioksiner og dioksinlignende PCB i filet av ål prøvetatt i Bergensområdet i 2009 varierte fra 4,2 til 12 ng TE/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 8,7 ng TE/kg våtvekt (tabell 11). De to høyeste konsentrasjonene, målt i Nordåsvannet og i Åsane (Åstveitvågen) var begge på 12 ng TE/kg våtvekt, som er lik EUs spesielle øvre grenseverdi for dioksiner og dioksinlignende PCB i ål. Det vil si at ingen av samleprøvene av ål oversteg grenseverdien. Konsentrasjonene var betydelig lavere i området rundt Bergen enn det som ble målt i ål fra Bergen havn i 2007, der gjennomsnittskonsentrasjonen var 22 ng TE/kg våtvekt og den høyeste konsentrasjonen var 31 ng TE/kg våtvekt (Måge og Frantzen 2008).

Det var dioksinlignende PCB som dominerte den totale konsentrasjonen av sum dioksiner og dioksinlignende PCB, og da særlig PCB 126 og 156 som er non-orto PCBer samt PCB 118 som er en mono-orto PCB (figur 15). Høyest konsentrasjon av dioksinlignende PCB ble målt i ål fra Grimstadvfjorden, Nordåsvannet og Åsane, hver med 10 ng TE/kg våtvekt, og de laveste konsentrasjonene ble målt ved Nordhordalandsbroen og ved Hjellestad, med henholdsvis 3,4 og 4,8 ng TE/kg våtvekt.

Ser man på detaljer, ser man at det ikke var spesielt høye konsentrasjoner av dioksiner og furaner i ål fra Bergensområdet. Konsentrasjon av summen av dioksiner og furaner (PCDD/F) i ål varierte fra 0,79 til 2,0 ng TE/kg våtvekt, og dette er ikke spesielt høyt sammenlignet med ål fra antatt uforurensede områder som har blitt analysert for Sjømatdata (www.nifes.no/sjomatdata). Konsentrasjonen av dioksiner var likevel jevnt over noe høyere enn det som ble målt i ål fra Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2008), og variasjonen mellom lokaliteter var litt annerledes enn for PCB (figur 15). De to høyeste dioksinkonsentrasjonene ble målt i ål fra henholdsvis Nordåsvannet og Åsane, og lavest konsentrasjon ble målt i ål fra området ved Nordhordalandsbroen. De dominerende kongerne var 1,2,3,7,8-PeCDD (dioksin) og 2,3,4,7,8-PeCDF (furan).



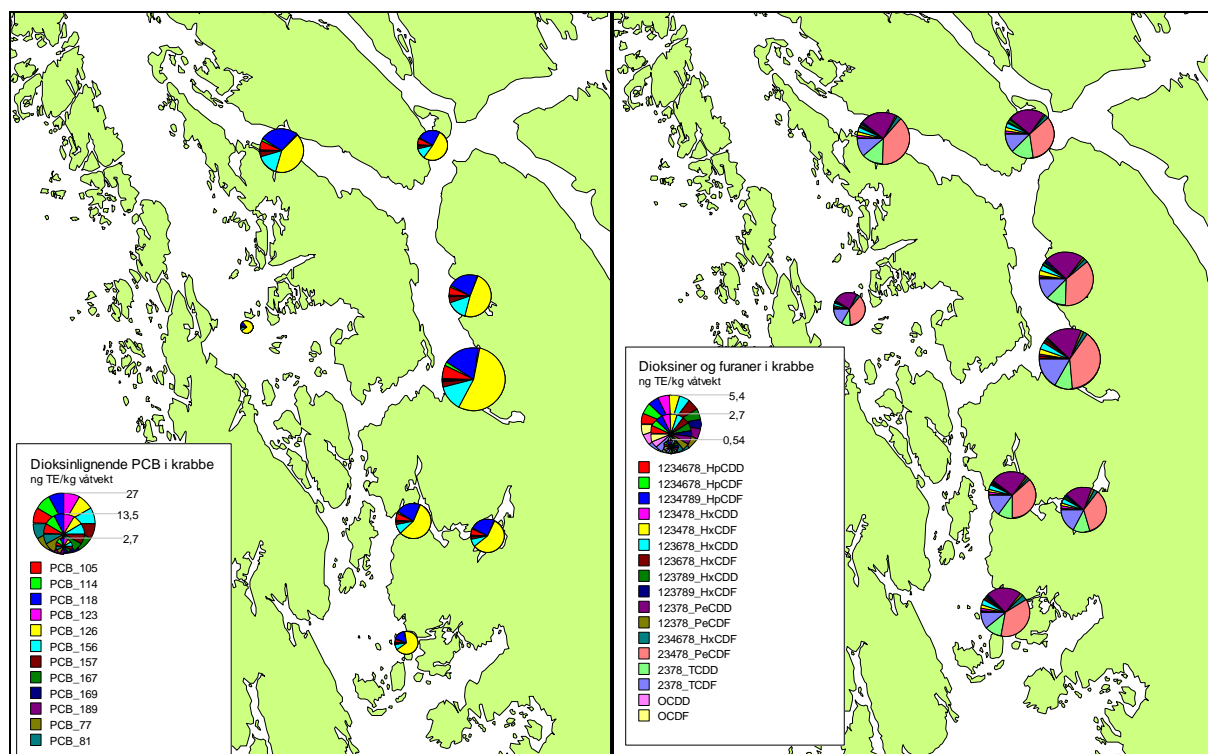
Figur 15. Variasjon i konsentrasjon av A) dioksinlignende PCB og B) dioksiner og furaner i ål (*Anguilla anguilla*) fanget i Bergensområdet i 2009 og i Bergen havn og på dypt vann i Byfjorden i 2007 (Måge og Frantzen, 2008).

Dioksiner og dioksinlignende PCB i krabbe

Konsentrasjon av dioksiner og dioksinlignende PCB i brunmat (hepatopancreas) av taskekrabbe fra området rundt Bergen i 2009 varierte fra 3,5 til 18 mg/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 12 mg/kg våtvekt (tabell 11). I krabbe fra seks av de syv undersøkte områdene var konsentrasjonen over EUs øvre grenseverdi på 8 ng TE/kg våtvekt som gjelder for sjømat, men brunmat av krabbe er unntatt for denne grenseverdien. I alle områdene var konsentrasjonene av dioksiner og dioksinlignende PCB i brunmat av krabbe betydelig lavere enn det som ble målt i krabbe fra Bergen havn i 2007, da gjennomsnitt, minste og største verdi var på henholdsvis 32, 24 og 36 ng TE/kg våtvekt.

Det var de dioksinlignende non-orto og mono-orto PCB som dominerte den totale summen av dioksiner og dioksinlignende PCB i krabbe, med PCB-126, 118 og 156 som de dominerende kongenerne. Konsentrasjonen av dioksinlignende PCB varierte mellom områdene på samme måte som PCB₇. Den høyeste konsentrasjonen i denne undersøkelsen ble målt i krabbe fra området Askøy – Meland med 14 ng TE/kg våtvekt, og den laveste i krabbe fra området Sotra Nord – Askøy, med 1,7 ng TE/kg våtvekt (figur 16).

Konsentrasjonene av sum dioksiner varierte fra 1,8 til 4,5 ng TE/kg våtvekt, med et gjennomsnitt på 3,5 ng TE/kg våtvekt. Dette var bare litt lavere enn i krabbe fra Bergen havn, der gjennomsnittlig konsentrasjon i 2007 var 5,3 ng TE/kg våtvekt (Måge og Frantzen, 2008). Blant områdene prøvetatt i denne undersøkelsen var det i Åsane (Åstveitvågen) det var høyest konsentrasjon av dioksiner i krabbe, og lavest konsentrasjon var det i området Sotra Nord - Askøy. Krabbe fra Åsane og Askøy – Meland hadde konsentrasjoner av dioksiner som oversteg EUs øvre grenseverdi på 4,0 ng TE/kg våtvekt som gjelder for sjømat, men ikke for brunmat av krabbe. SFT klassifiserer områder med konsentrasjoner av sum dioksiner under 10 ng TE/kg våtvekt som klasse I, lite til ubetydelig forurenset (Molvær, 1997), og i henhold til



Figur 16. Variasjon i konsentrasjon (ng 1998-TE/kg våtvekt) av A) dioksinlignende PCB og B) dioksiner og furaner i brunmat av krabbe (*Cancer pagurus*) fanget i Bergensområdet i 2009 og i Bergen havn i 2007.

denne klassifiseringen var samtlige av lokalitetene i denne undersøkelsen lite til ubetydelig forurenset av dioksiner. Krabbe har en naturlig evne til å akkumulere mye fremmedstoffer i levermassen (hepatopancreas), som utgjør mesteparten av det vi kaller brunmaten, og kan derfor inneholde forholdsvis mye fremmedstoffer, som blant annet dioksiner og dioksinlignende PCB, selv i områder som regnes som uforurensede.

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

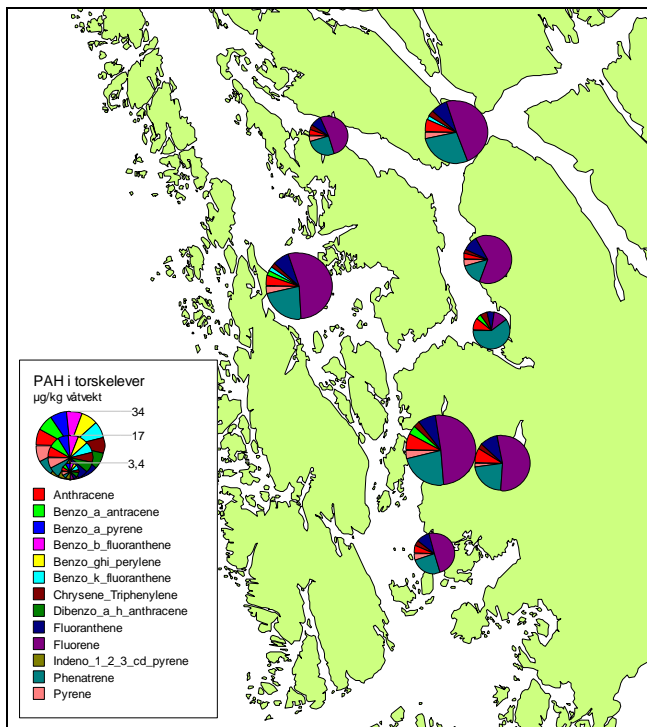
Det ble analysert for en rekke ulike PAH-forbindelser, og konsentrasjonene ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av hver av disse i torskelever, filet av ål, brosme, lange og lomre samt brunmat av krabbe og skjellmat av blåskjell prøvetatt i Bergensområdet i 2009 er vist i tabell 12. Summen av alle positivt identifiserte PAH er også gitt, der konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen er satt lik null.

PAH i torsk

Konsentrasjonen av summen av alle positivt identifiserte PAH i samleprøver av torskelever var i gjennomsnitt $22 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med variasjon fra 2,5 til $48 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (tabell 12). Det var ingen prøver av torskelever som hadde kvantifiserbare mengder av benzo(a)pyren,

Tabell 12. Konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av ulike PAH-forbindelser i torskelever, filet av brosme, lange, lomre og ål, innmat av krabbe og skjellmat av blåskjell.

Art	Torsk	Brosme	Lange	Lomre	Ål	Krabbe	Blåskjell
Prøvetype	Lever	Filet	Filet	Filet	Filet	Brunmat	Hele
N	14	10	2	2	16	13	7
Forbindelse	----- Konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt), snitt \pm sd (min – maks) -----						
Anthracen	<0,5 - 4,5	<0,5	1,25 (0,6 - 1,9)	0,6 (0,6 - 0,6)	<0,5 - 3,2	<0,5 - 0,8	$3,9 \pm 2,3$ (2,1 - 8,4)
Benzo(a)antracen	<0,5 - 1,4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 0,8	$3,59 \pm 4,09$ (0,7 - 9,7)
Benzo(a)pyren	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 5,8
Benzo(b)fluoranthen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	$3,14 \pm 4,43$ (0,6-13)
Benzo(ghi)perylene	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	$1,24 \pm 0,88$ (0,6 - 3,2)
Benzo(k)fluoranthen	<0,5 - 0,7	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 0,6	<0,5	$2,87 \pm 2,73$ (1,1 - 8,8)
Chrysen/Trifenylene	<0,5-1,1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 1,4	<0,5 - 1,0	$7,86 \pm 6,10$ (2,2 - 18)
Dibenzo(a,h)antracen	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 0,6
Fluoranthen	<0,5 - 4,1	<0,5	1,4 (1,0 - 1,8)	0,5-1,1	$2,4 \pm 1,1$ (0,5 - 4,5)	<0,5 - 1,7	$16,6 \pm 19,9$ (2,6 - 48)
Fluoren	$12,2 \pm 5,9$ (2,5 - 25)	<0,5 - 2,4	6,85 (6,5 - 7,2)	4,05 (3,2-4,9)	$12,8 \pm 5,1$ (1,7 - 21)	$6,3 \pm 3,8$ (0,8 - 12)	$67,0 \pm 11,8$ (57 - 91)
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 2,6
Fenantren	<0,5 - 11	<0,5	2,95 (2,0-3,9)	1,95 (1,7-2,2)	$5,5 \pm 2,0$ (1,0 - 8,7)	<0,5 - 4,4	$16,5 \pm 9,5$ (9,8 - 37)
Pyren	$1,0 \pm 0,5$ (0,6 - 2,3)	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5 - 1,4	<0,5 - 1,1	$9,11 \pm 10,30$ (1,1 - 29)
Sum av alle positivt identifiserte PAHer	$22,3 \pm 11,3$ (2,5 - 48)	0,0 - 2,4	12,5 (10 - 15)	7,4 (6,0 - 8,8)	$23,9 \pm 9,5$ (3,2 - 39)	$10,5 \pm 6,3$ (0,8 - 19)	133 ± 61 (83 - 250)



Figur 17. Gjennomsnittlig konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av de ulike PAH-forbindelsene registrert over kvantifiseringsgrensen i lever av torsk (*Gadus morhua*) ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009 samt i Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2008).

som er den PAH-forbindelsen som EU har satt en øvre grenseverdi for, en grenseverdi som forøvrig ikke gjelder for fiskelever. Av de PAH-forbindelsene som ble bestemt var den dominerende fluoren, med konsentrasjoner opp til $25 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, fulgt av fenantren, med opp til $11 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

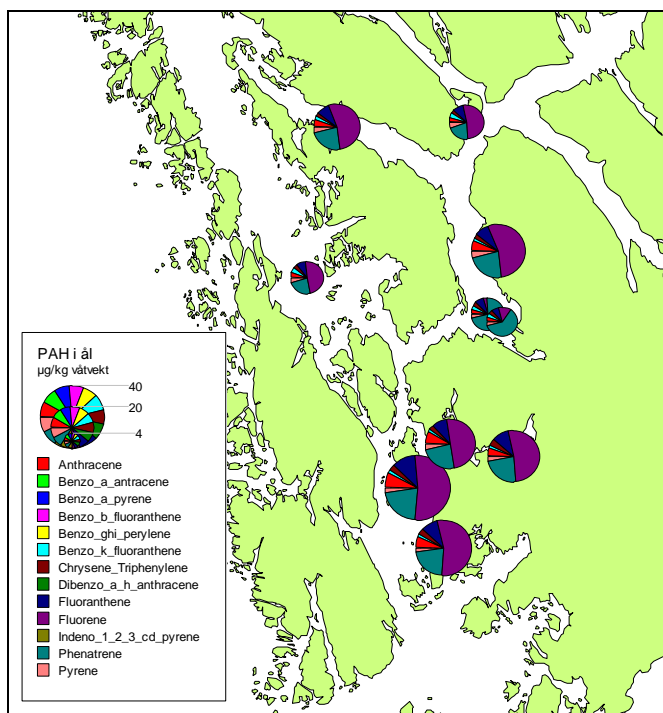
Det som er påfallende for PAH er at alle lokalitetene så nær som Askøy - Meland hadde totalkonsentrasjoner av PAH i torskeler som var høyere enn det som ble funnet i Bergen havn i 2007, der totalkonsentrasjon varierte fra $5,9$ til $13,7 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med et gjennomsnitt på $9,6 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (figur 17). Det var særlig innslaget av fluoren og fluoranten som var betydelig høyere i de ytre områdene. Områdene Grimstadfjorden, Sotra Nord – Askøy og Nordhordalandsbroen hadde de høyeste gjennomsnittskonsentrasjonene av sum PAH, med henholdsvis 33 , 31 og $29 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Det ser altså ut til å være andre forurensningskilder til PAH enn til PCB i området rundt Bergen.

PAH i brosme, lange og lomre

Konsentrasjonene i filet av brosme av alle de PAH-forbindelsene det ble analysert for var under kvantifiseringsgrensene, så nær som fluoren, som fantes i konsentrasjoner på opp til $2,4 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt i tre av områdene (tabell 12). PAH-innholdet var høyere i lange fra Grimstadfjorden og lomre fra Nordåsvannet, med gjennomsnittskonsentrasjoner av sum PAH på henholdsvis 13 og $7,4 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren var under kvantifiseringsgrensen i alle prøvene.

PAH i ål

Konsentrasjonen av summen av alle positivt identifiserte PAH (sum PAH) i ål var i gjennomsnitt $24 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med variasjon fra $3,2$ til $32 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (tabell 12).



Figur 18. Gjennomsnittlig konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av de ulike PAH-forbindelsene registrert over kvantifiseringsgrensen i filet av ål (*Angiulla anguilla*) ved ulike lokaliteter i Bergensområdet, inkludert Bergen havn og dypvann i Byfjorden i 2007.

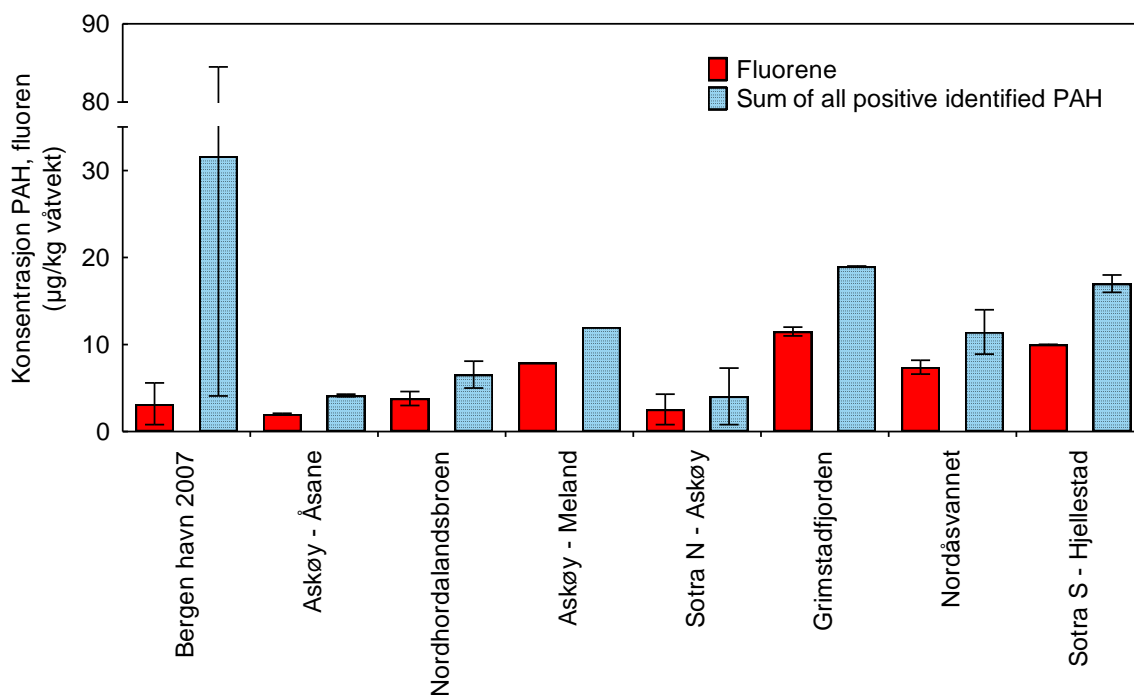
Konsentrasjonene av benzo(a)pyren, som er brukt som indikator for de karsinogene PAHene, var under kvantifiseringsgrensen i alle prøvene og dermed også godt under grenseverdien på $2 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt som gjelder for fisk. I undersøkelsen av Bergen havn i 2007, inkludert dypvann i Byfjorden, var gjennomsnittskonsentrasjonen av sum PAH i ål $8,9 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med en variasjon fra $1,9$ til $17 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Måge og Frantzen, 2008). I likhet med torskelever var altså konsentrasjonen av sum PAH jevnt over høyere i ål prøvetatt i fjordområdene rundt Bergen enn nært bykjernen (figur 18).

De høyeste konsentrasjonene av sum PAH ble målt i ål fanget ved Flesland, mens de laveste konsentrasjonene ble funnet i ål fra området Sotra Nord – Askøy og ved Nordhordalandsbroen (figur 18). Av de PAH-forbindelsene som ble bestemt, var fluoren den dominerende forbindelsen med gjennomsnittlig konsentrasjon $13 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, etterfulgt av fenantren med $5,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. I Bergen havn i 2007 var det fenantren som var den mest dominerende av PAH-forbindelsene (figur 18).

PAH i krabbe

Konsentrasjonen av alle positivt identifiserte PAH (sum PAH) i brunmat av krabbe fra Bergensområdet i 2009 var i gjennomsnitt $11 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, med en variasjon fra $0,80$ til $19 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, (tabell 12). Konsentrasjonene av indikatorforbindelsen benzo(a)pyren var under kvantifiseringsgrensen på $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt i alle prøvene.

Den mest dominerende PAH-forbindelsen i krabbe i denne undersøkelsen var fluoren, med opp til $12 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt, mens i Bergen havn i 2007 var pyren og fenantren mest dominerende (Måge og Frantzen, 2008). Mens gjennomsnittlig konsentrasjon av sum PAH var høyere i krabbe fra Bergen havn enn i de omkringliggende fjordområdene, var konsentrasjonen av fluoren høyere enn i Bergen havn både i Grimstadfjorden, Askøy – Meland, Sotra Sør - Hjellevad og Askøy – Meland (figur 19).



Figur 19. Konsentrasjon av fluoren (rød) og sum av alle PAH-forbindelser (lyseblå) analysert over kvantifiseringsgrensen (µg/kg våtvekt) i krabbe (*Cancer pagurus*) fanget i Bergensområdet i 2009 og i Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen 2008). Gjennomsnitt, minste og største verdi er vist.

PAH i blåskjell

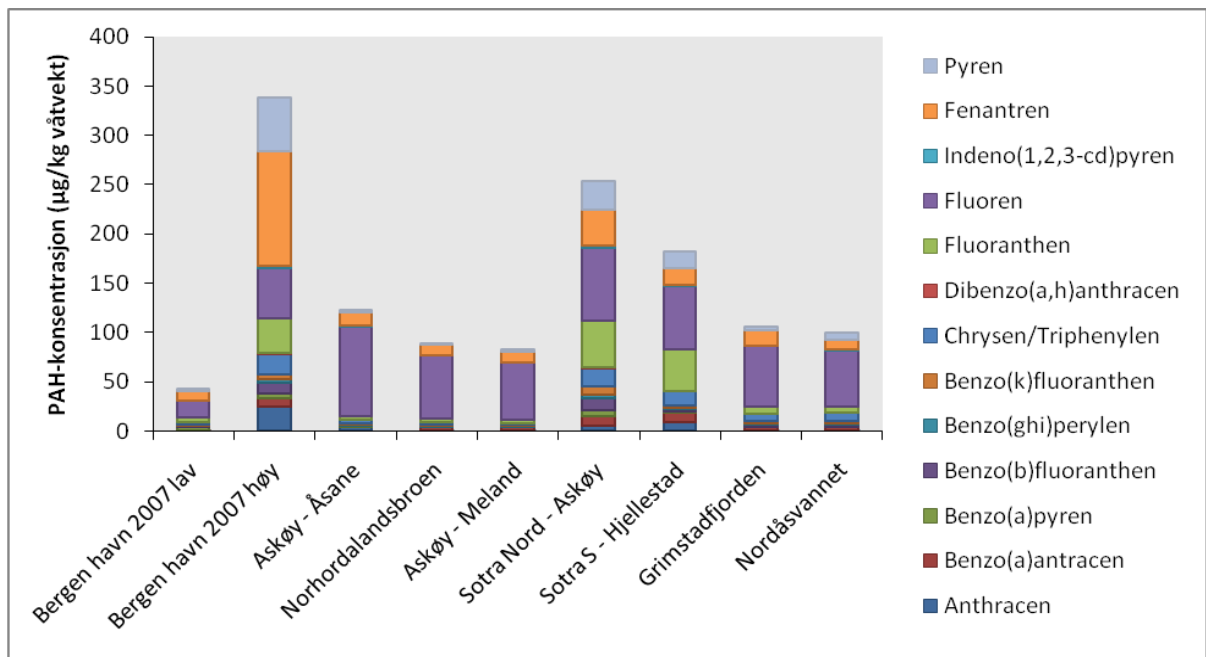
Konsentrasjonen av summen av alle positivt identifiserte PAH (sum PAH) i samleprøver av skjellmat av blåskjell fra ulike områder i og rundt Bergen i 2009 var i gjennomsnitt 133 µg/kg våtvekt, med en variasjon fra 83 til 250 µg/kg våtvekt (tabell 12). Det var altså høyere konsentrasjoner av PAH i blåskjell enn i noen av de andre artene som har vært undersøkt.

Den kreftfremkallende indikatorforbindelsen benzo(a)pyren (BaP) var til stede i konsentrasjoner fra < 0,5 til 5,8 µg/kg våtvekt, med den høyeste konsentrasjonen i blåskjell fra Ramsøy (figur 20, 21). Ellers varierte konsentrasjonene fra 0,5 til 1,3 µg/kg våtvekt ved de øvrige lokalitetene, bortsett fra ved Askøy – Meland og Nordhordalandsbroen, der BaP ikke var til stede over kvantifiseringsgrensen. Ingen prøver oversteg EUs øvre grenseverdi for BaP i skjell på 10 µg/kg våtvekt.

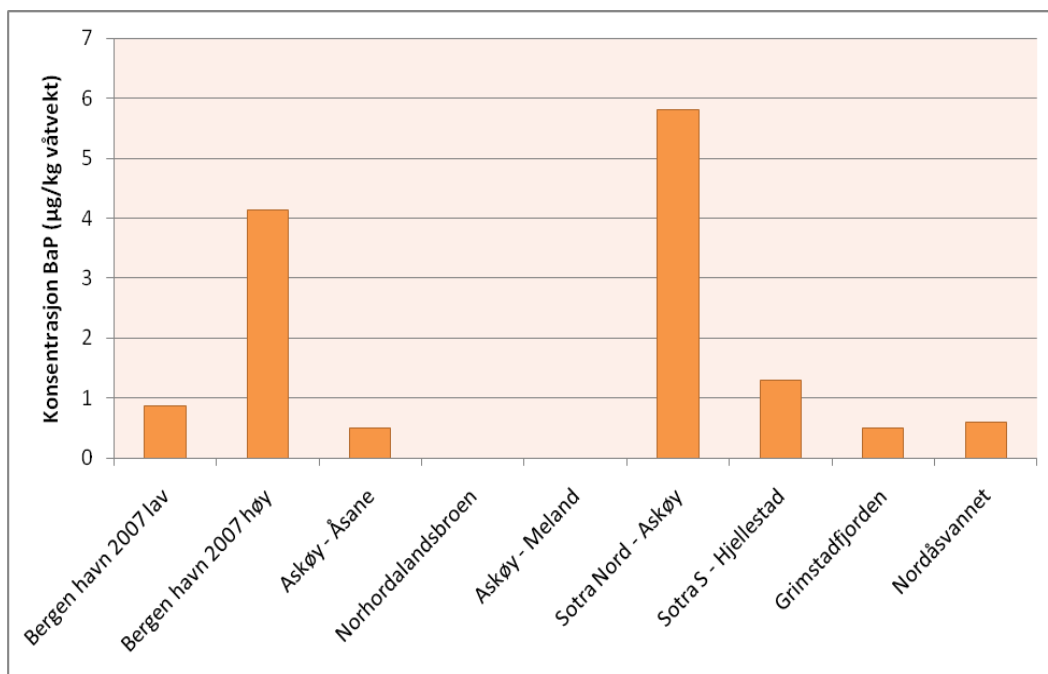
Konsentrasjonene av PAH som ble funnet i denne undersøkelsen er forholdsvis høye sammenlignet med tall fra Mattilsynets tilsynsprogram for skjell, der det i 2008 ble målt sum PAH i skjell på opp til 19 µg/kg våtvekt (Frantzen m. fl., 2009).

Ved alle lokalitetene var sum PAH i blåskjell lavere enn stasjonene med de høyeste PAH-konsentrasjonene i Bergen havn i 2007, og høyere enn stasjonene med de laveste konsentrasjonene i Bergen havn i 2007 (figur 20). Det var blåskjell fra området Sotra Nord – Askøy, nærmere bestemt ved Ramsøy, som hadde den høyeste totalkonsentrasjonen av PAH i denne undersøkelsen, og den laveste konsentrasjonen ble målt i blåskjell fra området Askøy – Meland, nærmere bestemt Hegreneset.

Som for de andre sjømatartene var fluoren den mest dominerende PAH-forbindelsen i blåskjell, med konsentrasjoner opp til 91 µg/kg våtvekt, og ellers utgjorde fluoranten et betydelig innslag ved de lokalitetene hvor det var de høyeste totalkonsentrasjonene (figur 20).



Figur 20. Gjennomsnittlig konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av de ulike PAH-forbindelsene registrert over kvantifiseringsgrensen i blåskjell (*Mytilus edulis*) ved ulike lokaliteter i Bergensområdet i 2009, samt i Bergen havn i 2007. Sistnevnte er gjennomsnitt av de tre stasjonene i 2007 med de høyeste og laveste PAH-konsentrasjonene.



Figur 21. Konsentrasjoner av Benzo(a)pyren (BaP, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) $\geq 0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt i blåskjell prøvetatt i ulike områder i og rundt Bergen i 2009, samt i Bergen havn i 2007 (Måge og Frantzen, 2008). Sistnevnte er gjennomsnitt av de tre stasjonene i 2007 med de høyeste og laveste PAH-konsentrasjonene.

Blåskjell er en vanlig forurensningsindikator, og SFT har klassifisert lokaliteter i henhold til konsentrasjon av både BaP og summen av PAH (Molvær, 1997). Ifølge SFT er lokaliteter med konsentrasjoner av BaP i blåskjell under 1 µg/kg våtvekt ubetydelig forurenset, fra 1 til 3 µg/kg våtvekt indikerer moderat forurensning, mens mellom 3 og 10 µg/kg våtvekt indikerer en markert forurenset lokalitet. Ut fra denne klassifiseringen er lokaliteten i området Sotra Sør – Hjellevad moderat forurenset, med 1,3 µg/kg våtvekt, mens Ramsøy er markert forurenset av BaP (figur 21). De øvrige lokalitetene var lite eller ubetydelig forurenset av BaP. Med hensyn til summen av alle kvantifiserbare PAH, så er under 50 µg/kg våtvekt lite til ubetydelig forurenset, 50 til 200 µg/kg våtvekt er moderat forurenset og fra 200 til 2000 er markert forurenset. Alle lokaliteter var dermed i kategorien moderat forurenset, med unntak av Ramsøy som var markert forurenset av PAH.

Oppsummering og konklusjon

Denne undersøkelsen har vært utført som en oppfølging av en tilsvarende undersøkelse som ble gjennomført for Bergen havn i 2007-2008 og som førte til noen nye kostholdsråd for de sentrumsnære områdene i byfjorden. Målet har vært å undersøke om det er faglig grunnlag for å utvide det avgrensede området som omfattes av kostholdsrådene for Bergen havn, og å undersøke om de gjeldende kostholdsrådene som gjelder ål og fiskelever i det store området rundt Bergen fortsatt bør gjelde for hele dette området.

I og med det ikke lenger gis geografisk fangstforbud må data på miljøgifter i sjømat vurderes ut fra om de konsentrasjonene man finner er over etablerte grenseverdier for hva som er lov å omsette, i de fleste tilfeller vil det si EUs øvre grenseverdier. I hovedsak kan en gå ut fra at nivåer som gir omsetningsforbud automatisk medfører kostholdsråd, men Mattilsynet kan også velge å gi kostholdsråd ut fra en vurdering av både inntak og konsentrasjon.

Tabell 13 gir en oversikt over hvilke typer sjømat og miljøgifter som det er grenseverdier for, og som vi har fokusert spesielt på gjennom de ulike kostholdsrådsundersøkelsene i og rundt Bergen.

Tabell 13. Oversikt over hvilke miljøgifter som oftest akkumuleres over grenseverdiene i ulike typer sjømat. EUs grenseverdier er gitt i kolonnen til høyre.

Sjømattype	Miljøgift	EU-grense
Mager fisk (stor rovfisk)	Kvikksølv (Hg)	0,5 mg/kg (0,2 → kostholdsråd, gravide) (1,0 mg/kg)
Fet fisk (Ål-spesielt fet)	Dioksiner / Dioksiner + dl- PCB	4 / 8 ng TEQ/kg (12 ng TEQ/kg)
Fiskelever	Alle organiske miljøgifter Dioksiner + dl-PCB	25 ng TEQ/kg
Bivalve skalldyr	Kadmium Bly PAH	1,0 mg/kg 1,5 mg/kg 10 µg/kg - BaP
Krepsdyr:		
-Klo	Kvikksølv	0,5 µg/kg
-Brunmat krabbe	Alle miljøgifter	Ingen grenseverdier -Bare kostholdsråd

Torskefilet

Det var ingen lokaliteter som hadde gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i torskefilet over EUs øvre grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt. En lokalitet, Askøy – Åsane (Åstveitvågen), hadde gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon i torskefilet over den grenseverdien på 0,2 mg/kg våtvekt som brukes når det gis råd til spesielle grupper, som gravide og ammende. Ut fra plasseringen er Åstveitvågen trolig det av de undersøkte områdene som er mest påvirket av forurensning fra Bergen havn, og det kan vurderes om yttergrensen for det nåværende kostholdsrådet for filet av mager fisk bør flyttes fra linjen Bakarvågen – Helleneset til utenfor Åstveitvågen.

Filet av brosme (lange fra Grimstadjorden og lomre fra Nordåsvannet)

Det ble ikke målt noen konsentrasjoner av kvikksølv i samleprøver av brosme, lange eller lomre som oversteg EUs øvre grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt. Konsentrasjonene i brosme var imidlertid stort sett over 0,2 mg/kg våtvekt. Det er behov for data om inntak av brosme og andre spesielle arter for å vurdere om grensen på 0,2 mg/kg våtvekt, som brukes for å gi kostholdsråd til gravide og ammende for torsk, også bør benyttes nå man skal vurdere om gravide og ammende bør gis kostholdsråd for andre arter.

Torskelever

Torskelever hadde stort sett konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB som oversteg EUs øvre grenseverdi på 25 ng TE/kg våtvekt. Det eneste unntaket var torsk fra området Sotra Sør – Hjellestad. Dette peker på at kostholdsrådet som gjelder for torskelever bør opprettholdes. Dette peker også på de problemer man vil kunne ha med å spise lever fra kysttorsk generelt i og med at torsk fra de fleste ytterpunktene overskrider grensen. Denne undersøkelsen gir ikke svar på hvor yttergrensene for kostholdsrådet egentlig burde være.

Ål

Det ble ikke funnet konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCB som oversteg grenseverdien på 12 ng TE/kg våtvekt som gjelder for ål. Det ser ut til at opptak av PCB og dioksiner i ål skjer svært lokalt nær forurensningskildene, og at dette ikke er et generelt fenomen som gjelder i hele det området der det nå er et kostholdsråd for ål. Dette gjør at man kan vurdere å snevre inn området for kostholdsråd for ål.

Krabbe

Krabbe hadde ikke unormalt høye konsentrasjoner av tungmetaller, og brunmat av krabbe hadde betydelig lavere konsentrasjoner av PCB₇ og dioksiner og dioksinlignende PCB enn de nivåene som ga grunnlag for kostholdsråd for Bergen havn i 2008. Brunmat av krabbe er unntatt for EUs øvre grenseverdier både for tungmetaller og dioksiner og dioksinlignende PCB, og det finnes allerede et generelt kostholdsråd for kvinner i fruktbar alder og barn mot inntak av brunmat av krabbe.

Blåskjell

Blåskjell hadde ikke konsentrasjoner av tungmetaller eller PAH som oversteg EUs grenseverdier for disse i skjell. Det er derimot verdt å merke seg at i blåskjell prøvetatt ved Ramsøy i området Sotra Nord - Askøy er konsentrasjonene av benzo(a)pyren over 5 µg/kg, en konsentrasjon som i noen tilfeller har blitt brukt for å sette kostholdsråd. Når blykonsentrasjonen samtidig var relativt høy i disse skjellene viser det at dette er et område som er forurenset av flere ulike fremmedstoffer og som man bør være oppmerksom på. Det er

dessuten for liten kunnskap om samvirkninger av ulike fremmedstoffer, noe som vi bør ha i bakhodet.

Endringer over tid

Vi ser at det i løpet av de siste 10-15 årene har blitt en bedring i miljøsituasjonen for enkelte miljøgifter, spesielt tungmetaller i skalldyr. Men Bergensområdet er fremdeles noe påvirket av kvikksølv og PCB. For PCB har vi ikke sett noen særlig nedgang i konsentrasjonen, med noen unntak. Dette viser at det kan være et stort arbeid å redusere miljøgiftkonsentrasjonene i sjømat selv om bruken av de stoffene det gjelder har opphørt.

Referanser

Bjerknes, V., Green, N., Klungsøyr, J. og Wilhelmsen, S. (1992). Undersøkelser av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbanker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 - Innledende observasjoner i 1992. *NIVA-rapport*, NIVA nr. 2789: 29 s.

Bøe, B., Olsen, G.S. og Halsteinsen, T. (2001). Klorerte miljøgifter i ål fanget i Bergensområdet. Bergen, Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt: 13 s.

Frantzen, S., Duinker, A., Måge, A. og Julshamn, K. (2009). Tilsynsprogrammet for skjell 2008. Fremmedstoffer (tungmetaller og organiske miljøgifter i skjell og tungmetaller i snegler og krabbe) og Mikroorganismer. . *Årsrapport 2008 Mattilsynet*. Bergen, NIFES: 51 s.

Johnsen, A., Rossland, H.K., Søybye, E. og Longva, K.S. (2003). Diffuse kilder til PCB og effektstudier i torsk og blåskjell ved Haakonsvern orlogstasjon. *FFI-rapport*, FFI 2003/01595: 41 s.

Julshamn, K., Måge, A., Norli Skaar, H., Grobecker, K., Jorheim, L. og Fecher, P. (2007). Determination of arsenic, cadmium, mercury, and lead by inductively coupled plasma/mass spectrometry in foods after pressure digestion: NMKL Interlaboratory Study. *Journal of AOAC International* 90: 844-456.

Knutzen, J. og Biseth, A. (1993). Undersøkelse av non-ortho polyklorerte bifenyl- og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner i organismer og sedimenter fra omegnen av marinebasen ved Haakonsvern. *NIVA-rapport*, NIVA nr. 3073: 45 s.

Madsen, K., Tveit, I. og Walde, A. (2001). PCB i sjømat fra Byfjorden og nærliggende fjordområder. Bergen, Næringsmiddeltilsyn og Miljørettet helsevern: 18 s.

Molvær, J. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. *SFT-veiledning*. Oslo, SFT TA-1467: 36 s.

Myhre, L.P. (1998). Biomarkører i ål (*Anguilla anguilla* L.). Miljøgifteksponering i laboratorieforsøk og feltundersøkelser i fjordsystemet rundt Bergen. Cand. scient. Universitetet i Bergen, Bergen. 107 s.

Måge, A. og Frantzen, S. (2008). Kostholdsrådsundersøkelse, Bergen Byfjord 2007. Bergen, NIFES: 37 s.

Måge, A. og Frantzen, S. (2009). Kostholdsråds-undersøking, fritidsfiske Bergen, 2008-2009. Kvikksølv i torskefisk og PCB i lever. Bergen, NIFES: 18 s.

Skei, J., Knutzen, J. og Klungsoyr, J. (1994). Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. *NIVA-rapport*, Norsk institutt for vannforskning OR-3018: 88 s.

Skei, J., Berglind, L., Biseth, A., Efraimsen, U., Fonn, M., Følsvik, N., Green, N., Hylland, K., Johnsen, T.M., Konieczny, R., Klungsoyr, J., Knutzen, J., Nesje, G., Schlabach, M., Tveit, G. og Westrheim, K. (1995). Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tiliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. *Rapport LNR*, NIVA/HI 3351-95: 73 s.

Sunnanå, K., Fossheim, M. og van der Meeren, G.e. (2009). Forvaltningsplan Barentshavet – rapport fra overvåkingsgruppen. *Fisken og Havet* Særnummer 1b - 2009: 125 s.

Vassenden, G., Botnen, H. og Johannessen, P. (2004). Undersøkelse av marine miljøforhold ved Haakonsværn orlogsstasjon, 2001-2003. *IFM Rapport*. Brattegard, T. Bergen, Universitetet i Bergen: 187 s.

Vassenden, G. og Johannessen, P. (2009). Marinbiologiske undersøkelser i Kollevågen i 2006-2016. Observasjoner i 2008. *SAM-Unifob rapport*. Bergen, Unifob AS 1-2009: 74 s.

Økland, T.E. (2005). *Kostholdsråd i norske havner og fjorder*, Mattilsynet, VKM, SFT; Bergfald & Co. 268 s.