

75 76 77 78 79 80  
FISKERIVERKETETS



# OMREGNING AF INDHOLD AF MILJØFARLIGE STOFFER I FORSKELLIGE ORGANER I FISK

Med særlig fokus på kviksølv

Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 144

2019



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# OMREGNING AF INDHOLD AF MILJØFARLIGE STOFFER I FORSKELLIGE ORGANER I FISK

Med særlig fokus på kviksølv

---

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 144

2019

Martin M. Larsen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 144
Titel:	Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk
Undertitel:	Med særlig fokus på kviksølv
Forfattere:	Martin M. Larsen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	maj 2019
Redaktion afsluttet:	april 2019
Faglig kommentering:	Jens Søndergaard
Kvalitetssikring, DCE:	Susanne Boutrup
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Larsen, M.M., 2019 Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk. Med særlig fokus på kviksølv. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 144 <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Fordelingen af Hg-indholdet i lever, muskel og hele fisk er undersøgt for et antal arter af fisk fra danske marine og ferskvands-områder, og litteratur er gennemgået for Hg og andre miljøfarlige stoffers fordeling. Efterfølgende er anvendelsen af fordelingsfaktorerne til vurdering af resultater i forhold til etablerede 'Environmental Quality Standards' (EQS) grænseværdier samt hvornår det er relevant at konvertere lever og muskel koncentrationer til en hel fisks koncentration diskuteret. Resultaterne viser, at lever koncentrationer generelt er mere varierende end muskel koncentrationer, og konvertering fra lever til hel fisk kan derfor ikke anbefales. For muskel er artsbaserede omregningsfaktorer angivet for tørstof og vådvægt. Alternativt kan en generel omregningsfaktor på 0,73 for tørstof eller 0,95 mellem muskel koncentrationer og hele fisk anvendes på tværs af arterne.
Emneord:	NOVANA, miljøkvalitetskrav, EQS, Trofisk niveau, omregning
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Martin M. Larsen
ISBN:	978-87-7156- 410-5
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	44
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf</a>

# Indhold

<b>1. Baggrund og indhold</b>	<b>5</b>
<b>2. Summary</b>	<b>6</b>
Results summary	6
Confounding factors	7
Summary of results for mercury	7
<b>3. Introduktion til kvalitetskrav for biota</b>	<b>8</b>
3.1 Fastlæggelse af miljøkvalitetskrav	8
3.2 Anvendelse af miljøkvalitetskrav	9
<b>4. Udvalgelse af arter og organer</b>	<b>11</b>
4.1 Marine arter	11
4.2 Ferskvandsarter	11
<b>5. Dissektion og analyse</b>	<b>13</b>
5.1 Dissektion og homogenisering	13
5.2 Analyse af kviksølv	13
5.3 Analyse af andre metaller	15
<b>6. Resultater</b>	<b>16</b>
6.1 Aborre	16
6.2 Rødspætter	18
6.3 Skrubbe	20
6.4 Ålekvabber	21
6.5 Sortmundet kutling	22
6.6 Andre metaller	24
<b>7. Litteraturværdier for kviksølv og andre stoffer</b>	<b>26</b>
7.1 Marine Arter	26
7.2 Ferskvandsarter	30
<b>8. Konklusion</b>	<b>31</b>
8.1 Hg	31
8.2 Andre stoffer	32
8.3 NOVANA parametre der måles og vurdering af omregningsmuligheder	33
8.4 Acknowledgement	34
<b>9. Referencer</b>	<b>35</b>
<b>10. Appendiks</b>	<b>38</b>
10.1 Conversion possibilities for contaminant concentrations in different fish tissue	38
10.2 Rådata for dissektion	40
10.3 Rådata for malinger	41
10.4 Beregnet for hele fisk	44

*[Tom side]*

# 1. Baggrund og indhold

I forbindelse med det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (NOVANA) måles en række miljøfarlige stoffer i fisk. Tidligere var målingerne af miljøfarlige stoffer i fisk kun med i det marine delprogram. Med udgangspunkt i anbefalinger fra internationale konventioner for Nordsøen og Østersøen (OSPAR og HELCOM) har der været fokus på måling af de enkelte stoffer i de organer, hvor det var muligt at måle stofferne, eller de organer, hvori der tidligere er målt, for derved at give mulighed for at følge den tidslige udvikling. Siden 2011 har måling af kviksølv i fisk været med i overvågning af vandløb og søer.

Direktiv om miljøkvalitetskrav (EU, 2008) fastsætter miljøkvalitetskrav ('Environmental Quality Standards', EQS), for en række stoffer i biota. De fastsatte krav gælder med enkelte undtagelser for hele fisk. Det betyder, at der er opstået et mismatch mellem, hvor stofferne hidtil er blevet målt som en del af NOVANA, og hvad miljøkvalitetskravene er fastsat for.

I de tekniske anvisninger for overvågning af miljøfarlige stoffer i biota i vandløb, søer og marine områder er der anført de foretrukne fiskearter og alternativer hertil, hvis det ikke er muligt at få prøver fra de foretrukne arter.

Denne rapport ser på forholdet mellem indholdet af kviksølv (Hg) i lever, muskel og hele fisk og estimerer for en række arter faktorer til omregning af målte koncentrationer mellem de enkelte organer og hele fisk. Med omregningsfaktorerne er det muligt at vurdere data fra NOVANA-overvågning af biota i ferskvand og marine områder i forhold til miljøkvalitetskrav for Hg.

Ved ferskvandsstationer udtages der i det nuværende program fem fisk pr. station. Ved at sammenligne omregningsfaktoren for fem individer fra samme station estimeres usikkerheden for en puljet bestemmelse, som normalt anvendes i overvågningsammenhæng. Forholdet mellem Hg-koncentrationer i lever og muskel er endvidere bestemt ud fra ældre marine NOVANA data, hvor der blev analyseret på individ niveau. De historiske data er desuden brugt til at bestemme usikkerheden inden for en station på Hg-koncentrationerne i lever og muskel. Da Hg-koncentrationen forventes at stige med alderen på fisken, er sammenhængen mellem Hg i de enkelte organer og størrelse af fisken også undersøgt. For søer spiller flere ting ind i alder-størrelses sammenhængen, og dermed også i forholdet mellem Hg koncentrationen og længden. Især renheden af søerne og dermed fødegrundlaget forventes at have betydning, idet fiskene i meget rene søer generelt har mindre fødetilgængelighed, og derfor vokser langsommere end i mere eutrofierede søer. Sammenhængene er undersøgt på både tørstof- og vådvægts-niveau, da tørstofkorrektioner normalt giver mere sammenlignelige resultater for tidstrendanalyser, mens vådvægts målinger kan sammenlignes direkte med EQS værdien.

Baseret på litteratur og især oplysninger hentet fra OSPAR netværket beskrives kort andre miljøfarlige stoffer og deres fordeling imellem forskellige organer og hele fisk.

## 2. Summary

The Water Framework Directive (WFD; EU, 2008) sets an Environmental Quality Standard (EQS) for mercury based on top-predator safety. In most long running monitoring programs (e.g. OSPAR CEMP; OSPAR, 2016), the preferred organ for analysis of metals in general are liver, and for mercury the preferred organ is muscle. This leads to a discrepancy between the monitored organs and the EQS values based on whole organism analysis, which lead to an investigation of conversion factors between organs and whole fish mercury level. As other EQS for biota are also available, the study also looked at supplemental conversion factors between organs and whole fish for other substances from literature, but mercury is the main topic for this study.

The ratio of mercury levels in liver and muscle relative to the whole fish was thus measured in five Danish fish species (Danish, latin name in parenthesis): Perch (aborre, *Perca fluviatilis*), Plaice (rødspætte, *Pleuronectes pletessa*), Flounder (skrubbe, *Platichthys flesus*), Eelpout (ålekvabbe, *Zoarces viviparus*) and Round goby (sortmundet kutling, *Neogobius melanostomus*). For each specie, at least five individual samples from one or two stations were dissected and the liver and a piece of muscle below the dorsal fin was taken for analysis. The rest of the fish was homogenized by an Ultraturex homogenizer and analysed. The concentration of mercury in each compartment was analysed, and finally used to calculate the 'whole fish' level, taking into account the weight of the individual organs. As the Danish NOVANA program is based on pooling of at least five (freshwater) or ten (marinewater) fish, in some cases a pooled sample of the livers and subsample of muscle was analysed together with the remainder of the fish, to estimate the ratio in pooled samples also. For most species, the results are thus based on 10 individuals and some pooled samples. Results are compared with similar investigations in other countries to verify the calculated conversion factor, and known confounding factors like age and fish size was investigated.

### Results summary

The mercury level was generally highest in the muscle, followed by liver and 'whole fish'. For some species (Round goby and Eelpout), the liver concentration was lower than 'whole fish'. In general, the liver concentrations showed the highest variation (as relative standard deviation) between individual samples from the same station.

The calculated ratio of mercury concentrations in muscle relative to the 'whole fish' for dry weight varied between 0.63 and 0.68 for flatfish (Flounder respectively Plaice) and 0.83 (Perch) and was on average  $0.76 \pm 0.29$ . The variation of the ratio of muscle relative to 'whole fish' within each specie (expressed as relative standard deviation, RSD) typically varied between 15 and 46% individual stations. For wet weight calculations, the ratio varied between 0.81 (Perch) and 1.2 (Eelpout), on average  $0.93 \pm 0.35$ , with an RSD between 17 and 46% for individual stations. In both wet and dry weight cases, one station of Round goby stood out with an RSD of ~59% for both wet and dry weight measurements in one of the two Round goby stations

The calculated ratio of mercury concentration in liver relative to 'whole fish' for dry weight varied significantly more than for muscle. The ratio ranged from 0.5



(Plaice) to 4.4 (Round goby), with an average of  $1.33 \pm 1.14$  for all species. The variation (RSD) of the ratio of liver relative to 'whole fish' varied between 17 and 46% for individual stations. For wet weight calculations, the ratio varied between 0,55 (Plaice) and 2,1 (Round goby) with an RSD between 14 and 47% for individual stations. In both cases, one station of Round goby stood out with an RSD of ~90% for both wet and dry weight measurements in one of the two Round goby stations, interestingly the other than for the muscle ratio RSD.

### Confounding factors

The length versus mercury concentration relationship was also tested, but only showed proportion of variance that explained more than half of the variance ( $r^2 > 0,5$ ) for Plaice and Round gobies. This could be due to the low number of results, small span of fish lengths and mix of different stations with different contamination levels, particularly for the Eelpouts.

### Summary of results for mercury

In conclusion, due to the larger variation in liver to 'whole fish' ratios observed in the five Danish fish species, muscle to 'whole fish' ratios are suggested as more reliable. Although species-specific ratios were calculated, an average ratio of 0.73 for dry weight and 0,96 for wet weight mercury in muscle can be used as general conversion factor, at least for the five studied species of fish. For the wet weight muscle measurements, the effect of the conversion is thus  $-4\% \pm 50\%$ , so no conversion seems necessary within the uncertainty of the factor between species. The use of conversion factors should be done before applying any correction for trophic level according to EU Guidance Document No. 32 on biota Monitoring under the WFD (EU, 2014). For a more precise evaluation, the calculated species-specific ratios can be used, but the relative low variation in the ratio between species (<30%) is probably much lower than the expected uncertainty from the trophic level adjustments, which are usually measured in factors of 2-10, not percentage.

The factors determined agrees with results from literature values from Sweden (Danielsson *et al* 2018 and Faxneld *et al* 2015) and the Netherlands (Foekema *et al* 2016).

Species dependent factors to multiply the muscle or liver concentrations (in dry or wet weight) to get whole fish mercury concentrations in the same basis. ("-" if no data is available)

Species	Factor muscle to whole fish		Factor liver to whole fish	
	Dry weight	Wet weight	Dry weight	Wet weight
Average of all species from this study	0,76 ( $\pm 38\%$ )	0,93 ( $\pm 38\%$ )	1,76 ( $\pm 134\%$ )	1,32 ( $\pm 83\%$ )
<b>Species based values</b>				
Perch (this study)	0,83 ( $\pm 40\%$ )	0,81 ( $\pm 46\%$ )	1,1 ( $\pm 42\%$ )	1,2 ( $\pm 47\%$ )
Plaice (this study)	0,68 ( $\pm 21\%$ )	0,91 ( $\pm 25\%$ )	0,50 ( $\pm 36\%$ )	0,55 ( $\pm 40\%$ )
Flounder (this study)	0,63 ( $\pm 15\%$ )	0,71 ( $\pm 17\%$ )	1,9 ( $\pm 36\%$ )	1,6 ( $\pm 26\%$ )
Eelpout (this study)	0,73 ( $\pm 24\%$ )	1,2 ( $\pm 29\%$ )	1,2 ( $\pm 22\%$ )	1,7 ( $\pm 14\%$ )
Round goby (this study)	0,81 ( $\pm 46\%$ )	1,03 ( $\pm 45\%$ )	4,4 ( $\pm 92\%$ )	2,1 ( $\pm 93\%$ )
<b>Literature values</b>				
Herring (Danielsson, 2018 – table 3)	0,67	0,83	0,93	0,84
Perch (Faxneld, 2015 – figure 2)	-	0,8	-	1,3
Perch (Foekema, 2016 – figure 33)	-	0,73	-	-
Roach (Foekema, 2016 – figure 33)	-	0,83	-	-
Bream (Foekema, 2016 – figure 33)	-	0,82	-	-

### 3. Introduktion til kvalitetskrav for biota

I dette kapitel introduceres de forskellige miljøkvalitetskrav, herunder hvordan de er fremkommet, og hvordan de kan anvendes. Dette er grundlaget for beregningerne af omregningsfaktorerne. Der lægges primært vægt på EU-fastsatte og danske miljøkvalitetskrav. I NOVANA-rapporterne "Marine områder" (seneste Larsen og Strand, 2016) er OSPAR kriterier endvidere inddraget i vurderingerne.

#### 3.1 Fastlæggelse af miljøkvalitetskrav

Der blev i 2008 med Direktiv om miljøkvalitetskrav (2008/105/EF) på EU-niveau fastsat en række miljøkvalitetskrav ("Environmental Quality Standards", EQS) for vand og biota (fisk og skaldyr). I dette direktiv indgik tre miljøfarlige stoffer med miljøkvalitetskrav i biota (Hg, hexachlorbenzen og hexachlorbutadien) som alternativ til miljøkvalitetskrav i vand. Med en direktivændring i 2013 blev dette antal udvidet til 11 stoffer eller stofgrupper: Fluoranthen og PAH'erne med angivelse af fem specifikke stoffer, bromerede flammehæmmere (sum), dicofol, perfluorooctansulfonsyre (PFOS), dioxiner og dioxinlignende stoffer, hexabromcyclododecan (HBDD), heptachlor og heptachlorepoxyd.

Direktiv om miljøkvalitetskrav er implementeret i dansk lovgivning hovedsageligt i Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2017a), Bekendtgørelse om overvågning (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2016) og Bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2017b).

Fastlæggelsen af miljøkvalitetskrav er nærmere beskrevet i Common Implementation Strategy (CIS) vejledning nr. 27 (EU, 2011)<sup>1</sup>, og der udregnes både en  $EQS_{sec\ pois}$  for "secondary poisoning" af toprovdyr (opkoncentrering igennem fødekæden) og en  $EQS_{hh\ food}$  for humant optag gennem fødevarer. Den laveste af de to værdier anvendes typisk som  $EQS_{biota}$ . Anvendelsen af  $EQS_{biota}$ , udviklet efter Vejledning nr. 27, til vurdering af miljøtilstanden er beskrevet mere detaljeret i EU vejledning nr. 32 (EU, 2014), hvor det bl.a. specificeres, at  $EQS_{biota}$  gælder for fisk. Dette gælder dog ikke for EQS for PAH'er, der gælder for skaldyr (muslinger), fordi fisk kan omsætte PAH'erne, og indholdet i fisk derfor ikke er repræsentativt for PAH koncentrationerne i området.

Udover  $EQS_{biota}$  er der i CIS "EQS substance data sheet" for kviksølv (Priority Substance No. 21, EU 2005) regnet på forslag til miljøkvalitetskrav for vand, hvor der fastlægges en maksimal tilladelig addition (MPA) af kviksølv til baggrundsværdien over længere tid (MPA, beregnet til 50 ng/l og som højest tilladelige overskridelse i enkelte prøver, MAC-MPA på 70 ng/l). MPA er fastsat ud fra 14 ferskvands og 16 marine organismer dækkende trofiske niveauer fra alger til fisk, hvilket giver den lavest mulige sikkerhedsfaktor (10) ved fastsættelsen. Den beregnede MAC-MPA stemmer rimeligt overens med MAC-QS værdien fastlagt for Rhinen (75 ng/l) (EU, 2005).

---

<sup>1</sup> Bemærk at Guidance document No. 27 er under revision i 2018 og forventes opdateret ultimo 2018/primo 2019

Miljøkvalitetskrav fastsat på baggrund af sekundær forgiftning er baseret på indtag i toprovdyr, og da toprovdyr typisk spiser hele fisk, og ikke muskler eller lever alene, er miljøkvalitetskravet beregnet for hele fisken. De fleste stoffer opkoncentreres imidlertid enten i leveren (højere fedtindhold i leveren giver højere affinitet for de fleste organiske stoffer) eller i musklerne (højere indhold af svovlholdige proteiner, som binder Hg bedre end fedt). I CIS EQS substance data sheet er  $EQS_{biota}$  beregnet til 22 µg/kg for methyalkviksølv (MeHg), hvilket i Direktiv om miljøkvalitetskrav er oversat til 20 µg/kg Hg for  $EQS_{biota}$ . HELCOM anvender samme miljøkvalitetskrav for Hg som direktivet, men direkte på målte kviksølv indhold i muskel af fisk. I OSPAR anvendtes frem til 2017  $EQS_{hh}$  for fødevarer (500 µg/kg). OSPAR anvender ikke  $EQS_{biota}$ , fordi denne værdi ligger på niveau med OSPARs anvendte baggrundsværdi og derfor blev skønnet for lav.

For fisk forventes >95% af Hg at være MeHg (Strand *et al* 2010), mens det for muslinger og fugle kun er ca. 30% og 50% af Hg, der forefindes som MeHg. Da miljøkvalitetskravet er fastsat for hele fisk, har dette ikke så stor betydning for den direkte anvendelse af miljøkvalitetskravet, men ved fastlæggelse af bioakkumuleringsfaktorer har det afgørende indflydelse, om det er MeHg eller Hg, der følges op igennem fødekæden, da de lavere trofiske niveauer typisk har et lavere indhold af MeHg i forhold til Hg (omkring 30% for muslinger).

### 3.2 Anvendelse af miljøkvalitetskrav

Anvendelsen af miljøkvalitetskrav afhænger af, om det er  $EQS_{sec\ poiss}$  eller  $EQS_{hh}$ , der ligger til grund for  $EQS_{biota}$ . Hvis miljøkvalitetskravet er fastsat af hensyn til beskyttelse af toprovdyr, gælder værdien for hele organismer (hele fisk), mens den gælder for de dele, der spises af mennesker (fx musklen i fisk), hvis den er fastlagt af hensyn til humant fødeindtag.

For  $EQS_{biota}$  anbefales det for lipofile organiske stoffer at anvende lipid normalisering til 5% lipid (foreslået for organochloriner i tabel 5.4 i CIS vejledning nr. 32 (EU, 2014)), men ikke for PFOS og Hg, hvor der foreslås normalisering til en tørstofprocent på 26 og et trofisk niveau 4 for marine områder. Dette gælder også i udkast til revideret udgave af CIS Guidance dokument 27 (Water Directors meeting, 2018).

Den "trofisk niveau korrigerede-koncentration" ( $conc_{TL-adj}$ ) beregnes ud fra den målte koncentration i hele fisk ( $conc_{meas}$ ), det trofiske niveau for arten x ( $TL(x)$ ) og en trofisk magnifikations faktor (TMF):

Formel 1

$$conc_{TL-adj} = conc_{meas} * TMF^{(4-TL(x))}$$

For beskyttelse af toprovdyr kan der i princippet regnes baglæns fra  $EQS_{biota}$  til en vandkoncentration på basis af TMF fra føde for toprovdyr (trofisk niveau 4) fisk i marine systemer til vand (Trofisk niveau 0). Desværre er der stor usikkerhed på TMF for Hg/MeHg, hvor litteraturresultater for biologisk akkumuleringsfaktorer (BAF) varierer mellem 21.700 til 79.000.000. På grund af de store usikkerheder vurderes det i EQS datasheet, at det ikke er muligt at beregne en vandkoncentration, der svarer til  $EQS_{biota, sec.pois}$ . Modelberegning baseret på en bioakkumulationsfaktor (BAF) på 21.700 giver et miljøkvalitetskrav på 1 ng/l, og med BAF=10.000.000 et miljøkvalitetskrav på 0,001 ng/l. Det konkluderes i EQS datasheet, at et miljøkvalitetskrav på 0,022 ng/l g baseret på BAF= 1.000.000 er pålideligt. Dette er i overensstemmelse med kvalitetskrav fastsat af US-EPA (0,05 ng/l), men ca. 1000 gange under de MPA og

MAC-MPA værdier, der blev beregnet med data for vandlevende organismer (EU, 2005). BAF faktorerne varierer derudover også i forhold til, om det er Hg eller MeHg, der foretages beregninger for på.

Et regneark med et forslag for både trofisk magnificering og trofiske niveau (TMF og TL faktorer) for forskellige arter kan findes i Larsen og Strand (2018). En eventuel omregning fra en koncentration målt i lever eller muskel, samt normalisering til 26% tørstof for kviksølv i fisk foretages før  $conc_{meas}$  indsættes i formel 1 (ovenfor).

## 4. Udvælgelse af arter og organer

Der er til nærværende undersøgelse udvalgt de fire arter af fisk og de to organer (lever og muskel), der hidtil har indgået i NOVANA programmet for de marine områder, samt aborre, som er på listen over anvendelige arter i marine områder og den foretrukne art i søer (tabel 0). Herudover vil ørred, som er den foretrukne art i vandløb, blive undersøgt på puljede prøver, som er indsamlet i NOVANA 2018. Resultaterne for disse foreligger endnu ikke ved rapportens afslutning.

**Tabel 0.** Arter og organer i nærværende undersøgelse, samt medie arten undersøges i og årstal for indsamling af data til undersøgelsen

Art	Organ	Medie	Årstal for indsamling af fisk
Skrubbe	Lever, muskel, hel fisk*	NOVANA Marin	2017
Rødspætte	Lever, muskel, for 2017 prøver hel fisk*	NOVANA Marin	2012-2017
Ålekvabbe	Lever, muskel, for 2016-2017 prøver hel fisk*	NOVANA Marin	2011-2017
Sortmundet kutling	Lever, muskel, hel fisk*	NOVANA Marin	2016
Aborre	Lever, muskel, hel fisk*	Sø	2017

\*Hel fisk er summen af indholdet i "rest fisk" og indholdet i de udtagne dele af lever og muskel.

### 4.1 Marine arter

I det marine delprogram i NOVANA fokuseres der på fladfish (skrubber eller rødspætter) og ålekvabber (DCE, 2017). I de seneste år har ålekvabben vist sig at blive udkonkurreret af sortmundet kutling, som derfor nogle steder anvendes som overvågningsorganisme i stedet for ålekvabber eller fladfish. Resultater fra alle fire arter indgår i nærværende undersøgelse.

Til undersøgelse af ålekvabber og sortmundet kutling er der anvendt prøver indsamlet i forbindelse med NOVANA i 2016. Fra disse prøver var der tidligere udtaget en mindre mængde muskel til analyse for dioxinlignende PCB'er, mens resten blev nedfrosset igen efter udtagning af delprøven. Organerne var intakte, da fiskene blev inddraget i nærværende undersøgelse, og der blev udtaget en ny muskelprøve på 2-5 g til Hg analyse fra den intakte side af fisken, og den samlede vægt af udtagne muskelprøver (til dioxin og kviksølv) anvendt til at beregne koncentrationen i "hel fisk".

Et antal prøver af skrubber indsamlet i forbindelse med NOVANA i 2017 blev dissekeret specifikt til nærværende projekt, ligesom 12 individer af rødspætter fra Nordsøen (station R1035) blev inddraget og dissekeret. Der blev udtaget mindre delprøver af lever og muskel og endelig blev resten af fisken homogeniseret til analyse for Hg, så koncentrationen i "hel fisk" er beregnet som ( $\mu\text{g}$  total kviksølv indhold i lever + muskel + "rest fisk")/(vægten af hele fisken).

### 4.2 Ferskvandsarter

Den foretrukne art ved overvågning i biota i søer er aborre, som nok er den mest udbredte fisk i danske søer, og som har mulighed for at gå ud i brakvand (DCE, 2018). I vandløb er ørred (bækørred) den foretrukne art (DCE, 2018). Til og med 2018 har overvågningen af miljøfarlige stoffer i biota i søer og vandløb alene omfattet Hg i muskel fra fisk. Derfor blev der til undersøgelsen

indsamlet aborrer fra to søer (Ørn Sø og Silkeborg Langsø) ved prøvetagningen i 2017 og Hg blev målt i lever, muskel og i resten af fisken, og indholdet i de enkelte organer/rest fisken lagt sammen til aborren.

Aborren starter sit liv som algespiser, men når den når en længde på omkring 11-16 cm, sker der et skift i fødesøgningen, så den bliver mest fiskespisende, og dermed stiger i trofisk niveau (DTU, 2018). Anbefalingen i den tekniske anvisning S09 (DCE, 2018) er derfor, at der fortrinsvis anvendes aborrer i størrelsen 20-25 cm.

Ørred, som er den foretrukne art ved overvågning i vandløb, indgår ikke i denne undersøgelse.

## 5. Dissektion og analyse

### 5.1 Dissektion og homogenisering

Fiskene fra 2016 blev dissekeret i dertil indrettede laboratorier på Naturhistorisk rigsmuseum (NRM) i Stockholm. Resten af fiskene er dissekeret i laboratorium hos AU Bioscience, Roskilde. Personalet hos AU har gennemgået oplæring for at sikre, at resultaterne fra dette projekt er sammenlignelige med resultaterne fra NRM.

Vægten af fisken før dissektion samt vægten af de udtagne organer (lever og delprøve af muskel) blev noteret for hvert individ. "Rest fisk" er den resterende del af fisken efter at leveren og et stykke muskel er fjernet til særskilt analyse. Alle tre delprøver fra hver fisk blev homogeniseret med en ULTRA-TURRAX® homogenisator (IKA®-Werke GmbH & Co. KG, Staufen, Germany).

For kontrol af potential afsmitning fra ULTRA-TURRAX® homogenisatoren blev milliQ vand behandlet på samme måde som prøverne i homogenisatoren efter rensning. Der blev ikke fundet tegn på afsmitning af Hg ved homogeniseringen. Det blev testet om homogeniseringen kunne foretages med en husholdningsblender, men den brændte hurtigt varm, hvilket kunne medføre tab af kviksølv, så det blev opgivet. Hvis prøverne skal analyseres for andre metaller (især Zn og Cu) vil der være større risiko for afsmitning fra husholdningsblendere, hvorimod ULTRA-TURRAX® systemet er testet for afsmitning af alle metaller, da den anvendes til NOVANA overvågning.

De homogeniserede prøver af lever, muskel og "rest fisk" blev herefter frosset ned. Fra "rest fisk" blev en delprøve udtaget til tørstofbestemmelse ved frysetørring. For leveren og muskelprøven blev hele den udtagne prøve frysetørret og tørstofindholdet bestemt for de to organer.

### 5.2 Analyse af kviksølv

Alle prøver (lever, muskel og rest fisk) blev frysetørret og rehomogeniseret før de blev analyseret for total Hg vha. en Milestone Direct Mercury Analyzer (DMA-80) efter US EPA method 7473. Metoden inkluderer opvarmning af prøven i en ovn til ~650°C, opsamling af Hg på guldfælde og derefter frigivelse af Hg ved opvarmning af guldfælden og kvantificering af Hg i gassen ved absorption på 254 nm i en dobbelt kvartskuvette.

Detektionsgrænsen for metoden er bestemt til 0,3 µg/kg, reproducerbarheden til bedre end 4% (Søndergaard og Larsen, 2018) og den relative udvidede usikkerhed ( $U_{rel}$ ; dækningsfaktor 2 dvs. 95% konfidensinterval) til 15% efter inkludering af QUASIMEME interkalibreringsresultater fra februar 2018. Metoden er omfattet af DCEs akkreditering og overholder kravene i Miljøstyrelsens kvalitetsbekendtgørelse for miljømålinger (Miljø- og Fødevareministeriet, 2018).

For sortmundet kutling var leveren så fed, at det blev vurderet, at der var fare for eksplosion ved den direkte måling, ligesom det var meget svært at homogenisere leveren efter frysetørring pga. det høje olieindhold. Derfor blev 0,2 g prøve i stedet oplukket med halvkoncentreret saltpetersyre i mikrobølgeovn og analyseret på ICP-MS. På tidspunktet for analysen var denne metode ikke

akkrediteret, men fra marts 2019 er kviksølv på ICP-MS også akkrediteret med overholdelse af kvalitetsbekendtgørelsens krav.

I forbindelse med målingerne, der ligger til grund for denne rapport, var den gennemsnitlige relative standardafvigelse for lever og muskel på hhv. 5,0% og 4,3% dvs. på niveau med den forventede reproducerbarhed for disse organer, mens den for hele fisk var 9,4%. Den højere relative standardafvigelse for hele fisk tilskrives en mere inhomogen matrix, som trods anvendelsen af ULTRA-TURRAX® homogenisatoren er svær at få gjort fuldstændig homogen pga. skind og knogler især, specielt når der kun udtages 0,03 g prøvemateriale til analysen.

Koncentrationen  $C_{hel\ fisk}$  i den hele fisk beregnes ud fra vægten ( $V_x$ ) af de enkelte delprøver x koncentrationen ( $C_x$ ) i de enkelte delprøver divideret med vægten af hele fisken (formel 2):

Formel 2:

$$C_{helfisk} = \frac{C_{rest} \times V_{rest} + C_{muskel} \times V_{muskel} + C_{lever} \times V_{lever}}{V_{hel\ fisk}}$$

Alle koncentrationer måles i tørstof. Via tørstofindholdet for de enkelte organer kan disse omregnes til vådvægt. De enkelte led ( $C_x \times V_x$ ) angiver vægten af Hg (som  $\mu\text{g Hg}$ , se appendiks 10.3) i de udtagne organer samt i resten af fisken (total mængden er uafhængig af, om der regnes i tørstof eller vådvægt).  $C_{hel\ fisk}$  kan beregnes både som tørstof og vådvægt, for tørstof er koncentrationen angivet som  $\mu\text{g/kg TS}$ , hvis de enkelte organer og koncentrationer er i tørstof, og  $\mu\text{g/kg VV}$  hvis der anvendes vådvægtsbasis. Beregningerne er for alle prøver i dette projekt foretaget på både tørstof- og vådvægtsbasis, for ældre NOVANA data for rødspætter og ålekvabber er dog kun på tørstof basis (og der er ingen data for "rest fisk" eller beregning af koncentration i hele fisk).

Omregningsfaktoren ( $Ratio_{organ}$ ) for hhv. lever og muskel beregnes herefter som vist i formel 3, således at Omregningsfaktoren x organ koncentration giver koncentrationen i hele fisk efterfølgende (Omregningsfaktoren >1 betyder, at der er højere koncentration i hele fisk end i organet).

Formel 3:

$$Ratio_{lever} = \frac{C_{helfisk}}{C_{lever}} ; Ratio_{muskel} = \frac{C_{helfisk}}{C_{muskel}}$$

Det skal bemærkes, at ikke hele musklen er udtaget, typisk udtages kun 2-10 g neden for rygfinnen (typisk ned til sideliniesystemet på fisken). For fladfisk er prøvetagningsmængden normalt noget større end for ålekvabber og sortmundet kutling, da der skal analyseres flere parametre end kun kviksølv i de originale prøver. Dette svarer til fremgangsmåden anvendt i NOVANA og giver derfor det mest retvisende billed af korrektionsfaktorerne for NOVANA prøver.

I de tilfælde, hvor der tidligere er udtaget muskelprøver til fx analyse af dioxiner fra fiskene i nærværende undersøgelse, lægges vægten af de udtagne muskelprøver til muskelvægten, således at muskelkoncentrationen tilskrives begge udtagne muskeldele. Vægten af fisken ved modtagelse anvendes som  $V_{hel\ fisk}$ .

Tilsvarende beregnes for puljede prøver en koncentration baseret på summen af organvægte x den målte koncentration, divideret med den samlede vægt af alle fisk.



Hg koncentrationen var i ingen af de undersøgte prøver under detektionsgrænsen (DL) eller kvantifikationsgrænsen (QL) ~ 3x DL (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2018).

### 5.3 Analyse af andre metaller

I nogle af prøverne er der analyseret flere metaller end Hg i lever og muskel.

Prøverne blev analyseret ved ICP-MS efter mikrobølge oplukning med salpetersyre. Analyserne er omfattet af DCEs akkreditering og analysekvaliteten overholder kravene i Miljøstyrelsens kvalitetsbekendtgørelse for miljømålinger (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2018).

I leverprøverne var koncentrationen af de undersøgte metaller i alle prøver over DL og QL.

I enkelte af muskelprøverne var koncentration af nogle af metallerne under QL (Cr, Ni, Cd og Pb) eller under DL (Pb). Værdier mellem DL og QL er anvendt som målt, da det vurderes til at være det bedste estimat for koncentrationen, men usikkerheden på disse resultater er højere (op til 50% lige ved DL). I de tilfælde, hvor resultatet er under DL, anvendes værdien  $\frac{DL}{\sqrt{2}}$  før beregning af koncentrationen i hel fisk, for at anvende samme metode som NRM (Danielson et al, 2018).

## 6. Resultater

### 6.1 Aborre

Der blev udtaget 5 individer af aborre fra hhv. Ørn Sø og Silkeborg Langsø til analyse, samt puljede prøver af 10 aborrer fra hver sø. For individerne blev kviksølv målt i leveren, ca. 2 g muskel udtaget under rygfinnen og resten af fisken efter homogenisering, og summen af disse blev omregnet til indholdet i "hele fisken" (som beskrevet i afsnit 5.3 og formel 2 ovenfor). For de puljede prøver blev lever fra alle fisk puljet og homogeniseret til en prøve, ca. 2 g muskel fra hver fisk puljet og homogeniseret, og "rest fisk" fra de 10 fisk blev puljet og homogeniseret til en prøve. Samme fremgangsmåde blev brugt på alle arter.

Der blev målt tørstofindhold i både individer og puljede prøver for at få et bud på robustheden af tørstofindholdet imellem fiskene. Variationen på tørstofbasis i lever og muskel viste sig at være nogenlunde på samme niveau (Tabel 1), selvom fiskene fra Ørn Sø i gennemsnit var lidt større end fiskene fra Silkeborg Langsø.

**Tabel 1.** Baggrundsdata for hhv. individer og puljede aborreprøver. TS=Tørstof.

Prøve	type	Længde (cm)	Vægt (g)	Lever TS%	Muskel TS%	Rest fisk TS%
Ørn sø	Individ	21,6±2,3	131,4±47,1	22,6±1,5	23,3±2,0	25,5±1,3
Ørn sø	Pulje	18,6±4,2	99,9±95,3	18,2	26	25,6
Silkeborg Langsø	Individ	21,2±1,5	117,8±22,9	20,2±1,2	22,5±2,0	27,2±1,7
Silkeborg Langsø	Pulje	23,2±2,4	158,8±49,3	20,3	24,9	25,6

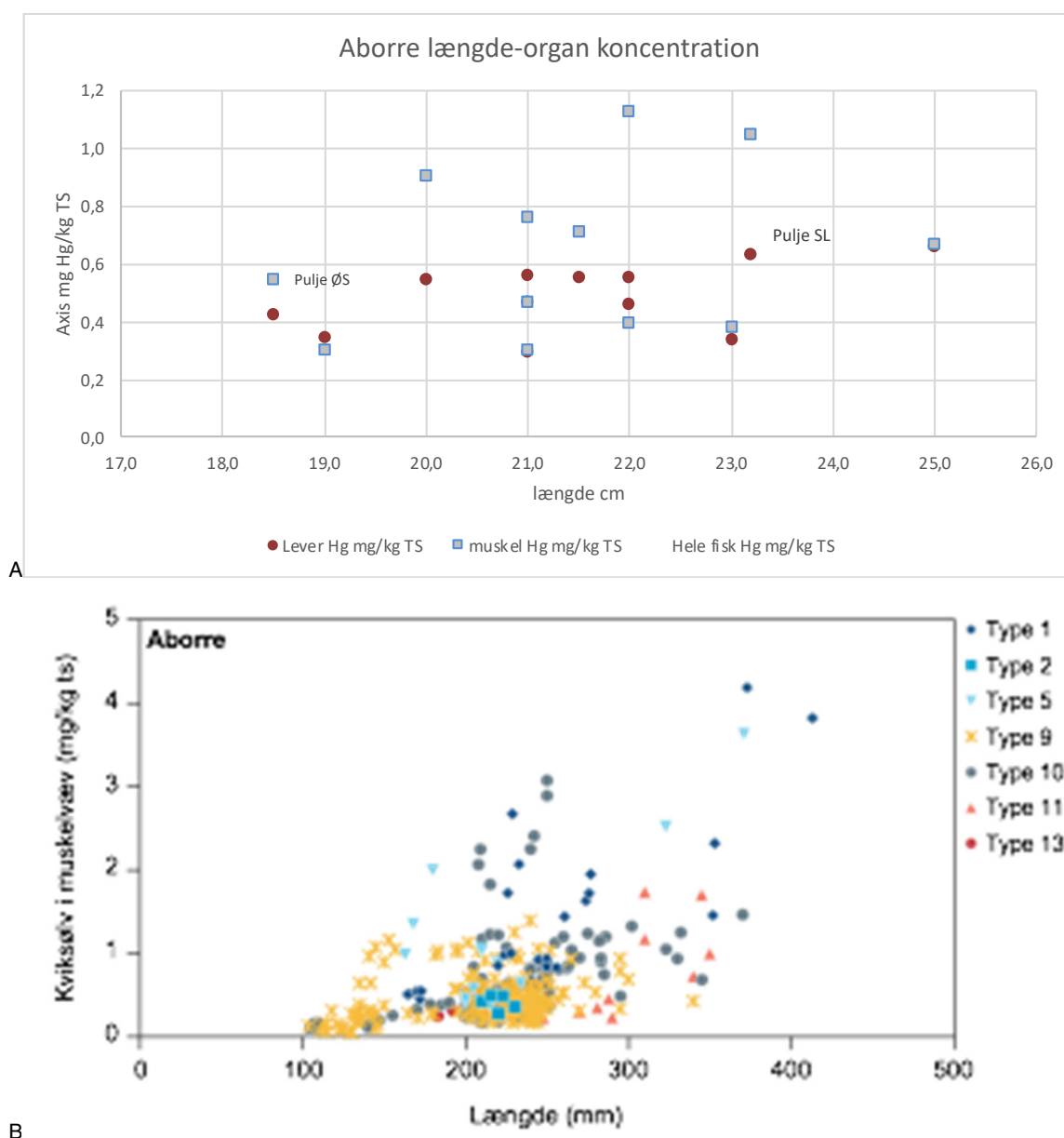
I muskel, hvor Hg forventes at binde sig mest, er der generelt fundet højere Hg-koncentrationer end i lever og "rest fisk". I de puljede prøver er de fundne koncentrationer i de to søer på nogenlunde samme niveau (Tabel 2), men med noget højere niveau end i individfiskene. For individprøverne forekommer der fra Silkeborg Langsø nogle meget lave Hg koncentrationer i muskelprøverne, hvor to af værdierne var lavere end i leverprøverne (figur 1, appendix 10.3), i det ene tilfælde 0,15 mg/kg TS lavere, hvilket giver den højere midelværdi for lever end muskel.

**Tabel 2.** Hg koncentration på individniveau og i puljede aborreprøver, samt omregningsfaktor (ratio) af koncentrationen i hele fisk og muskel hhv. lever. (TS=Tørstof, VV=vådvægt).

Prøve	type	Lever (mg/kg TS)	Muskel (mg/kg TS)	Rest fisk (mg/kg TS)	Hel fisk (mg/kg TS)	TS Ratio <sub>muskel</sub>	TS Ratio <sub>Lever</sub>
Ørn sø	Individ	0,534±0,093	0,766±0,218	0,476±0,128	0,529±0,136	1,03±0,40	1,39±0,26
Ørn sø	Pulje	0,548	0,907	0,780	0,789	0,87	1,44
Silkeborg Langsø	Individ	0,401±0,107	0,370±0,070	0,226±0,054	0,255±0,056	0,65±0,22	0,63±0,26
Silkeborg Langsø	Pulje	0,637	1,048	0,690	0,703	0,67	1,11
		(mg/kg VV)	(mg/kg VV)	(mg/kg VV)	(mg/kg VV)	VV Ratio <sub>muskel</sub>	VV Ratio <sub>Lever</sub>
Ørn sø	Individ	0,122±0,027	0,179±0,053	0,203±0,075	0,176±0,071	1,03±0,47	1,44±0,36
Ørn sø	Pulje	0,100	0,236	0,200	0,200	0,85	2,00
Silkeborg Langsø	Individ	0,080±0,018	0,083±0,016	0,055±0,016	0,049±0,013	0,61±0,20	0,66±0,28
Silkeborg Langsø	Pulje	0,129	0,261	0,176	0,178	0,68	1,38

Omregningsforholdet i tørstof for aborremuskel ( $\text{Ratio}_{\text{muskel}}$ ) bidrager med en usikkerhed på ~37%, mens omregningsforholdet for aborrelever ( $\text{Ratio}_{\text{lever}}$ ) i Ørn Sø er mere forskelligt med 19% usikkerhed mod 43% i Silkeborg Langsø. Tages gennemsnittene for alle ratioer er  $\text{Ratio}_{\text{muskel}}$  0,81 ( $\pm 46\%$ ) og  $\text{Ratio}_{\text{lever}}$  1,05 ( $\pm 42\%$ ) på tørstofbasis, og på vådvægtsbasis  $\text{Ratio}_{\text{muskel}}$  0,81 ( $\pm 46\%$ ) og  $\text{Ratio}_{\text{lever}}$  1,16 ( $\pm 47\%$ ). På vådvægtsbasis er usikkerhederne generelt større, men niveauerne er tættere på hinanden mellem de forskellige organer.

Ved vurdering af Hg-koncentrationen i lever og muskel i aborre i forhold til fiskenes længde (alder) (Figur 1) ses der ikke nogen tydelig sammenhæng. Det skyldes formentligt, at længden af alle fiskene er over intervallet 11-16 cm, hvor aborren går fra at være planteæder til at spise andre fisk. Mindste længde for de analyserede fisk er >18 cm, så det forventes derfor, at alle er på samme trofisk niveau, og at det store spring pga. skiftet i trofisk niveau derfor ikke spiller ind.



**Figur 1.** A: Hg koncentration i lever og muskel versus længde i aborrer fra Ørn sø (ØS) og Silkeborg Langsø (SL). Der er ikke indtegnet regressionslinjer da  $r^2$  ligger mellem 0,05 (muskel) og 0,25 (lever). For de hele fisk angiver ”pulje ØS” (18,5 cm) og ”pulje SL” (23,2 cm) ved resultaterne for de 10 puljede prøver fra hver sø – lever og muskel prøverne fra puljen er dem, der har samme længde (dvs. over/under hele fisk symbolet). De høje koncentrationer i muskel er fra Ørn Sø (>0,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS) og de lave fra Silkeborg Langsø (<0,5  $\text{mg}/\text{kg}$  TS). B: Kvicksølv i muskelvæv af fisk fra 68 søer/338 individer målt i NOVANA 2011-2015, opdelt på søtyper (Johannsen et al, 2015)

Der er stor forskel på Hg koncentrationerne i prøverne af enkelt individer og i puljen for Silkeborg Langsø med +50%, hvor fiskene i gennemsnit er to cm større end gennemsnittet af enkeltindividerne, modsat puljen i Ørn Sø med -20%, hvor middellængden i puljen er tre cm mindre end gennemsnittet af enkeltindividerne. Det er dog store forskelle indenfor individprøver også, da en enkelt stor fisk kan bidrage væsentligt til gennemsnittet (e.g fisken på 25 cm i figur 1 hvor koncentrationen i hel fisk er størst og lever og muskel koncentrationerne er næsten ens).

I NOVANA sø-programmet blev forholdet mellem længde og kviksølv indhold i aborre behandlet i 2015 (Johansson et al, 2015). Opdeling på sø-typer viste, at der var en "god" korrelation ( $r^2 > 0,5$  for type 1, 5 og 13), men stort set ingen sammenhæng for søtype 2,9, 10 og alle typer under et ( $r^2 = 0,24$ ). De højeste koncentrationer findes i næringsfattige og/eller kalkfattige søer (Velling Igel sø, Skør Sø, Maglesø, Hornum Sø og Kvie Sø), for Skør Sø og Hornum Sø var det store fisk som kan være medvirkende til de høje koncentrationer. Det er dog ikke entydigt, i andre næringsfattige/kalkfattige søer (Ræv Sø, Ravn Sø og Skån Sø, Madum Sø) var kviksølv koncentrationerne lave. Det var ikke muligt ud fra de tilgængelige data at fastlægge årsagerne præcist, men det formodes at forskellige i hvornår aborrerne går over til rovfiske stadiet, og langsommere vækstrate i næringsfattige søer gør, at fisk i samme længde er ældre i næringsfattige søer i forhold til andre søtyper. Søtyperne er inddelt efter Alkalinitet (type 1-6 er kalkfattige), og farvetal (klare (ikke brunvand) eller brunvand, saltholdighed (fersk eller salt) og endelig lavvand (ulige numre) og dybe søer (lige numre)).

## 6.2 Rødspætter

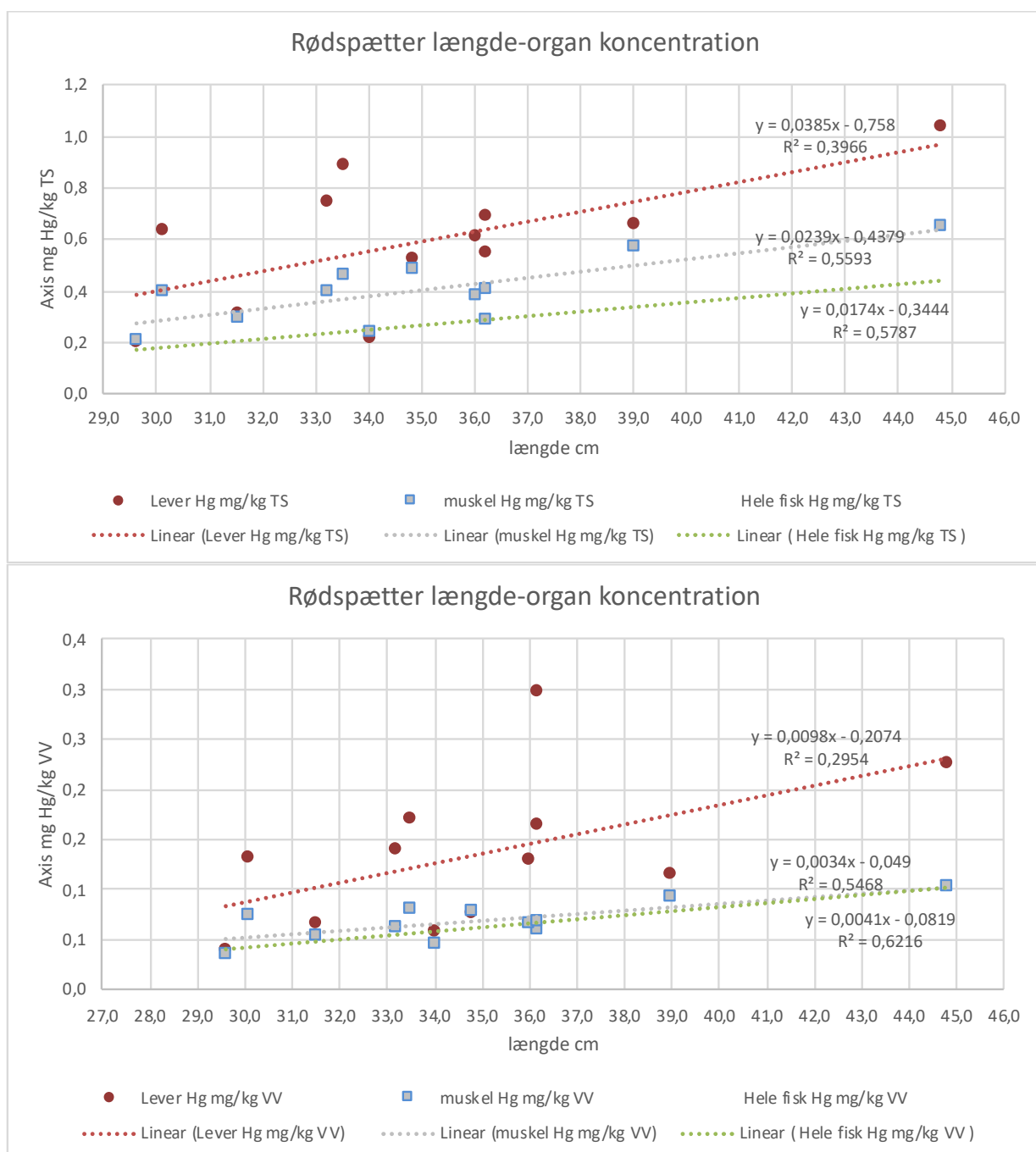
Data for 12 rødspætter, indsamlet i 2017 i forbindelse med NOVANA, er vist i tabel 3 og 4 og illustreret i figur 2. Fiskene var 29-45 cm lange og vejede 0,2 – 1 kg. Alle rødspættene er fra station R1035 (Nordsøen). Normalt anvendes der skrubber i det marine program (også tidligere på R1035), men pga. problemer med at fange skrubber de senere år er der skiftet til rødspætter. Der er derfor ikke så mange historiske data for rødspætter, men de enkelte år, der er data for, er indsat i tabel 3 og 4 med årstal (alle data er fra R1035).

**Tabel 3,** Baggrundsdata på individuelt (n=12) analyserede rødspætter fra 2017 (i,a, = ikke analyseret) og puljede prøver fra 2012-2016 (n=10). Alle rødspætter er fra Nordsøen (R1035).

Prøve	type	Længde (cm)	Vægt (g)	Lever TS%	Muskel TS%	Restfisk TS%
2017	individ	34,9±4,1	421±210,6	21,3±4,1	17,7±2,6	24,1±2,2
2016	Pulje	33,1±3	385±98,9	21,7	18,2	i,a,
2015	Pulje	37,4±7,1	321,3±22,1	22,6	19,0	i,a,
2014	Pulje	35,3±2,9	461,4±95,3	i,a,	i,a,	i,a,
2013	Pulje	27,5±1,1	246,4±23,7	28,1	21,1	i,a,
2012	Pulje	35,5±7,1	533,2±317,9	28,4	20,6	i,a,

**Tabel 4.** Hg koncentration på individniveau (n=12) og i puljede rødspætteprøver (n=10), samt omregningsfaktor (ratio) af koncentrationen i hele fisk og muskel hhv. lever. (TS= tørstof; i.a. = ikke analyseret). Alle rødspætter er fra Nordsøen (R1035).

Prøve	type	Lever (mg/kg TS)	Muskel (mg/kg TS)	Rest fisk (mg/kg TS)	Hel fisk (mg/kg TS)	TS Ratio <sub>muskel</sub>	TS Ratio <sub>Lever</sub>
2017	individ	0,587±0,253	0,397±0,132	0,258±0,091	0,264±0,095	0,68±0,14	0,50±0,18
2016	Pulje	0,470	0,505	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2015	Pulje	0,265	0,302	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2014	Pulje	0,194	0,472	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2013	Pulje	0,101	0,178	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
2012	Pulje	0,276	0,339	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
		(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	VV Ratio <sub>muskel</sub>	VV Ratio <sub>Lever</sub>
2017	individ	0,135±0,074	0,069±0,019	0,061±0,022	0,065±0,023	0,91±0,23	0,55±0,22



**Figur 2.** NOVANA 2017 rødspætter, forholdet mellem Hg-indholdet i lever, muskel og hele fisk i forhold til fiskens længde (cm) for tørstof øverst og vådvægt nederst.

Koncentrationsniveauerne i muskel er i dette datasæt lavere end i lever (67% af indholdet i lever), hvilket normalt ikke er tilfældet. Historiske data viser et andet billede med i gennemsnit 1,54 ( $\pm 37,6\%$ ) gange mere Hg i muskel i forhold til leveren. Der er i perioden 2012-2015 ikke målt på restfisk, men data indikerer, at forholdet mellem muskel og lever er noget variabelt mellem minimum 0,41 i 2014 og maksimum 0,93 i 2016 (middel  $0,72 \pm 0,22$ ).

På tørstofbasis er der ikke stor forskel mellem ration for koncentrationen i hele fiske og lever ( $TS \text{ Ration}_{\text{lever}}$ ) henholdsvis muskel ( $TS \text{ Ration}_{\text{muskel}}$ ). Omregningsfaktoren for muskel bidrager på tørstofbasis med en usikkerhed på  $\sim 24\%$ , mens leveren ligger på  $\sim 36\%$ . På vådvægtbasis er usikkerheden lidt højere ved begge organer.

Der er normalt sammenhæng mellem alder, størrelse og Hg koncentration (biomagnificering). Korrelationen med fiskelængde eller vægt og koncentrationen ( $\text{mg}/\text{kg TS}$ ) er nogenlunde lige gode, og forklarer  $\sim 40\%$  for lever,  $\sim 55\%$  for muskel og  $\sim 58\%$  for hele fisk (figur 2). Der er altså en indflydelse fra størrelsen som forventet, men den er mest signifikant for muskel og hele fisk. På vådvægtbasis er korrelationen længde og koncentration større for hele fisk (62%) end på tørstofbasis, og muskel og hel fisk falder næsten sammen. Korrelationen for lever og muskel er lidt lavere på vådvægtbasis end for tørstof.

### 6.3 Skrubbe

Skrubber forekommer hyppigere i de indre danske farvande og er derfor den foretrukne art til overvågning i marine områder i Danmark. I de seneste år er der fortrinsvis analyseret puljede prøver. Ved dette projekt er der analyseret 5 individer fra et område for at fastlægge usikkerheden på de enkelte organer (tabel 5).

**Tabel 5.** Baggrundsdata på individ niveau ( $n=5$ ) i skrubbe. (TS=Tørstof).

Prøve	type	Længde (cm)	Vægt (g)	Lever TS%	Muskel TS%	Restfisk TS%
MFS0101001	individ	$33,4 \pm 1$	$421 \pm 210,6$	$30,6 \pm 9,8$	$21,4 \pm 1,9$	$24,6 \pm 3,8$

Usikkerheden på ratioerne på vådvægtbasis er lidt lavere end på tørstofbasis for skrubberne, ligesom variationen indenfor hvert organ er mindre (tabel 6).

**Tabel 6.** Hg-koncentration på individniveau i skrubbe ( $n=5$ ), samt omregningsfaktor (ratio af koncentrationen i hele fisk og muskel hhv. lever. (TS=Tørstof, VV=vådvægt)).

Prøve	type	Lever ( $\text{mg}/\text{kg TS}$ )	Muskel ( $\text{mg}/\text{kg TS}$ )	Rest fisk ( $\text{mg}/\text{kg TS}$ )	Hel fisk ( $\text{mg}/\text{kg TS}$ )	TS Ratio <sub>muskel</sub>	TS Ratio <sub>Lever</sub>
MFS0101001	individ	$0.15 \pm 0.15$	$0.35 \pm 0.20$	$0.21 \pm 0.11$	$0.21 \pm 0.11$	$0.62 \pm 0.19$	$1.92 \pm 0.66$
		( $\text{mg}/\text{kg VV}$ )	( $\text{mg}/\text{kg VV}$ )	( $\text{mg}/\text{kg VV}$ )	( $\text{mg}/\text{kg VV}$ )	VV Ratio <sub>muskel</sub>	VV Ratio <sub>Lever</sub>
MFS0101001	individ	$0.035 \pm 0.022$	$0.072 \pm 0.034$	$0.048 \pm 0.018$	$0.050 \pm 0.019$	$0.71 \pm 0.12$	$1.56 \pm 0.41$

Omregningsfaktorerne for muskel i skrubber ligger på samme niveau som i rødspætter. Leverkoncentrationerne er (som normalt for rødspætter, 2012-2016 jvnf. tabel 4) lavere end i muskel (ca. 45% af indholdet i muskel). Der er lille spredning i skrubbernes længder, og det giver derfor ikke mening at se på relation mellem fiskenes længde-kviksølvkoncentration.

## 6.4 Ålekvabber

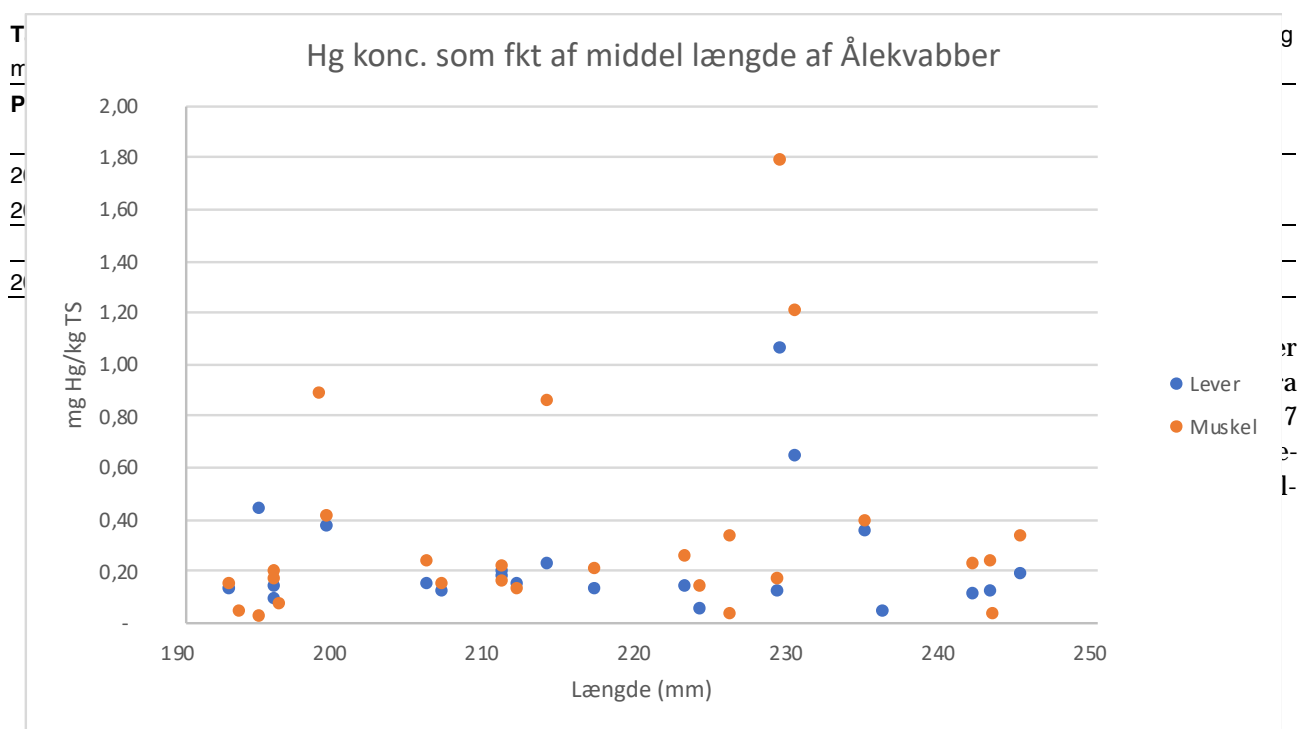
I 2016 blev lever og muskel udtaget fra 5 individer på en station. Gennemsnitsdata for individerne er angivet i tabel 7. Der er analyseret på både individniveau og puljer af lever og muskel.

**Tabel 7.** Baggrundsdata på individ (n=7) og puljede ålekvabbe.

Prøveår	type	Længde (cm)	Vægt (g)	Lever TS%	Muskel TS%	Restfisk TS%
2016	Individ	21,7±1	421±210,6	21,2±1,5	17,5±1,2	29,4±3,7
2011-17 (n=30)	Pulje	222,7±34,7	43,6±12,7	-	18,9±1,2	-

Koncentrationsniveauerne i ålekvabber indsamlet i 2016 fra Limfjorden (LIM3716) er de samme som ved de øvrige 30 stationer fordelt over det meste af Danmark fra Østersøen til Århus Bugt og Randers Fjord. Forholdet mellem koncentrationer i lever og muskel er også tilsvarende, selvom der er stor spredning i datasættet ( $58\pm 30\%$  RSD)

Omregningsforholdet for muskel og lever på tørstofbasis bidrager begge med en usikkerhed på ~18%, og den er endnu lavere på vådvægtsbasis.



**Figur 3.** NOVANA resultater for ålekvabber, forholdet mellem fiskens længde (cm) og Hg indholdet i henholds lever og muskel (ODA udtræk fra 2011 til 2017 hvor der er analyseret på ålekvabber).

## 6.5 Sortmundet kutling

Sortmundet kutling er en invasiv art, som kommer ind fra Østersøen og som langsomt bevæger sig op i Kattegat. Der er ikke mange historiske data, så der er testet data fra to stationer med fem fisk analyseret pr. station. Sortmunde kutlinger har væsentlig større lever end ålekvabber (1-2,6 g mod 0,26-0,49 g), selvom ålekvabberne generelt er større (22 cm mod 14-15 cm) (tabel 9). Leveren i sortmundet kutling er desuden meget olieholdig, hvilket ses på det meget højere tørstofindhold i forhold til indholdet i ålekvabber, skrubber og rødspætter. For at undgå skader på DMA analysatoren fra det høje olieindhold blev leveren fra sortmundet kutling analyseret på ICP-MS efter oplukning i mikrobølgeovn.

**Tabel 9.** Baggrundsdata på individ (n=5 pr station) for sortmundet kutling fra 2017.

Prøve	type	Længde (cm)	Vægt (g)	Lever TS%	Muskel TS%	Restfisk TS%
KF	Individ	15±1,7	52,1±17,3	45,8±26,3	21,5±2,5	30,2±2,7
Glønø	Individ	14,1±0,8	50,8±4,7	54,4±4,9	23,3±0,7	23,7±0,8

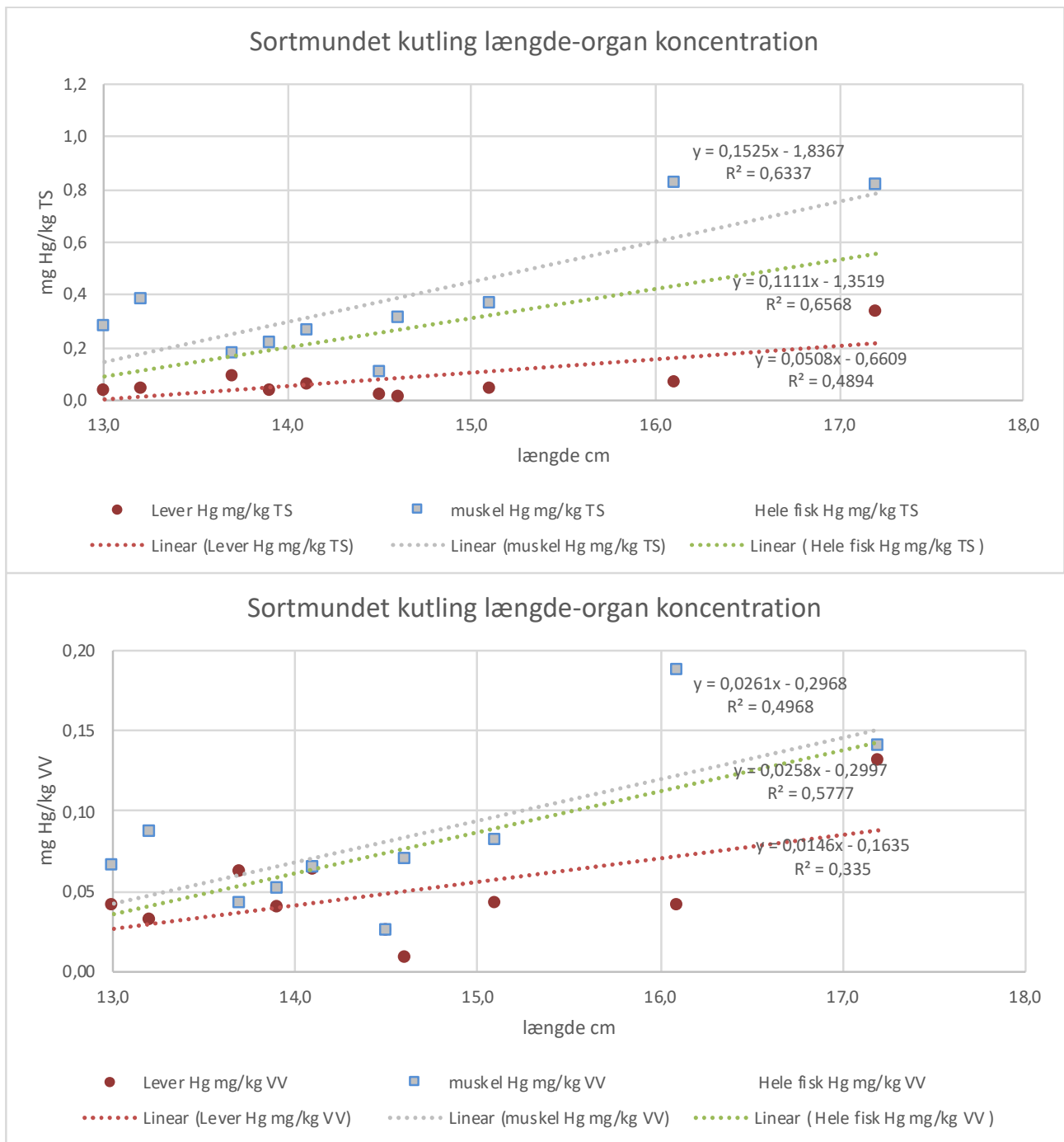
For tørstofbasis bidrager omregningsforholdet for muskel med en usikkerhed på 28 og 52%, mens leveren bidrager med 91 og 28% for Kalundborg Fjord (KF) og Glønø henholdsvis (tabel 10). På vådvægtbasis er spredningen i gennemsnit større end for musklen. Omregningsfaktoren mellem muskel og hel fisk på tørstofbasis er 0,71 – 0,99, hvorimod den på vådvægtbasis er 1-1,06.

**Tabel 10.** Hg-koncentration på individniveau (n=5 pr station) for sortmundet kutling.

Prøve	Type	Lever (mg/kg TS)	Muskel (mg/kg TS)	Rest fisk (mg/kg TS)	Hel fisk (mg/kg TS)	TS Ratio <sub>muskel</sub>	TS Ratio <sub>Lever</sub>
KF	Individ	0,113±0,13	0,509±0,300	0,332±0,225	0,322±0,241	0,71±0,21	5,80±5,49
Glønø	Individ	0,043±0,013	0,251±0,095	0,218±0,108	0,206±0,071	0,99±0,58	3,01±1,45
		(mg/kg VV)	(mg/kg VV)	(mg/kg VV)	(mg/kg VV)	VV Ratio <sub>muskel</sub>	VV Ratio <sub>Lever</sub>
KF	Individ	0,056±0,047	0,106±0,058	0,332±0,225	0,322±0,241	1,00±0,33	2,84±2,62
Glønø	Individ	0,043±0,013	0,059±0,021	0,052±0,027	0,053±0,019	1,06±0,55	1,36±0,61

Sammenhængen mellem længde og Hg-koncentration (figur 4) er bedre for sortmunde kutling end andre undersøgte arter, hvilket betyder, at det for denne art er endnu vigtigere at få indsamlet fisk i samme størrelse end for de andre arter, hvis der skal foretages omregning. Korrelationen er bedre for tørstof basis end vådvægt.





**Figur 4.** Individ målinger for sortmundet kutling, forholdet mellem indholdet i lever og muskel i forhold til fiskens længde (cm). Tørstof basis øverst, vådvægts basis nederst.

## 6.6 Andre metaller

I perioden 2012-2016 er der samtidig med kviksølv målt for en række andre metaller i både lever og muskel (tabel 11). Koncentrationsniveauerne af cadmium (Cd), bly (Pb) og nikkel (Ni) i muskel var i de fleste prøver på eller under detektionsgrænsen. Koncentrationen af sølv (Ag) var tæt på eller under detektionsgrænsen i både lever og muskel. Generelt blev de højeste koncentrationer fundet i lever, dog undtagen for arsen (As). Omregningsfaktoren mellem lever og muskel ses i tabel 11.  $n$  angiver antallet af data over detektionsgrænsen, statistikken er baseret på alle omregningsfaktorer er med  $<DL$  erstattet af enten detektionsgrænsen (DL) eller  $\frac{DL}{\sqrt{2}}$  som proxy for koncentrationen, jvnf. de svenske beregninger (), for at få et minimum (DL) og maksimum ( $\frac{DL}{\sqrt{2}}$ ) estimeret af omregningsfaktorerne, den sidste kan sammenlignes direkte med de svenske (fx Danielsson *et al* 2018)) omregningsfaktorer.

Generelt er standard afvigelserne høje på Cd, Ni og Pb, der alle har en del værdier tæt på detektionsgrænsen i muskel især. Cu og Zn er blevet målt i alle prøver over detektionsgrænsen (men i muskel nogle gange tæt på detektionsgrænsen), og er derfor ikke angivet med substitueret DL. Generelt er median værdien også lavere end middelværdien, hvilket indikerer nogle enkelte meget høje maksimal værdier for alle parametrene, medmindre man anvender den svenske substitution for DL cværdien (fx *Pleuronectes platessa* for Cd). Der er kun en station og 4 år for rødspætterne (*Pleuronectes p.*), og i nogle tilfælde er der ikke rapporteret værdier under detektionsgrænsen, så der mangler data.

Specielt Cd og Cu er meget usikker at gange op med, forskellen på mindste faktor og højeste er 100x forskellige, for Cu især reletaret til rødspætterne, hvorimod det er mere af størrelsesordenen 20x for Ni, Pb og Zn. Hvor de fleste metaller udviser standard afvigelser på niveau med middelværdien er standard afvigelserne for Zn omkring det halve af middelværdierne, hvilket indikerer både højere niveauer i både lever og muskel (og derved mindre analyseusikkerhed) og måske større biologisk styring af optaget af Zn, der ligesom Cu er et mikronæringsstof.

**Tabel 11.** Omregningsfaktorer'er mellem relevante metal indhold i lever og muskel (tørstof basis, koncentrationer <DL er erstattet af  $\frac{DL}{\sqrt{2}}$  hvor angivet i DL kolonnen). Omregningsfaktoren er angivet som lever/muskel koncentration for 3 arter, hvor der findes data for både muskel og lever i ODA (2011-2017), og gennemsnittet for alle prøver. Omregningsfaktoren anvendes ved at lever koncentrationer divideres med omregningsfaktoren for at få koncentrationen i muskel. Bemærk at der for Cu og Zn ikke er nogen værdier under DL, derfor ser der kun et resultat pr. art.As og Ag er ikke beregnet pga. færre data

Metal	Species	<DL	median	middel	stdafv	min	Max	
Cd	Platichthys flesus(n=15)	DL	29	47,7	47,6	1,9	158	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	35,4	55,1	47,0	2,7	158	
	Pleuronectes platessa (n=4)	DL	42.0	46.7	36.8	11.8	91	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	55.0	54.4	40.9	16.7	91	
	Zoarces Viviparus (n=22)	DL	28.9	43.9	58.7	3.0	256.0	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	32.6	55.9	84.2	3.0	351.4	
	Alle arter (n=41)	DL	29.0	45.6	52.0	1.9	256.0	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	35.1	55.5	68.0	2.7	351.4	
	Ni	Platichthys flesus(n=20)	DL	1.0	1.2	0.8	0.5	4.0
			$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	1.0	1.3	0.9	0.5	4.0
Pleuronectes platessa (n=4)		DL	9.0	7.9	5.2	1.0	12.6	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	9.0	7.9	5.2	1.0	12.6	
Zoarces Viviparus (n=29)		DL	1.5	2.5	2.1	0.5	10.4	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	1.7	2.8	2.5	0.5	10.4	
Alle arter (n=53)		DL	1.0	2.4	2.7	0.5	12.6	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	1.2	2.6	2.8	0.5	12.6	
Pb		Platichthys flesus(n=18)	DL	1.0	1.2	0.6	0.4	2.8
			$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	1.0	1.3	0.7	0.4	2.8
	Pleuronectes platessa (n=4)	DL	3.6	4.3	4.0	1.0	9.1	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	3.6	4.3	4.0	1.0	9.1	
	Zoarces Viviparus (n=26)	DL	1.0	1.5	1.8	0.5	10.0	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	1.0	1.3	1.3	0.5	7.1	
	Alle arter (n=48)	DL	1.0	1.6	1.9	0.4	10.0	
		$\frac{DL}{\sqrt{2}}$	1.0	1.5	1.7	0.4	9.1	
	Cu	Platichthys flesus(n=20)	DL	29.6	43.8	36.9	1.5	160.4
		Pleuronectes platessa (n=4)	DL	27.3	132.3	217.9	15.6	458.9
Zoarces Viviparus (n=30)		DL	31.4	46.5	43.9	7.4	191.0	
Alle arter (n=54)		DL	29.6	51.9	69.0	1.5	458.9	
Zn	Platichthys flesus(n=18)	DL	4.3	5.0	2.8	0.5	10.5	
	Pleuronectes platessa (n=4)	DL	7.8	7.8	2.2	5.9	9.7	
	Zoarces Viviparus (n=30)	DL	2.5	2.4	0.6	1.0	3.4	
	Alle arter (n=52)	DL	2.9	3.7	2.5	0.5	10.5	

## 7. Litteraturværdier for kviksølv og andre stoffer

Der er relativt få studier, hvor der er analyseret på hele fisk. I stedet er der ofte fokus på hvilket organ, de miljøfarlige stoffer opkoncentreres i, for at finde de optimale organer til miljøundersøgelser, for at sikre at stofferne er målbare og tilgængelige for vurdering af geografisk udbredelse og tidstrend analyser for de enkelte stoffer. Dette er oftest reduceret til valg mellem lever og muskel, selvom det er i nyrer og skelet, der for nogle stoffer findes de højeste værdier. Det vil dog være mere krævende at dissekere i et overvågningsprogram, der ofte skal dækkes af mange lande og laboratorier.

### 7.1 Marine Arter

Den seneste rapport fra Naturhistoriske riksmuseet (Danielsson *et al* 2018) ser på metaller og POP'er i sild, og medtager hele fisk, i modsætning til en tidligere rapport, hvor der var fokus på metaller og PFOS og forhold mellem lever og muskel (Faxneld, 2014).

Målingerne på sildene blev udført på mange forskellige organer. Ud over målinger på lever og muskel blev der også målt på mave/tarm systemet fra 12 individer. Desuden blev der fra 2 puljer af 25 fisk, respektivt hanner og hunner udtaget prøver af mave/tarm systemet, nyrer, gæller, øjne, gonader, hjerne, rygsøjlen (knogle) og en separat prøve af det sub-kutane fedtlag, lige under skindet. I alle tilfælde blev resten af fisken homogeniseret og analyseret som "skroget" (carcass).

Prøverne blev herefter analyseret for polychlorerede stoffer (PCB), chlorerede pesticider (HCH, DDT, HCB), bromerede flammehæmmere (PBDE, HBCDD), 10 metaller og fluorerede forbindelser (PFAS).

For Hg og 2 PFAS'er er der stor forskel på i hvilke organer, der er fundet de højeste koncentrationer. De 2 PFAS'er blev fundet i højeste koncentrationer i lever hhv. nyre/hjerne (figur 5). Der er også stor forskel mellem metallerne, hvor cadmium (Cd) især opkoncentreres i nyrer og lever (organet der tidligere er anvendt i NOVANA overvågningen), findes bly (Pb) især i skelettet samt skindet og det subkutane fedtlag. For de fleste andre organer (incl. musklen) var metal koncentrationerne typisk tæt på detektionsgrænsen.

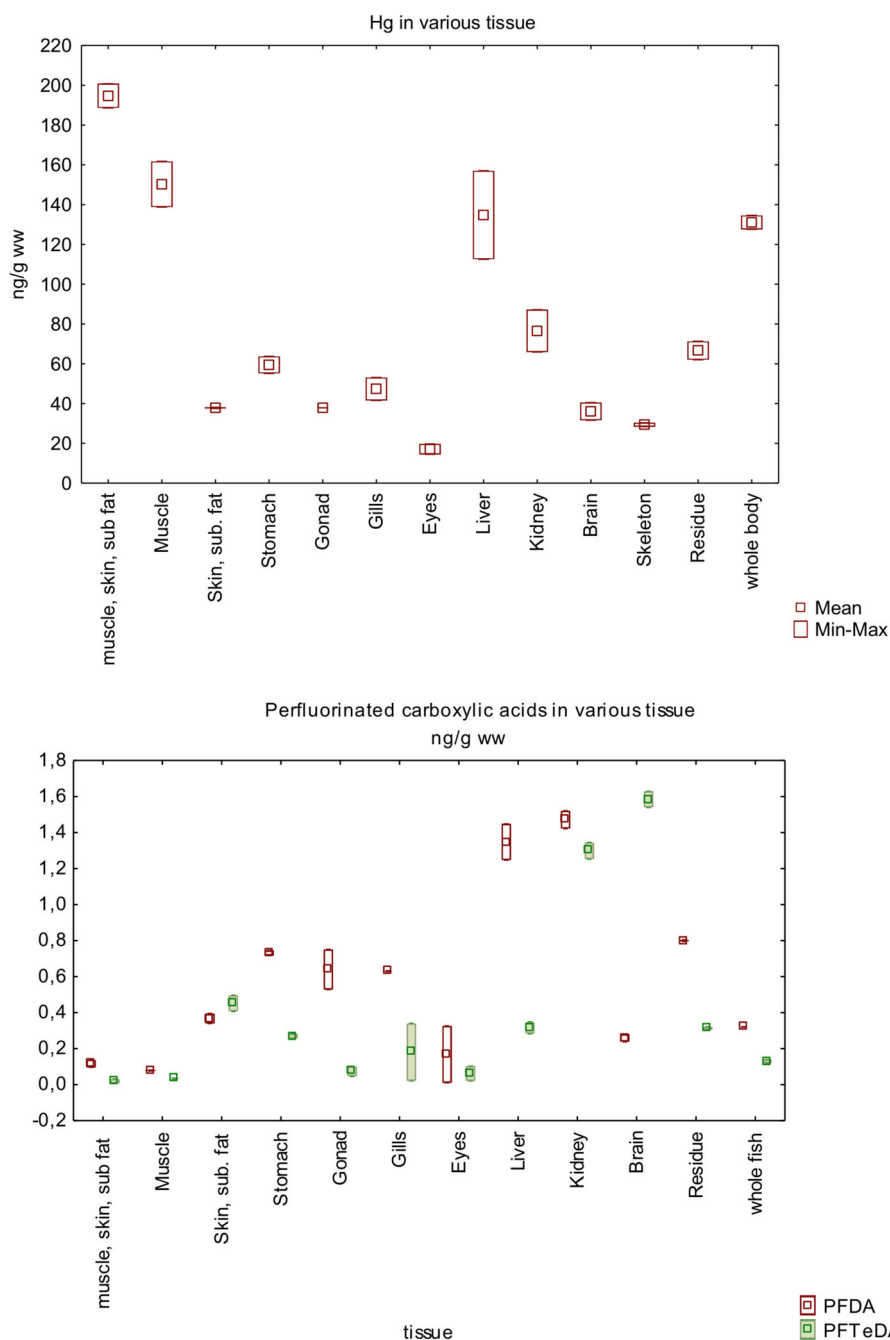
Ud fra målingerne er grænseværdierne (EQS, QS) for PFAS omregnet fra 9,1 µg/kg i hel fisk til 191 µg/kg i lever (Hel fisk = 0,048 x lever koncentrationen). Der er i rapporten ikke anvendt simpel forholdstalsregning, men regressions analyse af sammenhængen mellem indholdet i organerne (for PFAS lever) og hele fisk.

Hg's EQS på 20 µg/kg VV er omregnet til 24 µg/kg VV i muskel.

For Cd er der ingen EQS i fisk, men der er en toprovdyrs sekundær forgiftning QSsec pois på 160 µg/kg VV, som omregnes til en QS lever på 12.000 µg/kg TS. Her er fødevarer grænsen 50 µg/g VV for muskel, og ved at omregne med koncentrationsratioen mellem Cd i lever og muskel (143x) fås en QS lever, hh

på 27.500 µg/kg TS, noget højere, men baseret på forholdet til detektionsgrænsen (divideret med kvadratrodd 2) for muskel målinger, da de alle var under detektionsgrænsen.

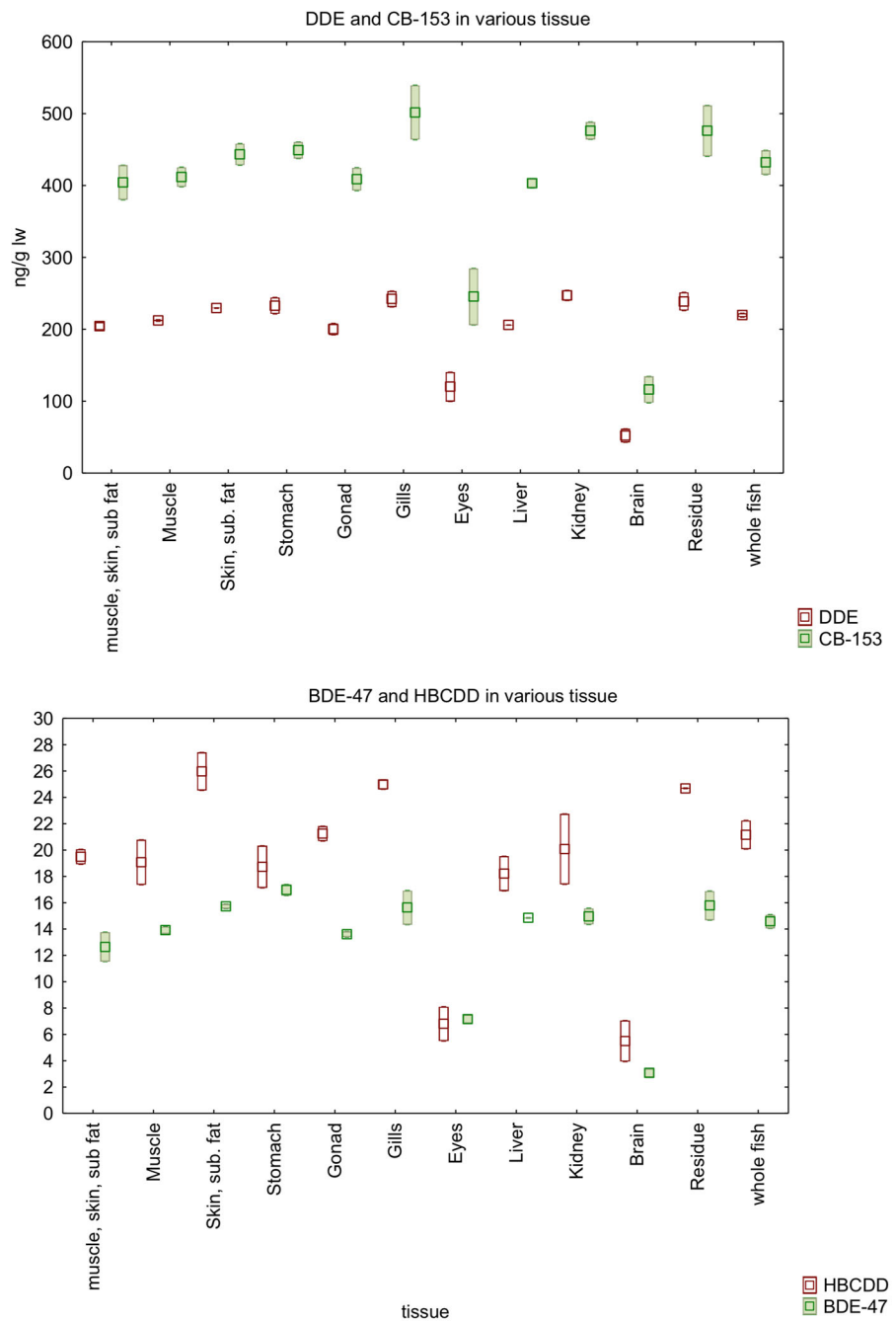
**Figur 5.** Eksempel på forskelle i koncentrationer for Hg og PFDA/PFTeDA fluorerede forbindelser i vævet fra de to puljede prøver (Danielsson, 2018). Bemærk muskel, lever og subkutant fedt med skind og muskel har de højeste niveauer af Hg, hvorimod det for PFAS'erne (PFDA og PFTeDA) er lever, nyrer og hjerne med de højeste værdier og muskler har 10-20 gange lavere indhold end lever.



Også for bly er der en  $QS_{sec\ poiss}$  på 1 µg/g VV, som ligeledes omregnes til en  $QS_{lever}$  på 19 µg/g TS. Fødevaregrænsen på 0,3 µg/g VV i muskel omregnes til 17,5 µg/g TS i lever altså meget tæt på samme beskyttelsesniveau for fødevarer og miljømålsætningen, når omregningsfaktorerne mellem organer og 26% TS bruges til omregning af QS'erne.

For DDE og CB-153 viser lipid normalisering, at indholdet i de fleste organer havner på samme niveau (undtagen hjernen og øjnene), samme tendens som PBDE'erne udviste (figur 6).

**Figur 6.** Eksempel på forskelle i koncentrationer for chlorerede og bromerede forbindelser i vævet fra de to puljede prøver (Danielsson, 2018). Bemærk at alle værdierne er normaliserede til lipid vægt (lw).



De svenske anbefalingen for klorerede- og bromerede forbindelser var derfor, at organet var stort set ligegyldigt, så længe der arbejdes på lipid normaliserede data, og at HBCDD data for muskel derfor kan anvendes direkte overfor den specificerede EQS<sub>sec</sub> pois for hele fisk, så længe der regnes med lipid normaliserede data.

En hollandsk undersøgelse (Foekema et al, 2016) af hele fisk i 4 vandområder (2 marine: Ijsselmeer og Ketelmeer og 2 brakvand/ferskvands prøver Hollands Diep og Getijdenmass) medtog i alt 4 arter, herunder aborre. Der blev målt trofisk niveau ved at måle stabile isotop ratioer for <sup>15</sup>N (δ<sup>15</sup>N), og det trofiske niveauet TL blev beregnet ud fra at muslinger defineres til TL 2 (formel 4):

Formel 4

$$\text{Trofisk niveau: TL} = \left( \frac{\delta^{15}\text{N}_{fisk} - \delta^{15}\text{N}_{mussling}}{3.4} \right) + 2$$

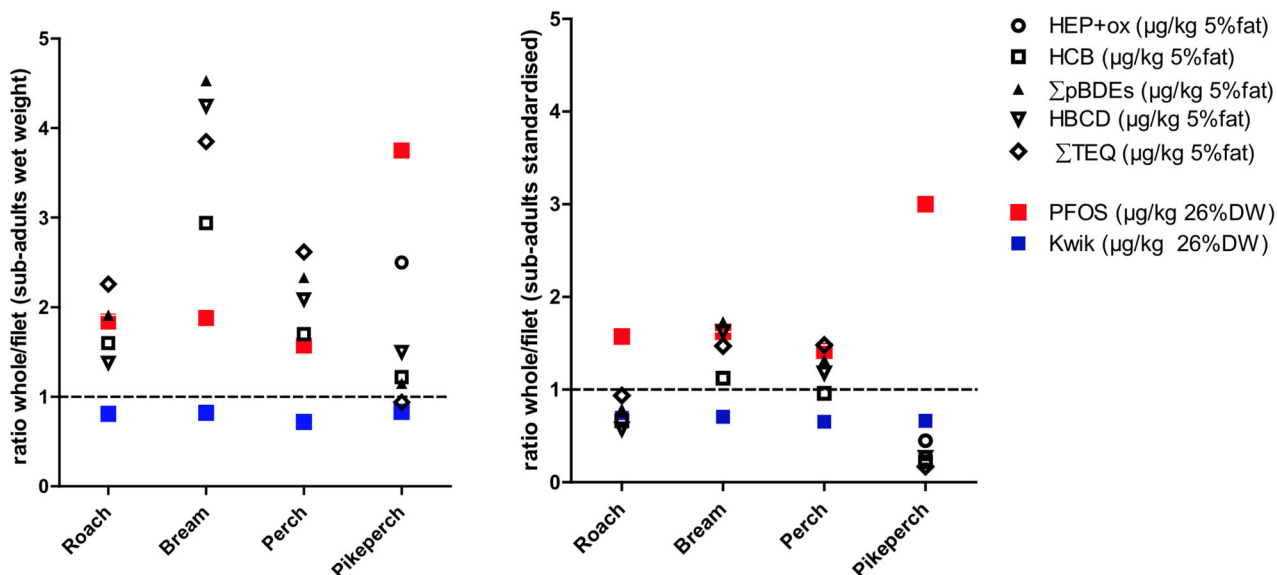
De trofiske niveauer for de to brakvands områder var 1-2 trofiske niveauer lavere end de to marine områder. De marine områder havde TL for skalle (Roach) og brasen (Bream) på ca. 3, sandart (Pikeperch) på 3,3-3,7 uden den store forskel mellem unge og voksne fisk. Der var større forskel for aborre, som lå på 3 for ikke kønsmodne og 3,2 for voksne. Ved normalisering til TL = 4 fandtes en lavere variationskoefficient for kviksølv i voksne fra 3 af områderne, men for unge fisk var variationskoefficienten højere i alle områder.

Prøverne fra Ketelmeer blev analyseret for kviksølv i både hel fisk og muskel, i alle tilfælde var niveauet af Hg højest i musklen, og faktorerne til omregning mellem muskel og hel fisk var 0,73-0,83 for kønsmodne fisk, og 0,47-0,68 på ikke-kønsmodne fisk, begge på vådvægts basis. I Danmark analyseres ifølge TA'erne prøver af kønsmodne fisk, så der er god overensstemmelse med resultaterne fundet i de danske fiske arter. Tilsvarende blev der for PFOS fundet en faktor 1,4-1,8 for skalle, brasen og aborre både i kønsmodne og ikke kønsmodne fisk (max 1,6), hvorimod sandarten havde 3,8 gange mere PFOS i hele fisken end i musklen (faktor 3 for ikke-kønsmodne fisk). Dette indikerer relativt store artsforskelle for muskel til hel fisk omregning, og da indholdet i musklen samtidig er lavere end lever indholdet, er leveren i det danske måleprogram valgt som organ for PFOS analyser for at undgå for mange resultater omkring og under detektionsgrænsen.

For de lipofile organiske analyser blev der foretaget normalisering til 5% lipid, og igen afviger sandarten på forholdet mellem hel fisk og muskel i forhold til de øvrige arter (figur 7, til højre), ved at have signifikant mindre HCB, sum PBDE og HBCDD i hele fisk end i musklen, med en faktor 0,2 - 0,3 men til gengæld var dioxin TEQ meget højere med en faktor 8. For heptachlor var alle muskel-resultaterne under detektionsgrænsen (0,1 µg/kg 5% lipid) for andre fisk end sandarten, hvor en faktor 0,5 blev fundet for resultater meget tæt på detektionsgrænsen. For de øvrige arter varierede indholdet lidt mellem mest i hel fisk og muskel med faktorer 0,9-1,5 for HCB; 0,6-1,7 for HBCD; 0,6-1,3 for summen af PBDE'er og 0,7-1 for dioxin TEQ. Generelt var de laveste faktorer (0,8 i gennemsnit) for skallerne, og lidt højere i brasen (faktor 1,5 i gennemsnit) og aborre (faktor 1,2 i gennemsnit). Uden normalisering til lipid indhold (figur 7, til venstre) er der noget større spredning, og brasen skiller sig ud med væsentlig højere ratio'er end ved lipid normalisering.

Konklusionen på det hollandske studie er, at analyse af hele fisk skal ske på mindre, ikke-kønsmodne fisk, da de ofte har højere indhold end muskler fra kønsmodne fisk (i.e. nemmere at måle), usikkerheden ved dissektion fjernes og risikoen for kontaminering under dissektion fjernes. Desuden anføres det, at arbejdet med hele fisk er mindre tidskrævende. Disse konklusioner er noget tvivlsomme, da potentialet for forurening ved homogenisering af en hel fisk er på samme niveau som dissektion og homogenisering af musklen, og det er nemmere at kontaminere skindet under prøvetagning og transport end musklen, der er beskyttet af skindet indtil dissektionen. Det er heller ikke nemmere at homogenisere en hel fisk end musklen, da man skal have skelettet fundet og de større prøvemængder gør det sværere at få homogeniseret det hele jævnt (jvnf. Diskussionen om usikkerhed på analyser af rest fisk ovenfor), selvom knogler og hjernebassen ikke er så hårde på de mindre fisk. På den positive side er dog, at der altid vil være nok prøvemateriale til at gennemføre analyserne.

Andre reelle fordele ved ikke-kønsmodne fisk er, at problematikken omkring fjernelse af organiske forbindelser i gonaderne ved reproduktion og usikkerheden om fiskens vandring før prøvetagningen undgås, ligesom der normalt er flere små end store fisk i et givent område (i hvert fald kystnære områder).



**Figur 7.** Ratio i koncentrations forskelle mellem muskel og hel fisk fra Ketelmeer (Foekema et al 2016, figur 36). Bemærk at alle værdierne er normaliseret til 5% lipid vægt (lw), sandart (pikeperch) skiller sig ud for alle organiske forbindelser. Ratio >1 betyder højere koncentration i hel fisk end i musklen (muskel). Resultaterne er for ikke-kønsmodne. Kwik er kviksølv (Hg) på hollandsk.

## 7.2 Ferskvandsarter

Indholdet af metaller i aborre er af Naturhistoriske riksmuseet (Faxneld *et al* 2015) undersøgt på tværs af lever, muskel og hele fisk. Det viste sig, at hovedparten af metaller blev fundet i de højeste koncentrationer i leveren (sølv (Ag), aluminium (Al), arsen (As), cadmium (Cd), kobber (Cu), antimon (Sb) og zink (Zn)), hvorimod koncentrationerne af Hg og tin (Sn) var højest i musklen. Endelig var koncentrationen af bly (Pb), krom (Cr) og nikkel (Ni) højest i hele fisken, sandsynligvis pga indholdet i nyrer, knogler og mave. Som for sild blev de eksisterende QS værdier for Pb og Cd omregnet fra  $\mu\text{g}/\text{kg}$  VV til  $\mu\text{g}/\text{g}$  TS i lever (hhv.  $31,9 \mu\text{g}/\text{kg}$  VV for Cd og  $1,46 \mu\text{g}/\text{g}$  TS for Pb). For Cd er denne værdi ca. 3x højere end for sild, og ca. 10x lavere for Pb end beregnet for sild i Danielsson *et al* (2018). For Cd var der dog god overensstemmelse mellem Danielsson *et al* (2018) og Faxneld *et al* (2014), som også var baseret på ferskvandsarter. Hg's EQS på  $20 \mu\text{g}/\text{kg}$  VV omregnes til  $21 \mu\text{g}/\text{kg}$  VV i muskel, meget tæt på de  $24 \mu\text{g}/\text{kg}$  VV for sildemusklere.

Fordelingen af PFAS er undersøgt i et større studie af Naturhistoriske riksmuseet (Faxneld *et al* 2014), men kun mellem lever og muskel i både ferskvands og marine arter (aborre, fjeldørred, gedde, ålekvabber, sild og torsk). Der blev ikke fundet store forskelle på forholdet mellem indholdet i lever og muskel for de forskellige arter, men der var ikke en lineær sammenhæng i alle tilfælde. Især sild og aborre udviste gode korrelationer, og gav som basis en ratio på 17 mellem lever og muskel, hvilket omregnet fra EQS på  $9,1 \mu\text{g}/\text{kg}$  VV i spiselige dele (muskel) resulterer i  $157 \mu\text{g}/\text{kg}$  VV i lever. HELCOM anvender 17,9 i deres seneste PFAS indikator rapport (HELCOM, 2018).

Til HELCOMs indikator for PFOS (HELCOM, 2018) anvendes en lever: muskel omregningsfaktor på 17,9, på basis af Faxneld *et al* (2014) rapporten. Denne omregningsfaktor diskuteres også anvendt i OSPAR regi.



## 8. Konklusion

Resultaterne diskuteres med Hg for sig, og de øvrige stoffer samlet.

### 8.1 Hg

For de fleste fiskearter er der fortrinsvist målt Hg i muskel under rygfinnen i de danske marine og ferskvandsovervågningsprogrammer (Larsen og Strand, 2017; Johansson og Wiberg-Larsen, 2018). Musklen er vægtmæssigt det største organ, og dermed er muskelen det mest betydende organ i forhold til hele fisken. Samtidig er det i de fleste tilfælde det organ, som giver den laveste usikkerhed ved omregning til hele fisk. Lever fra individuelle fisk er mere spredte i størrelse, tørstof og Hg indhold, og der er større forskel mellem arterne på omregningsfaktorerne. Lever giver derfor større usikkerhed på vurderingerne, hvis den anvendes som organ for Hg analyser fx til sammenligning med miljøkvalitetskravet.

Der er ved nærværende projekt fundet variation på omregningsfaktoren mellem arter, inden for arten og mellem stationer, som ikke kun kan tilskrives størrelsen på fiskene. Det kan have betydning, hvis omregningsfaktorerne bruges til at estimere koncentrationer fra muskel til hel fisk, fx for sammenligning med miljøkvalitetskravet.

Omregningsfaktorerne for muskler til hele fisk for de enkelte arter fremgår af tabel 2, 4, 6, 8 og 10 og er sammenstillet i tabel 12. Usikkerheden på omregningsfaktorerne for de enkelte arter er 15-47%. Som middelværdi for de undersøgte arter kan muskelkoncentrationen ganges med 0,76 for at få et estimat af koncentrationen i hele fisken, når der regnes i tørstof, hvorimod faktoren er 0,93, når der regnes i vådvægt. De mindste usikkerheder opnås med arts-specifik omregning, hvor der anvendes arter i tabellen, men for arter, der ikke indgår i denne analyse er gennemsnittet for alle arter det bedste bud.

Den mindste usikkerhed på omregning fås, hvis beregningerne sker på tørstofbasis. Dvs. der anvendes  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$  for Hg og "Tørstof" faktor muskel til hele fisk fra tabel 12, og med anvendelse af standard tørstofprocenten på 26% (EU, 2014) for at regne tilbage til vådvægt basis for hele fisken. Eksempelvis betyder det for puljen af aborrer i Silkeborg Langsø (data fra sidste linie i appendiks 10.3, 10.4):

Muskel Hg = 0,261 mg/kg VV

Tørstof muskel = 24,9%

Kviksølv indhold som tørstof i hel fisk:

$0,83$  (omregningsfaktor) \*  $0,261$  mg/kg VV \*  $100/24,9$  TS/VV \*  $1000$   $\mu\text{g}/\text{mg}$  =  $870$   $\mu\text{g}/\text{kg TS}$  for hel fisk

Tilbageregning til vådvægt med Guidelinens standard tørstof på 26%:

$870$   $\mu\text{g}/\text{kg TS}$  \*  $26$  TS/100 VV =  **$226$   $\mu\text{g}/\text{kg VV}$**  >> EQS på  $20$   $\mu\text{g}/\text{kg VV}$ .

Denne beregningsmetode vurderes til at være den mest korrekte og den metode, som giver mindst usikkerheden på omregning til indholdet i "hel fisk".

Ved anvendelse af den beregnede tørstof (25,3%) i stedet for Guidelinens standard tørstof for hel fisk fås i stedet 220 µg/kg VV. For direkte brug af vådvægt fås i stedet

$$0,261 \text{ mg/kg VV} * 1000 \text{ µg/mg} * 0,81 = 211 \text{ µg/kg VV} \gg \text{EQS}$$

**Tabel 12.** Omregningsfaktorer artsvis (Se baggrunden i tabel 2,4,6,8 og 10).

Art	Faktor muskel til hele fisk		Faktor lever til hele fisk	
	Tørstof	Vådvægt	Tørstof	Vådvægt
Gennemsnit, alle arter i dette studie	0,76 (±38%)	0,93 (±38%)	1,76 (±134%) (1,18*)	1,32 (±83%)
<b>Artsspecifikke faktorer fra dette studie</b>				
Aborre	0,83 (±40%)	0,81 (±46%)	1,1 (±42%)	1,2 (±47%)
Rødspætte	0,68 (±21%)	0,91 (±25%)	0,50 (±36%)	0,55 (±40%)
Skrubbe	0,63 (±15%)	0,71 (±17%)	1,9 (±36%)	1,6 (±26%)
Ålekvabber	0,73 (±24%)	1,2 (±29%)	1,2 (±22%)	1,7 (±14%)
Sortmundet kutling	0,81 (±46%)	1,03 (±45%)	4,4 (±92%)	2,1 (±93%)
<b>Litteraturværdier</b>				
Sild (Danielsson, 2018 – tabel 3)	0,67	0,83	0,93	0,84
Aborre (Faxneld, 2015 – figur 2)	-	0,8	-	1,3
Aborre (Foekema, 2016 – figur 33)	-	0,73	-	-
Skalle (Foekema, 2016 – figur 33)	-	0,83	-	-
Brasen (Foekema, 2016 – figur 33)	-	0,82	-	-
Sandart (Foekema, 2016 – fig. 33)	-	0,83	-	-

\*exklusiv Sortmundet kutling, som pga. sit høje fedtindhold og dermed tørstof er en outlier.

CIS-dokument nr. 32 (EU, 2014) tilråder ikke omregning af Hg via lipid normalisering, og EQS for Hg er fastsat for hele fisk af hensyn til toprovdyr. Den laveste usikkerhed på omregningen fra muskel til hel fisk fås ved at anvende den artsspecifikke omregningsfaktor frem for gennemsnitsværdien i tabel 12 ved vurdering i forhold til EQS for Hg (20 µg/kg vådvægt), hvis arten er undersøgt.

Danielsson *et al* (2018) kom frem til en faktor 0,67 (tørstof) og 0,83 (vådvægt) mellem muskel og hel fisk for sild, og fandt de højeste koncentrationer i muskel og lever, men lavere koncentrationer i gonader, gæller, øjne, nyre, hjerne, skelet og mave/tarm system. De allerhøjeste koncentrationer fandtes dog i det sub-kutane fedt (på fx laks et mørkere fedtlag lige under skindet). Dette var sammenligneligt med en tidligere undersøgelse af metaller i aborre, hvor der blev fundet en faktor 0,76 (vådvægt), men baseret på regressions analyse (Faxneld *et al* 2015).

## 8.2 Andre stoffer

Både hollandske og svenske data peger på, at lipid normalisering virker generelt på lipofile organiske forbindelser (klorerede og bromerede forbindelser).

For PFAS er der beregnet både omregningsfaktorer mellem lever og muskel og mellem lever og hel fisk. I HELCOM indikator rapport (HELCOM, 2018) blev der anvendt en lever:muskel ratio på 17,9 for at få alle data med.

Den svenske tilgang til omregning er at omregne EQS eller QS for det organ (og basis), som overvågningsprogrammerne måler i, på basis af lineær regression af organ til hel fisk koncentrationer (tabel 13). Hollænderne foreslår i stedet at måle på hele fisk, men så gøre det på små, ikke kønsmodne fisk

Danske resultater for metal omregning for andre metaller end kviksølv (se tabel 11) mellem lever og muskel kan bruges til vurdering i forhold til fødevarer kvalitetskriterier, der typisk gælder for muskel, men da der ikke er analyseret på "rest fisk" kan man ikke beregne faktorerne til hele fisk, hvilket er en forudsætning for vurdering i forhold til top predator kvalitetskriterier. Dog er spredningen meget stor pga. lille datamateriale og mange resultater tæt på detektionsgrænsen (eller under) for muskel analyserne.

**Tabel 13.** Svensk omregning af EQS og QS for andre stoffer end Hg til lever koncentrationer i forskellige arter.

Art/parameter	QS/EQS		Omregnet QS/EQS	
	Udgangs værdi	Udgangs enhed	Svensk værdi	Svensk enhed
Sild, Cd QS <sub>sp</sub> (Danielsson, 2018)	0,16	µg/g VV, hel fisk	12	µg/g TS, lever
Sild, Cd QS <sub>hh</sub> (Danielsson, 2018)	0,05	µg/g VV, muskel	27,5	µg/g TS, lever
Sild, Pb QS <sub>sp</sub> (Danielsson, 2018)	1	µg/g VV, hel fisk	19	µg/g TS, lever
Sild, Pb QS <sub>hh</sub> (Danielsson, 2018)	0,3	µg/g VV, muskel	17,5	µg/g TS, lever
Sild, PFOS EQS <sub>hh</sub> (Danielsson, 2018)	9,1	ng/g VV, muskel	191	ng/g VV, lever
Sild, aborre PFOS EQS <sub>hh</sub> (Faxneld, 2014)	9,1	ng/g VV, muskel	155	ng/g VV, lever
Ålekvabber PFOS EQS <sub>hh</sub> (Faxneld, 2014)	9,1	ng/g VV, muskel	55	ng/g VV, lever
Aborre, Cd QS <sub>sp</sub> (Faxneld, 2015)	0,16	µg/g VV, hel fisk	6,65-37,5	µg/g TS, lever
Aborre, Pb QS <sub>sp</sub> (Faxneld, 2015)	1	µg/g VV, hel fisk	0,3-1,64	µg/g TS, lever

### 8.3 NOVANA parametre der måles og vurdering af omregningsmuligheder

Der er målt på forskellige organer i NOVANA programmet gennem tiden. I de tilfælde, hvor der er skiftet organ eller der er målt i forskellige organer, står de ældste organer i (parentes) i tabel 14.

**Tabel 14:** NOVANA programmet gennem tiden og omregningsbehov for ældre prøver

Stofgruppe	Overvåges i	Behov for omregning	Omregning
Kviksølv	muskel	Data skal omregnes til hel fisk (MKK fra EQS <sub>sec. Pois.</sub> )	Artsspecifik eller generel jvnf. tabel
Øvrige metaller	lever	Der er ingen MKK. HELCOM anvender muskel for Cd	
Hexachlorobenzene	muskel (lever)	Data i lever skal omregnes til muskel (MKK fra EQS <sub>hh</sub> )	lipid normalisering, muskel = lever * 0,89 for lipid normaliseret (Danielsson, 2018)
Heptachlor/-epoxide	lever	Data i lever skal omregnes til muskel (EQS <sub>hh</sub> )	lipid normalisering, Lever-> muskel, ingen omregningsfaktor fundet
Øvrige chlorede pesticider (DDT, chlordan, HCH og Hexachlorcyclohexan)	lever	Nej, der er ikke MKK i fisk	
Halogenerede phenyler (PCB)	lever	Nej, der er ikke MKK i fisk	
Dioxiner og furaner	muskel	Data skal ikke omregnes (EQS <sub>hh</sub> )	
Bromerede flammehæmmere	muskel	Data skal omregnes til hel fisk (MKK fra EQS <sub>sec. Pois.</sub> )	Foekema et al, 2016: 0,6 ( for sandart), andre arter 1,1 -1,3
PFAS	lever	Data i lever skal omregnes til muskel (EQS <sub>hh</sub> )	HELCOM, 2018 og faxneld, 2014: muskel = lever/17,9.

#### **8.4 Acknowledgement**

This project was made possible by funding from the Danish Environmental Protection Agency. Part of the dissections was performed at Naturhistoriske riksmuseet, Sweden, with the kind help of Henrik Dahlgren, and discussions with Sara Danielsson, Elisabeth Nyberg and Suzanne Faxneld were helpful in the planning process and making the contact for the visit at Naturhistoriske Riksmuseet. The lab technicians Thomas Hansen, Sigga Joensen and Anna Marie Plejdrup at Aarhus University performed the remainder of the dissections and the analysis of Hg using DMA and ICP-MS for fatty samples with enthusiasm and high quality.

## 9. Referencer

*Bemærk: Alle links til dokumenter fungerede ultimo 2018, men kan ikke garanteres at virke fremadrettet.*

Larsen, M.M. & Strand, J. 2018. Værktøj til håndtering og behandling af data for miljøfarlige forurenende stoffer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Teknisk rapport nr. 127.

<http://dce2.au.dk/pub/TR127.pdf>

Strand J, Vorkamp K, Larsen MM, Reichenberg F, Lassen P, Elmeros M o.a. Kviksølvforbindelser, HCBD og HCCPD i det danske vandmiljø: NOVANA screeningsundersøgelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 2010. 36 s. (Faglig rapport fra DMU; Nr. 794).

Foekema EM, Kotterman M, Hoek-van Niewenhizen M. (2016) Chemische biotamonitoring conform KRW Methodeontwikkeling en compliance-check 2014/2015. Wageningen, IMARES Wageningen UR (University & Research centre), IMARES rapport C082/16. 91 blz. (på Hollandsk, engelsk abstract)

U.S. EPA. (1998). "Method 7473 (SW-846): Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry," Revision 0. Washington, DC. 17 sider.

<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-7473.pdf>

Danielsson S, Benskin J, Bignert A, Bizkarguenaga E, de Wit C, Egeback A-L, Eriksson U, Faxneld S, Hjelmquist P, Johansson A-M, Jones D, Krusa M, Kylberg E, Mechedal J, Nyberg E, Sundbom m (2018). Distribution and conversions of metal- and POP concentrations among various tissues in herring. Naturhistoriska riksmuseet Report nr. 2:2018. 57 sider.

Faxneld S, Danielsson S, Nyberg E (2014). Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic and marine environments in Sweden. Naturhistoriska riksmuseet Report nr. 9:2014. 33 sider.

Faxneld S, Danielsson S, Nyberg E, Bignert A (2015). Conversion factors for metals between liver, muscle and wholebody in perch. Naturhistoriska riksmuseet Report nr. 1:2015. 35 sider.

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Landkildehus, F., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J. & Bøgestrand, J. 2016. Søer 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 90 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 207. <http://dce2.au.dk/pub/SR207.pdf>

Søndergaard, J og Larsen M.M. (2018). Valideringsrapport for analyse med DMA-80 Hg analysator. Notat til DANAK, januar 2018

DCE (2018) Miljøfarlige forurenende stoffer i fisk i søer – prøveindsamling. Teknisk Anvisning nr. S09. 13.07.2018. <http://bios.au.dk/raadgivning/fag-datacentre/fdcfersk/>

DCE (2017) Miljøfarlige stoffer i fisk. Teknisk Anvisning nr. S09. 13.07.2018. <http://bios.au.dk/raadgivning/fagdatacentre/fdcmarintny/>

DTU (2018). <http://www.fiskepleje.dk/fiskebiologi/aborre#14>

Miljø- og Fødevareministeriet (2016). Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder. BEK nr 1001 af 29/06/2016.

<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=181970>

Miljø- og fødevareministeriet (2018) Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger. Bekendtgørelse 974 af 27/06/2018. <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=202284>

Miljø- og fødevareministeriet (2017a). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Bekendtgørelse 1625 af 19/12/2017.

<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=196701>

Miljø- og Fødevareministeriet (2017b). Bekendtgørelse om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder. BEK nr 1433 af 21/11/2017.

<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=194607>

EU (2000) EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>

EU (2008) EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EU af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=EN>

EU (2013) EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039&from=EN>

EU (2014) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 32 ON BIOTA MONITORING (THE IMPLEMENTATION OF EQSBIOTA) UNDER THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE. Technical Report - 2014 – 083. ISBN 978-92-79-44634-4, doi: 10.2779/833200. (<https://circabc.europa.eu/sd/a/62343f10-5759-4e7c-ae2b-12677aa57605/Guidance%20No%2032%20-%20Biota%20Monitoring.pdf>)

EU (2011) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 27 For Deriving Environmental Quality Standards. Technical Report - 2011 – 055. ISBN 978-92-79-16228-2, doi: 10.2779/43816. (<https://circabc.europa.eu/sd/a/0cc3581b-5f65-4b6f-91c6-433a1e947838/TGD-EQS%20CIS-WFD%2027%20EC%202011.pdf>)

HELCOM (2018) Perfluorooctane sulphonate (PFOS). HELCOM Core Indicator Report. Online. Viewed December 1<sup>st</sup> 2018.

<http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Perfluorooctane%20sulphonate%20PFOS%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf>

EU (2005) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 21: Mercury and its Compounds. CAS-No. 7439-97-6

Johansson, L.S. Wiberg -Larsen, P. (2018) Miljøfarlige forurenende stoffer i fisk i søer – prøveindsamling- Teknisk Anvisning S9. [http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S09\\_mfs\\_i\\_fisk\\_version3\\_20180713\\_endelig.pdf](http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/S09_mfs_i_fisk_version3_20180713_endelig.pdf)

Larsen M.M, Strand, J. (2017) Miljøfarlige stoffer i fisk. Teknisk anvisning M25. [http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/MarintFagdatacenter/TekniskeAnvisninger2011\\_2015/TA\\_M25\\_Miljoefarlige\\_stoffer\\_i\\_fisk\\_\\_version\\_2\\_.pdf](http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/MarintFagdatacenter/TekniskeAnvisninger2011_2015/TA_M25_Miljoefarlige_stoffer_i_fisk__version_2_.pdf)

Water Directors meeting (2018) Final draft revised Guidance Document No. 27 Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. WD 2018-1-1. Sofia , 12 June 2018

## 10. Appendiks

### 10.1 Conversion possibilities for contaminant concentrations in different fish tissue

Dette bilag har været præsenteret på OSPAR HASEC mødet i marts 2018, og er et udkomme af OSPAR MIME 2017. Den omtalte "Danish investigation" er denne rapport.

Agenda Item

4.1

OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic

Meeting of the Hazardous Substances and Eutrophication Committee (HASEC)

Berlin (Germany): 19–23 March 2018

---

#### Short summary of the results

For Sweden, a number of studies on PFOS and other contaminants were available. Only PFOS is shown in Faxneld et al. (2014), with liver/muscle concentration ratio averaging 17.9 for all species, and there is a good general consistency between limnic and marine species. The average liver/muscle ratio for other PFAS substances varied between 7.4 (PFTeDA, PFPeDA and 10.2 (PFDoDA) when all species were evaluated together. The liver/muscle ratio of other PFAS ranged between 3.5 and 49.50 when the species were evaluated separately. Recalculated PFOS EQS of 9.1 µg/kg wet weight (WW) in edible parts for perch and herring were 155 µg/kg WW in liver, slightly less in eel-pout (55 µg/kg WW in liver) using the obtained factors. Boalt et al. (2012) found good correlation for Hg in muscle to Hg in whole fish and Cd in liver to whole fish, but too low Pb concentrations to make an appropriate conversion factor. Faxneld et al. (2015) used both intercept and slope to recalculate EQS and other targets from total fish wet weight to organ specific levels, including investigating differences between wet and dry weight based concentration ratios. At present, there is an ongoing study in herring covering organic substances and metals in a number of organs (see Table 1).

Fish from the Netherlands caught in the limnic Ketelmeer (Foekema et al., 2016) was used to estimate the ratio between whole fish and fillets. The ratios of sub-adult fish varied between species (Figure 36), and the ratios were read from the figure. Comparison of adult fish fillet with sub-adult whole fish indicates that most substances in the fillet increase from sub-adult fish to adult fish (figure 41). In general, normalisation to 26% dry weight or 5% lipid weight decreases the variability of the ratios to mostly ±50%, except for pike perch, where a much larger span is observed. In Foekema et al. (2016), investigations have also been done on the lipid content of the different species and the trophic level of fish was also investigated. Unfortunately, the report is in Dutch, so the details are not clear for non-native Dutch speakers.



UK results are available as spreadsheet, but the data and conclusions have currently not been reported in the literature.

The Danish investigation is not finished, and the results are therefore preliminary, but will be updated before the MIME 2018 meeting.

The Spanish study is ongoing, with no results reported yet.

## 10.2 Rådata for dissektion

ID	Alder	Køn	Længde cm	Totalvægt	Somatisk vægt
15211-1 Karrebæk Fjord	3		17.2	69.4	63.3
15211-2	2		16.1	71.5	63.6
15211-3	2		13.2	34.2	30.9
15211-4	2		14.6	46.5	42.1
15211-5	1?		13.7	38.9	34.7
15212-1 Glønø	2		13.9	50.4	45.7
15212-2	2		13.0	43.7	39.4
15212-3	2		15.1	52.1	46.7
15212-4	2		14.5	56.9	49.8
15212-5	2		14.1	50.9	46.1
15251-1 MFS0101001	3	f	34.7	515.4	447.4
15251-2	3	f	33.3	445.3	381.3
15251-3	-	-	34.1	354.1	318.1
15251-4	-	f	32.6	513.2	468.2
15251-5	-	-	32.5	433.0	369.0
15252-1 LIM 3716-3	3		22.3	49.0	44.7
15252-2	4		22.1	51.6	47.8
15252-3	4		20.6	41.6	38.0
15252-4			20.6	51.6	48.4
15252-5	4		22.8	61.6	54.4
15252-6	4		23.6	54.9	51.4
15252-7	3		21.8	39.1	36.2
1 R-1035		f	39.0	594.2	544.5
2		f	34.8	373.5	348.2
3		f	44.8	1 008.8	916.3
4		m	34.0	356.7	339.6
5		m	33.2	305.8	287.9
6		f	31.5	284.5	265.4
7		f	36.2	419.9	390.0
8		f	33.5	320.7	298.9
9		m	30.1	248.7	227.1
11		m	29.6	240.2	224.2
12		f	36.0	453.1	413.8
13		f	36.2	445.9	408.3
aborre 1 Ørn Sø			18.5	85.2	
aborre 2			21.0	110.7	
aborre 3			21.5	115.4	
aborre 4			22.0	136.8	
aborre 5			25.0	209.0	
Ørn sø pulje			18.4	99.9	
aborre 1 Silkeborg Langsø			19.0	96.6	
aborre 2			21.0	105.8	
aborre 3			21.0	114.7	
aborre 4			22.0	115.3	
aborre 5			23.0	156.4	
silkeborg langsø pulje			23.2	158.8	

### 10.3 Rådata for malinger

ID	Lever vægt (g)	Lever TS%	Lever Hg mg/kg VV	Lever µg Hg
15211-1 Karrebæk Fjord	1.05	38.7	0.132	0.14
15211-2	2.65	59.7	0.042	0.11
15211-3	1.14	72.1	0.033	0.04
15211-4	2.02	63.8	0.010	0.02
15211-5	1.66	66.1	0.063	0.10
15212-1 Glønø	2.35	54.8	0.041	0.10
15212-2	2.10	59.6	0.041	0.09
15212-3	2.50	51.3	0.043	0.11
15212-4	2.52	58.6	0.026	0.07
15212-5	2.45	47.8	0.064	0.16
15251-1 MFS0101001	11.25	27.9	0.033	0.38
15251-2	11.19	27.5	0.030	0.34
15251-3	2.61	17.8	0.072	0.19
15251-4	9.17	43.8	0.019	0.17
15251-5	10.41	35.9	0.019	0.20
15252-1 LIM 3716-3	0.48	22.0	0.048	0.02
15252-2	0.40	21.9	0.037	0.01
15252-3	0.26	20.2	0.042	0.01
15252-4	0.32	19.0	0.045	0.01
15252-5	0.49	22.7	0.033	0.02
15252-6	0.30	13.3	0.035	0.01
15252-7	0.27	18.7	0.035	0.01
1 R-1035	6.91	17.5	0.114	0.79
2	1.45	14.6	0.076	0.11
3	9.03	21.9	0.227	2.05
4	3.45	26.7	0.057	0.20
5	1.81	19.0	0.141	0.25
6	1.94	21.0	0.066	0.13
7	1.42	23.8	0.165	0.23
8	3.07	19.4	0.171	0.53
9	2.26	20.6	0.131	0.30
11	2.02	20.3	0.040	0.08
12	5.51	21.4	0.130	0.72
13	3.39	54.8	0.298	1.01
aborre 1 Ørn Sø	0.34	20.7	0.088	0.03
aborre 2	0.73	22.6	0.127	0.09
aborre 3	0.69	24.6	0.137	0.09
aborre 4	1.10	21.6	0.100	0.11
aborre 5	1.87	23.5	0.156	0.29
Ørn sø pulje	1.19	18.2	0.100	0.12
aborre 1 Silkeborg Langsø	1.29	20.7	0.071	0.09
aborre 2	1.01	18.4	0.086	0.09
aborre 3	1.28	21.6	0.065	0.08
aborre 4	0.79	19.8	0.110	0.09
aborre 5	1.74	20.8	0.070	0.12
silkeborg langsø pulje	1.77	20.3	0.129	0.23

<i>ID</i>	<i>Muskel vægt (g)</i>	<i>Muskel TS%</i>	<i>Muskel Hg mg/kg VV</i>	<i>Muskel µg Hg</i>
15211-1 Karrebæk Fjord	5.5	17.1	0.141	0.78
15211-2	11.9	22.6	0.188	2.23
15211-3	6.6	22.5	0.088	0.57
15211-4	10.2	22.2	0.070	0.72
15211-5	7.4	23.3	0.042	0.32
15212-1 Glønø	9.9	23.8	0.053	0.52
15212-2	6.6	23.4	0.066	0.44
15212-3	10.1	22.4	0.083	0.83
15212-4	10.6	23.0	0.026	0.27
15212-5	10.9	24.0	0.065	0.71
15251-1 MFS0101001	17.2	21.6	0.061	1.05
15251-2	16.2	22.3	0.093	1.50
15251-3	12.7	18.0	0.120	1.52
15251-4	28.2	22.8	0.036	1.01
15251-5	29.1	22.1	0.048	1.41
15252-1 LIM 3716-3	4.4	18.8	0.041	0.18
15252-2	5.5	18.8	0.060	0.33
15252-3	4.2	16.3	0.057	0.24
15252-4	5.7	16.6	0.053	0.30
15252-5	8.3	17.2	0.062	0.51
15252-6	6.0	16.5	0.071	0.42
15252-7	5.3	15.5	0.059	0.32
1 R-1035	13.9	16.4	0.094	1.30
2	8.6	16.2	0.079	0.68
3	11.9	15.7	0.103	1.22
4	8.0	19.3	0.046	0.37
5	7.2	15.8	0.062	0.45
6	6.7	18.8	0.055	0.36
7	9.9	15.0	0.060	0.60
8	10.0	17.2	0.079	0.80
9	6.7	18.7	0.074	0.50
11	9.5	17.3	0.036	0.34
12	11.7	17.6	0.067	0.78
13	12.3	23.8	0.068	0.84
aborre 1 Ørn Sø	5.7	22.0	0.121	0.69
aborre 2	7.8	24.0	0.184	1.44
aborre 3	5.6	23.0	0.165	0.92
aborre 4	5.8	23.4	0.264	1.54
aborre 5	8.2	24.3	0.163	1.34
Ørn sø pulje	3.5	26.0	0.236	0.82
aborre 1 Silkeborg Langsø	5.4	21.7	0.065	0.35
aborre 2	6.2	21.8	0.102	0.63
aborre 3	6.6	23.3	0.071	0.46
aborre 4	6.1	20.3	0.081	0.49
aborre 5	6.4	25.5	0.097	0.62
silkeborg langsø pulje	3.7	24.9	0.261	0.96

ID	Rest vægt (g)	Rest TS%	Rest Hg mg/kg VV	Rest µg Hg
15211-1 Karrebæk Fjord	62.8	26.5	0.2	12.1
15211-2	57.0	28.2	0.1	4.7
15211-3	26.5	33.0	0.1	1.9
15211-4	34.3	31.6	0.1	2.7
15211-5	29.8	31.6	0.1	1.6
15212-1 Gløno	38.1	24.5	0.1	3.6
15212-2	34.9	23.5	0.0	1.6
15212-3	39.5	23.1	0.0	1.6
15212-4	43.7	22.8	0.1	2.4
15212-5	37.6	24.4	0.0	0.8
15251-1 MFS0101001	487.0	25.1	0.1	25.7
15251-2	417.9	24.0	0.1	22.7
15251-3	338.8	18.8	0.1	24.1
15251-4	475.9	29.4	0.0	11.5
15251-5	393.5	25.5	0.0	15.2
15252-1 LIM 3716-3	44.1	31.8	0.1	3.3
15252-2	45.6	30.6	0.1	2.4
15252-3	37.2	33.6	0.1	3.2
15252-4	45.5	25.7	0.1	2.9
15252-5	52.8	25.2	0.1	3.1
15252-6	48.6	24.8	0.1	2.7
15252-7	33.5	26.8	0.1	2.3
1 R-1035	573.4	24.5	0.1	41.0
2	363.4	21.3	0.1	19.3
3	987.8	23.8	0.1	110.9
4	345.2	24.6	0.0	15.0
5	296.7	23.9	0.1	17.4
6	275.8	22.2	0.0	9.8
7	408.6	21.5	0.1	34.8
8	307.6	23.9	0.1	15.6
9	239.8	24.1	0.1	16.0
11	228.7	24.8	0.0	9.4
12	435.9	23.5	0.1	28.1
13	430.2	24.5	0.0	19.4
aborre 1 Ørn Sø	62.9	28.6	0.2	10.0
aborre 2	86.0	25.0	0.1	11.7
aborre 3	91.7	27.1	0.2	19.0
aborre 4	112.3	26.3	0.2	21.1
aborre 5	182.8	29.0	0.3	59.9
Ørn sø pulje	95.3	25.6	0.2	19.0
aborre 1 Silkeborg Langsø	73.6	25.7	0.1	3.8
aborre 2	83.0	23.8	0.0	3.7
aborre 3	90.1	26.1	0.1	6.6
aborre 4	94.2	24.6	0.0	3.4
aborre 5	129.1	27.1	0.1	9.2
silkeborg langsø pulje	153.4	25.6	0.2	27.0

## 10.4 Beregnet for hele fisk

ID	Hel fisk %TS	Hel fisk Hg µg	Hel fisk Hg mg/kg VV	Faktor Muskel -> Hel fisk	Faktor Lever -> Hel fisk
15211-1 Karrebæk Fjord	25.9	13.0	0.187	1.33	1.42
15211-2	28.4	7.0	0.098	0.52	2.33
15211-3	32.2	2.5	0.074	0.84	2.24
15211-4	31.0	3.5	0.074	1.06	7.40
15211-5	31.4	2.0	0.052	1.24	0.83
15212-1 Glønø	25.8	4.2	0.084	1.58	2.05
15212-2	25.2	2.2	0.050	0.76	1.22
15212-3	24.3	2.6	0.049	0.59	1.14
15212-4	24.4	2.7	0.048	1.85	1.85
15212-5	25.4	1.7	0.033	0.51	0.52
15251-1 MFS0101001	25.0	27.1	0.053	0.87	1.61
15251-2	24.0	24.5	0.055	0.59	1.83
15251-3	18.8	25.9	0.073	0.61	1.01
15251-4	29.3	12.7	0.025	0.69	1.32
15251-5	25.5	16.8	0.039	0.81	2.05
15252-1 LIM 3716-3	30.5	3.5	0.071	1.73	1.48
15252-2	29.2	2.8	0.053	0.88	1.43
15252-3	31.8	3.4	0.083	1.46	1.98
15252-4	24.6	3.3	0.063	1.19	1.40
15252-5	24.1	3.6	0.059	0.95	1.79
15252-6	23.8	3.1	0.057	0.80	1.63
15252-7	25.2	2.6	0.066	1.12	1.89
1 R-1035	24.2	43.1	0.073	0.78	0.64
2	21.2	20.1	0.054	0.68	0.71
3	23.7	114.1	0.113	1.10	0.50
4	24.5	15.6	0.044	0.96	0.77
5	23.7	18.1	0.059	0.95	0.42
6	22.1	10.3	0.036	0.65	0.55
7	21.4	35.7	0.085	1.42	0.52
8	23.6	16.9	0.053	0.67	0.31
9	24.0	16.8	0.068	0.92	0.52
11	24.5	9.9	0.041	1.14	1.03
12	23.3	29.6	0.065	0.97	0.50
13	24.7	21.2	0.048	0.71	0.16
aborre 1 Ørn Sø	22.6	10.7	0.126	1.04	1.43
aborre 2	21.1	13.2	0.119	0.65	0.94
aborre 3	22.6	20.0	0.173	1.05	1.26
aborre 4	22.6	22.7	0.166	0.63	1.66
aborre 5	26.3	61.5	0.294	1.80	1.88
Ørn sø pulje	25.3	20.0	0.200	0.85	2.00
aborre 1 Silkeborg Langsø	20.8	4.2	0.044	0.68	0.62
aborre 2	19.9	4.4	0.042	0.41	0.49
aborre 3	21.9	7.2	0.063	0.89	0.97
aborre 4	21.1	4.0	0.035	0.43	0.32
aborre 5	23.5	9.9	0.064	0.66	0.91
silkeborg langsø pulje	25.3	28.2	0.178	0.68	1.38

*[Tom side]*

## OMREGNING AF INDHOLD AF MILJØFARLIGE STOFFER I FORSKELLIGE ORGANER I FISK

Med særlig fokus på kviksølv

Fordelingen af Hg-indholdet i lever, muskel og hele fisk er undersøgt for et antal arter af fisk fra danske marine og ferskvands-områder, og litteratur er gennemgået for Hg og andre miljøfarlige stoffers fordeling. Efterfølgende er anvendelsen af fordelingsfaktorerne til vurdering af resultater i forhold til etablerede 'Environmental Quality Standards' (EQS) grænseværdier samt hvornår det er relevant at konvertere lever og muskel koncentrationer til en hel fisks koncentration diskuteret. Resultaterne viser, at lever koncentrationer generelt er mere varierende end muskel koncentrationer, og konvertering fra lever til hel fisk kan derfor ikke anbefales. For muskel er artsbaserede omregningsfaktorer angivet for tørstof og vådvægt. Alternativt kan en generel omregningsfaktor på 0,73 for tørstof eller 0,95 mellem muskel koncentrationer og hele fisk anvendes på tværs af arterne.