



# OMREGNING AF INDHOLD AF PFAS MELLEM MUSKEL OG LEVER I FISK

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 199

2021



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI





# OMREGNING AF INDHOLD AF PFAS MELLEM MUSKEL OG LEVER I FISK

---

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 199

2021

Martin M. Larsen<sup>1</sup>

Rossana Bossi<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

<sup>2</sup>Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 199
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Omregning af indhold af PFAS mellem muskel og lever i fisk
Forfattere:	Martin M. Larsen & Rossana Bossi
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience & Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	2021
Redaktion afsluttet:	Februar 2021
Faglig kommentering:	Pia Lassen
Kvalitetssikring, DCE:	Susanne Boutrup
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: <a href="http://dce2.au.dk/pub/komm/TR199_komm.pdf">http://dce2.au.dk/pub/komm/TR199_komm.pdf</a>
Finansiell støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Larsen, M.M. & Bossi, R. 2021. Omregning af indhold af PFAS mellem muskel og lever i fisk . Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport nr. 199 <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR199.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR199.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	For et antal arter er fordelingen af PFAS-indholdet i mellem muskel og lever er undersøgt for danske marine og ferskvandsområder. En litteratur gennemgang af fordeling mellem muskel og lever er ligeledes gennemført. Det diskuteres hvordan EU-fastsatte miljøkvalitetskrav (EQS) for biota fortolkes, når de er baseret på human eksponering, og anvendelsen af fordelingen mellem muskel og lever til at konvertere målte indhold i lever til sammenligning af grænseværdier for fødevarer diskuteres. Resultaterne viser, at der fladfisk og ørred er en noget lavere omregningsfaktor end de 17.9 der er anvendt i OSPAR frem til 2019, baseret på især svenske undersøgelser af aborrer og sild. Der findes en faktor 10 for individ prøver af fladfisk samt puljede og individ prøver for ørred er mere beskyttende og relevant for danske arter, og for fladfisk findes for endvidere for puljede prøver at forskellen er endnu mindre, så det i forhold til NOVANA programmet er mere relevant at bruge en faktor 5 til omregning fra lever til muskel i marine bundlevende fisk.
Emneord:	NOVANA, miljøkvalitetskrav, EQS, PFAS, omregning
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Fladfisk på stenrevet Broen ud for Langeland. Foto Karsten Dahl
ISBN:	978-87-7156-576-8
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	44
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/TR199.pdf">http://dce2.au.dk/pub/TR199.pdf</a>

# Indhold

<b>1</b>	<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Baggrund og indhold</b>	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>English Summary</b>	<b>9</b>
<b>4</b>	<b>Introduktion til kvalitetskrav for biota</b>	<b>11</b>
4.1	Fastlæggelse af miljøkvalitetskrav	11
4.2	Anvendelse af miljøkvalitetskrav	12
<b>5</b>	<b>Udvælgelse af arter og organer</b>	<b>14</b>
5.1	Marine arter	14
5.2	Ferskvandsarter	14
<b>6</b>	<b>Dissektion og analyse</b>	<b>15</b>
6.1	Dissektion og homogenisering	15
6.2	Analyse af PFAS	15
6.3	Beregning af omregningsfaktorer	16
<b>7</b>	<b>Resultater</b>	<b>17</b>
7.1	Marine fladfisk individ resultater	20
7.2	Ørred	22
7.3	Samlet vurdering	23
<b>8</b>	<b>Litteraturværdier for PFAS</b>	<b>26</b>
8.1	Sammenligning mellem lever og muskel	26
8.2	Sammenligning med hele fisk	28
<b>9</b>	<b>Konklusion</b>	<b>29</b>
	Acknowledgement	30
<b>10</b>	<b>Referencer</b>	<b>31</b>
<b>11</b>	<b>Appendiks</b>	<b>34</b>
	PFAS stoffer analyseret med fulde navn og koder	34
	Udvalgte stationer	35
	Dissektionsdata puljede og individ fisk	36
	QUASIMEME resultater 2019-2020	38
	PFOS data	39
	Indhold i "rest fisk"	43



# 1 Forord

Dette projekt er finansieret af Miljøstyrelsen med titlen ”Bestemmelse af omregningsfaktorer for PFOS i fisk” (sagsnr.: 2020 – 13756).

Projektet har til formål, på baggrund af koncentrationer af PFOS i lever og muskel i ørred, skrubbe og rødspætte, at bestemme omregningsfaktorer for PFOS i fisk til brug for klassificering af miljøtilstanden i ferske og marine vandområder. PFOS hører til de såkaldte PFAS'er, som er en gruppebetegnelse for et stort antal perfluorerede stoffer. PFOS er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer.

Som en del af NOVANA-programmet overvåges forekomsten af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i fisk i vandløb, sø- og kystvande. Resultaterne af denne overvågning anvendes i klassifikationen af vandområdernes tilstand, hvor de målte stofkoncentrationer sammenholdes med de miljøkvalitetskrav, der er fastsat for fisk. For at sikre, at klassifikationen bliver foretaget på det mest robuste grundlag, skal der tages højde for, hvorvidt de enkelte miljøkvalitetskrav er fastsat med henblik på menneskers sundhed eller sekundær forgiftning af toprovdyr, og hvilken del af fisken det som følge heraf er relevant at bestemme MFS-koncentrationerne i, jvnf EU's guideline for fastsættelse af miljøkvalitetskrav (EU, 2011a). Er miljøkvalitetskravet fastsat med henblik på at sikre mod sekundær forgiftning, bør MFS-koncentrationen bestemmes i 'hel fisk', mens muskel bør anvendes i de tilfælde, hvor miljøkvalitetskravet er fastsat med henblik på at sikre menneskers sundhed. Udviklingen af miljøkvalitetskriterier er beskrevet på Miljøstyrelsens hjemmeside med henvisning til EU guideline 27 (Miljøstyrelsen, 2020). For det underlæggende EU EQS dossier (EU, 2011b) fremgår det at kvalitetskravet er baseret på human sundhed via fortæring af fiskeprodukter. Det er ikke præciseret i bekendtgørelse nr. 1625 om kvalitetskravet for PFOS gælder for 'hel fisk' eller for 'muskel' (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017), så fortolkningen fra Guideline 27 og 32 om at kravet gælder for muskel, når det er menneskers sundhed der er baggrund, er anvendt i dette projekt.

I det nuværende overvågningsprogram er valget af fiskeorgan som overvågningsmatrice baseret på erfaringer fra OSPAR og HELCOM og på ønsket om at bevare tidsserier. Således er der tre stoffer, hvor der ikke er overensstemmelse mellem det organ, der analyseres i, og baggrunden for det fastsatte miljøkvalitetskrav, jf. EU-retningslinje 32 (EU 2014): kviksølv, PFOS og HBCDD. I 2019 blev omregningsfaktorer fastsat for kviksølv i et projekt tildelt DCE, Aarhus Universitet (Larsen, 2019). For PFOS angiver retningslinie 32 specifikt, at leveren er det organ PFOS opkoncentreres i, og dermed kan målinger i leveren resultere i overestimation af risikoen for menneskes sundhed.

Nærværende projekt skal fastlægge omregningsfaktor for PFOS. Med fastlæggelsen af en omregningsfaktor for PFOS vil projektet understøtte robuste tilstandsvurderinger og Miljøstyrelsens rapporteringsgrundlag.

Projektets følgegruppe har bestået af Rasmus Dyrmosé Nørregaard og Berit Borksted i Miljøstyrelsen, hvor der har været afholdt 3 møder i løbet af projektet. På det første møde blev det aftalt at erstatte havørred med bækørred og sortmundet kutling med rødspætter i forhold til den oprindelige kontrakt, ud

fra en vurdering af hvilke prøvetyper der vil være mest relevante for NO-VANA-overvågningsprogrammet. Miljøstyrelsen har ligeledes haft lejlighed til at kommentere på rapportudkastet før publicering, jf. kolofonen.



## 2 Baggrund og indhold

I forbindelse med det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (NOVANA) måles en række miljøfarlige forurenende stoffer i fisk. Tidligere var målingerne af miljøfarlige forurenende stoffer i fisk kun medtaget i det marine delprogram. Siden 2011 har måling af PFAS i fisk været med i overvågning af de marine områder, og fra 2017 blev PFAS i fisk tilføjet programmet for vandløb og i 2019 for søer.

Med udgangspunkt i anbefalinger fra internationale konventioner for Nord-søen og Østersøen (OSPAR og HELCOM) har der været fokus på måling af de enkelte stoffer i de organer, hvor det var mest sandsynligt at påvise stofferne, eller de organer, hvori der tidligere er målt, for derved at give mulighed for at følge den tidlige udvikling.

Direktiv om miljøkvalitetskrav (EU, 2008) har fastsat miljøkvalitetskrav ('Environmental Quality Standards', EQS), for en række stoffer i biota. Disse er blevet suppleret i 2013 (EU, 2013) med flere stoffer i biota. EU direktiverne er implementeret i dansk lov med bekendtgørelse 1625 (Miljø- og fødevarerministeriet, 2017a). De fastsatte EU krav gælder for hele fisk, når de er fastsat ud fra hensyn til beskyttelse af toprovdyr og muskel, når de er fastsat ud fra hensyn til beskyttelse af fødevarer (EU 2018 og EU 2014). EQS for PFOS er fastsat ud fra fødevarerhensynet (EU, 2011b). Det betyder, at der er opstået et mismatch mellem de hidtidige målinger af stofferne under NOVANA og de hensyn, som miljøkvalitetskravene er fastsat ud fra.

I de tekniske anvisninger for overvågning af miljøfarlige stoffer i biota (DCE, 2021) i vandløb, søer<sup>1</sup> og marine<sup>2</sup> 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 PFOS i lever, muskel og for enkelte tilfælde i hele fisk. For de marine arter skrubber og rødspætter samt ørred, som er den foretrukne fisk i vandløb, estimeres faktorer til omregning af målte koncentrationer mellem de to organer. Med omregningsfaktorerne er det muligt at vurdere data fra NOVANA-overvågning af biota i ferskvand og marine områder i forhold til miljøkvalitetskravet for PFOS. Der er herudover analyseret og rapporteret en række andre polyfluorerede stoffer, som indgår i analysemetoden, men behandling af disse falder udenfor denne rapport.

Det fastsatte miljøkvalitetskrav er implementeret i den danske lovgivning i Bekendtgørelse nr. 1625 (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2017a). Kravene gælder specifikt for det perfluorerede stof, PFOS. Herudover er der i NOVANA programmet også målt på PFOSA, PFHxS, PFDA, PFNA, PFOA og PFUnA (se appendix 11.1 for navne og CAS-numre). Til brug for analyser af arktiske prøver (AMAP) er metoden videreudviklet, så den nu inkluderer PFBS, PFHpS, PFDS, PFHxA, PFHpA, PFDoA, PFTrA, PFTeA. Kromatogrammerne

---

<sup>1</sup> <https://bios.au.dk/forskningraadgivning/fagdatacentre/ferskvand/>

<sup>2</sup> <https://bios.au.dk/forskningraadgivning/fagdatacentre/marint-fagdatacentre/gældende-tekniske-anvisninger/>

fra NOVANA-kørslerne er re-evalueret for at kvantificere de arktiske nye polyfluorede stoffer. Data for disse er rapporteret i bilagene og fundhyppigheds tabellen (tabel 2), men kun PFOS er behandlet i detaljer i denne rapport. Der er kun udført yderligere kvantificering af kromatografiske toppe for de udvidede stoffer, PFAS stofferne der indgår i NOVANA er ikke genberegnet, og værdierne er som tidligere rapporteret til ODA.

Baseret på litteratur og især oplysninger hentet fra HELCOM-netværket beskrives kort PFAS og deres fordeling mellem lever og muskel i andre arter, der anvendes ved undersøgelser, specielt i Østersøen.

### 3 English Summary

The Water Framework Directive (WFD; EU, 2008) sets an Environmental Quality Standard (EQS) for PFOS based on human health from food. The EQS<sub>hh</sub> is interpreted as limit level for the edible part of the fish, i.e. the muscle, but measurements have typically been performed in livers, as these have a significant higher content of PFOS than muscle, and hence a conversion factor between liver and muscle is needed to compare the measured levels in liver with the EQS<sub>hh</sub>. There have been some studies into this factor, mainly in Sweden, but focussing primarily on eelpout, herring and perch. These show factors of 10-20 between muscle and liver concentrations. To supplement this, an investigation of danish pooled and individual samples of plaice, European flounder and trout samples have been performed, to investigate if the same factors apply to marine flatfish, mainly used in the marine part of the Danish NO-VANA monitoring, and trout mainly used in the Danish watersheds.

#### Results summary

The PFAS level was generally highest in the liver compared to muscle, with an linear regression with a slope of  $9.8 \pm 0.6$  for individual flatfish and trout individuals or pooled samples. For pooled flatfish samples, no difference was found between plaice and flounder, but the linear regression indicated a slope of  $4.6 \pm 0.4$ , probably due to pooling of 10-25 individual flatfish compared to 5 for trout.

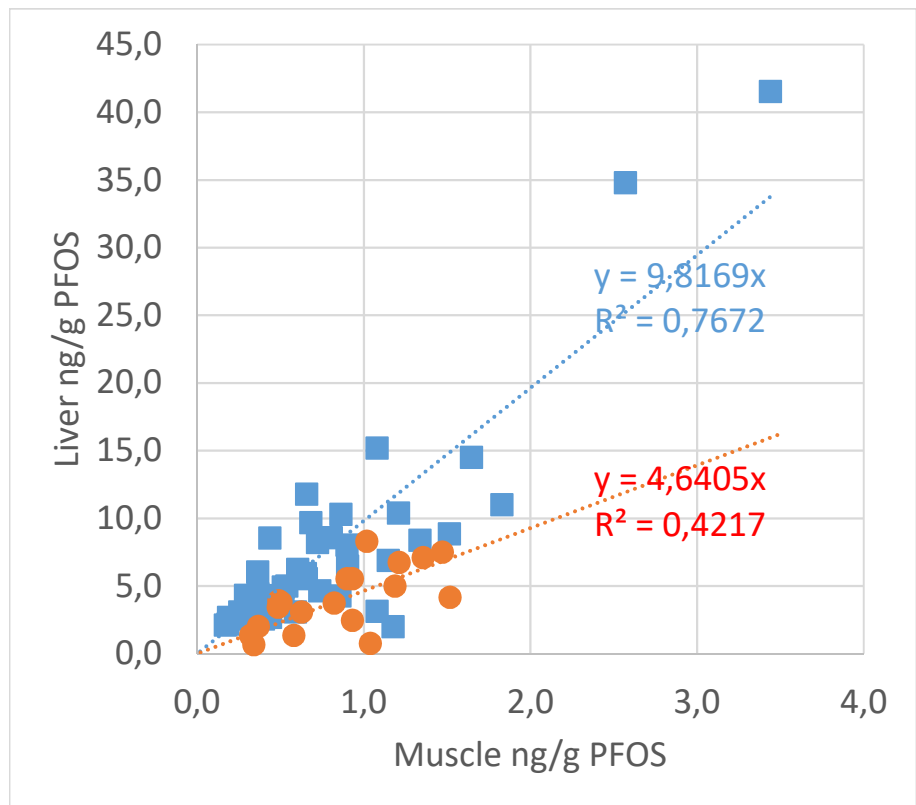
#### Confounding factors

The length versus PFOS concentration relationship was also tested, but showed no correlation for flatfish or trout. This could be due to the low number of results (10 individuals for each species, and 10 pooled samples of 5 individuals for trout and 10-25 for flatfish), small span of fish lengths and mix of different stations with different contamination levels.

#### Conclusions

The level measured of a factor of 5 – 10 between muscle and liver PFOS levels are lower than previously established for Swedish herring and Perch with around a factor  $19 \pm 2$ , but in agreement (for trout pooled and individual samples and flatfish individuals) with the Eelpout and cod factor of  $11 \pm 5$ . For pooled PFOS liver samples with 10-25 fish, the ratio seems to be 5, in accordance with observations from the UK, whereas liver:muscle ratios for individuals are generally higher at a factor of 10. The reason for this was not evident, but concentration in pooled vs. individual samples at 4 stations (figure 3) of flatfish showed different results in liver, with a factor of 0.2 to 5 higher level in average of 5 individual fish samples than pooled samples of 10-25 fish.

Summary: Correlation of flatfish individuals and trout individual and pooled samples (T-test indicating same mean ratio), and flatfish pooled samples (T-test indicating different mean compared to flatfish individuals)



## 4 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.

### 4.1 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 forurenende stoffer med miljøkvalitetskrav i biota (kviksølv, hexachlorbenzen og hexachlorbutadien) som alternativ til miljøkvalitetskrav i vand. Med en direktivændring i 2013 (EU, 2013) blev antallet af stoffer med EQS i biota udvidet til 11 stoffer eller stofgrupper: Fluoranthen og PAH'erne med angivelse af fem specifikke stoffer, bromerede flammehæmmere (sum), dicofol, perfluorooctansulfonsyre (PFOS), summen af 29 dioxiner og dioxinlignende stoffer, hexabromcyclododecan (HBDD), summen af heptachlor og heptachlorepoxyd.

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

Fastlæggelsen af miljøkvalitetskrav er nærmere beskrevet i Common Implementation Strategy (CIS) vejledning nr. 27 (EU, 2018), 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 i udgangspunktet 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.

Den kritiske  $EQS_{Biota, hh-}$  på  $9,1\ \mu\text{g}/\text{kg}$  for PFOS er fastsat ud fra hensynet til humant fødeindtag. Der er i CIS "EQS substance data sheet" for PERFLUOROOCTANE SULPHONATE (PFOS EQS dossier 2011) regnet på forslag til miljøkvalitetskrav for toprovdyr på  $33\ \mu\text{g}/\text{kg}$ , som blev afvist fordi fødevarerkravet var mindre. Ud fra  $EQS_{Biota, hh-}$  omregnes til AA-EQS i vand som  $0,00065$  og  $0,00013\ \mu\text{g}/\text{l}$  for hhv. ferskvand og marint vand. Det interessante her er, at MAC-EQS er  $36$  og  $7,2\ \mu\text{g}/\text{l}$ , dvs. den maksimalt tilladte koncentration i enkeltmålinger er  $55.000$  gange højere end den tilladte middellårskoncentration. For drikkevand findes et  $Q_{S_{hh}}$  på  $0,52\ \mu\text{g}/\text{l}$ , altså en faktor  $70$  lavere end ferskvands MAC-EQS.

Der er etableret  $K_{oc}$  værdier for fordeling mellem organisk kulstof og vand, med en  $K_{oc}$  på  $66$ , men denne værdi har lav troværdighed if. PFOS dossieret fordi det er en modelleret værdi. Anvendes den direkte svarer den til en  $k_d$  i

sediment på 7,42. Den direkte fordeling mellem sediment og vand er  $K_{\text{sed-water}} = 5,16$ . Endelig er BCF valgt til 2796 i PFOS dossieret.

PFOS er meget stabilt overfor både hydrolyse (>41 års halveringstid ved 25 °C), photolyse (halveringstid >3,7 år) og ikke bionedbrydeligt. Der er således en god grund til at PFOS er optaget på Stockholm-konventionens appendix B i 2010 (restriktioner på produktion og brug, der til sidst fører til total forbud mod anvendelse af PFOS, når de nuværende aftaler om fortsat brug udløber).

EQS værdien er fortrinsvis baseret på data fra 23 ferskvandsarter, men der indgår også data for marine arter, en algeart (*Skeletonema costatum*) og fire invertebrater baseret på tre rejarter og amerikansk østers for akut toksiske effekter samt for fiskearterne regnbueørred og færehoved-tandkarpe. For kroniske effekter er der kun data for samme algeart og rejarten *Mysidopsis bahia* af marin oprindelse, de øvrige 19 arter der indgår, er ferskvandsarter.

## 4.2 Anvendelse af miljøkvalitetskrav

Anvendelsen af miljøkvalitetskrav afhænger af, om det er  $EQS_{\text{sec pois}}$  eller  $EQS_{\text{hh}}$ , der ligger til grund for  $EQS_{\text{biota}}$ . 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  $EQS_{\text{hh}}$  gælder miljøkvalitetskravet for den spiselige del, dvs. for fisk typisk musklen. Beregningen af  $EQS_{\text{hh}}$  i EU-vejledning nr. 27 om udvikling af  $QS_{\text{biota, hh food}}$  sker ud fra tre faktorer:

- 1) Toksisiteten af stoffet, målt som tolerabelt dagligt indtag (TDI), acceptabelt dagligt indtag (ADI) eller en reference dosis.
- 2) Mængden af fisk der indtages (default værdi 0,115 kg pr. dag, med en forventet gennemsnitskropsvægt på 70 kg svarer det til 1,6 g fisk pr. kg kropsvægt)
- 3) Andelen af føde der kommer fra fiskeprodukter (default 20%).

Hvor der findes en EU fødevarergrænseværdi (nuværende regelsæt EU (2006)) anvendes denne, ellers anvendes formel 1, hvor  $TL_{\text{hh}}$  er grænseværdien for fødevarer (angivet i  $\mu\text{g}$  pr  $\text{kg}_{\text{kropsvægt}}$  pr dag).

Formel 1

$$QS_{\text{biota, hh food}} = \frac{0,2 \cdot TL_{\text{hh}}}{0,00163}$$

Hvis der ikke findes  $TL_{\text{hh}}$  direkte tilgængelige som ADI, TDI eller reference doser kan den fastsættes ud fra et review af toksikologiske  $NOAEL_{\text{min}}$  (laveste grænse af ingen observerede effekter for pattedyr), med en sikkerhedsfaktor på 100.

For PFOS er  $QS_{\text{biota, hh}}$  fastsat ud fra  $NOAEL$  på javamakak aber i et subkronisk studie, med en sikkerhedsfaktor på 200 for at tage hensyn til at det var et korttidsstudie, i stedet for de 100 fastsat EU's guideline 27 (EU 2013).

For  $EQS_{\text{biota}}$  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 kviksølv, hvor der foreslås normalisering til en tørstofprocent på 26 og et trofisk niveau 4 for marine områder.

For beregning af sekundær forgiftning QS og omregning af trofiske niveauer henvises til Larsen (2019).

Det er i Bekendtgørelse nr. 1625 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2017) præciseret, at kvalitetskravene gælder for fisk, medmindre andet er anført (hvilket det ikke er for PFOS og kviksølv). Det er ikke specificeret om kvalitetskravene for PFOS og kviksølv gælder for 'hel fisk' eller for 'muskel'. Men bekendtgørelsen henviser til vandrammedirektivet implementering af (EU, 2008 som senest ændret ved EU, 2013), som guideline 27 og 32 understøtter. Guideline 27 nævnes direkte som grundlag for miljøstyrelsens arbejde med kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet (Miljøstyrelse, 2020).

## 5 Udvalgelse af arter og organer

Der er til nærværende undersøgelse udvalgt tre arter af fisk og to organer (lever og muskel). Der analyseres lever og muskel både i individer fra samme stationer og for en række puljede stationer (typisk 5 fisk for ørred og 10-25 fisk af skrubber og rødspætter). Det betyder, at der analyseres 10 prøver af lever hhv. muskel pr. art og for både individ og puljede stationer, i alt 120 prøver, hvoraf de 30 puljede leverprøver er analyseret tidligere i forbindelse med NOVANA. I praksis blev 31 tidligere NOVANA prøver fundet frem, men for 2 stationer blev, ikke tidligere analyserede fisk dissikeret og anvendt i projektet pga. manglende muskel-prøver i vores prøvebank.

**Tabel 1.** Arter og organer i nærværende undersøgelse, samt årstal for indsamling af fisk anvendt til undersøgelsen

Art	Organ	Antal prøver	Årstal for indsamling af anvendte fisk
Skrubbe (PF)	10x lever + muskel,	10 puljede stationer	2018-2020
<i>Platichthys flesus</i>		2 stationer á 5 individer	
Rødspætte (PP)	10x lever + muskel,	10 puljede stationer	2019-2020
<i>Pleuronectes platessa</i>		2 stationer á 5 individer	
Ørred	10x lever + muskel,	10 puljede stationer	2019
<i>Salmo trutta</i>		2 stationer á 5 individer	

De udvalgte stationer dækker stationer, hvor der forventes høje, mellem og lave koncentrationer af PFAS (som summen af målte værdier). Stationslisten er angivet i appendiks 11.2.

### 5.1 Marine arter

I det marine delprogram i NOVANA fokuseres der på fladfisk (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 fladfisk. Der er svenske undersøgelser, som giver et bud på omregningsfaktoren for ålekvabber (se kap. 7), så der fokuseres i denne undersøgelse på skrubber og rødspætter. Der er endvidere relativt få stationer med sortmundet kutling, og de er kun fra de seneste 4-5 år, så derfor er det ikke prioriteret at få dem med.

### 5.2 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, 2017), disse kan også overleve i brakvand. Der er lavet en del svenske undersøgelser af omregningsfaktoren for aborre, så der er i denne undersøgelse fokuseret på ørred. Havørred var det oprindelige ønske, men bækørred er anvendt, da de indgår i overvågningsprogrammet for ferskvand og havørred indgår ikke i det marine program.

## 6 Dissektion og analyse

### 6.1 Dissektion og homogenisering

Fiskene er dissekeret i laboratorium hos AU Bioscience, Roskilde. Vægtene af de enkelte dele efter dissektionen er angivet i appendix 11.3.

Vægten af fisken før dissektion samt vægten af de udtagne organer (lever og delprøve af muskel) blev noteret for hvert individ. Alle tre delprøver fra hver fisk blev homogeniseret med en ULTRA-TURRAX® homogenisator.

De homogeniserede prøver af lever og muskel blev herefter frosset ned. Der blev udtaget en delprøve af muskel til frysetørring og tørstofindholdet blev bestemt. For lever blev der ligeledes i puljede prøver udtaget delprøve til tørstofbestemmelse, sammen med de få tilfælde af individ-levere, hvor der var tilstrækkelig levermateriale til tørstofbestemmelsen.

### 6.2 Analyse af PFAS

Der anvendes to forskellige ekstraktionsmetoder til henholdsvis muskelprøver og leverprøver. Metoden til analyse af muskel er baseret på Ahrens et al. (2009) og metoden til leverprøver er baseret på Hansen et al. (2001).

Til ekstraktion af muskel afvejes 1 g prøve i et polypropylene rør og prøven spikes med  $^{13}\text{C}$ -mærkede PFAS standarder. Prøven ekstraheres to gange med 5 ml acetonitril i ultralydbad. Ekstraktet inddampes under nitrogen ved  $30^\circ\text{C}$  til ca. 2 ml og oprenses med fast fase ekstraktion på ENVICarb kolonner. Ekstraktet inddampes til tørhed under nitrogen ved  $30^\circ\text{C}$  og genopløses i 500  $\mu\text{l}$  methanol/ammonium acetat buffer til LC-MS-MS analyse.

Til ekstraktion af leverprøver blandes 5 g prøve med 25 ml deioniseret vand (eller svarende til lever/vand forhold 1:5 hvis prøvemængden er mindre end 5 g). Der tilsættes 1 ml 0,5M TBA (pH 10), 2 ml 0,25M natrium carbonat/natrium bicarbonat buffer og 5 ml MTBE og prøven rystes i 10 minutter efterfulgt af 25 minutter centrifugering ved 3000 rpm. Der udtages 4 ml af den øverste fase (MTBE), som overføres til en ny 15 ml polypropylen vial. MTBE inddampes til tørhed, ekstraktet genopløses i 500  $\mu\text{l}$  methanol/ ammonium acetat (1:1, v/v), filtreres igennem en nylon filter og analyseres med LC-MS-MS.

Prøverne analyseres ved HPLC-omvendt fase chromatografi, hvorefter komponenterne detekteres ved dobbelt masse spektrometri (LC-MS-MS). Komponenterne ioniseres ved electrospray ionization (ESI) negativ. De ioniserede molekyler isoleres i den første MS (kvadrupol) og fragmenteres under påføring af elektrisk energi og en kollision gas (nitrogen). Et karakteristisk fragment isoleres derefter i den anden MS (kvadrupol), hvorved kun den komponent, der kan opfylde disse krav såvel som retentionstidskravet (samme retentions-tid for standard og prøve) bliver positiv detekteret i prøven. Indhold af PFAS i prøverne er kvantificeret med lineær regression af 4-5 standarder, som dækker koncentrationsintervallet mellem 0,5 og 25 ng/g. Koncentration af PFAS er beregnet på basis af respons i forhold til en  $^{13}\text{C}$ -mærket intern standard.

Analyser af PFAS udføres i henhold til ISO standard 17025 'Generelle krav til prøvnings- og kalibreringslaboratoriets kompetence'. DCE er akkrediteret af DANAK for analyse af PFAS i lever. DCE deltager i interkalibrering for PFAS i biota to gange om året (QUASIMEME). De opnåede z-scores for deltagelse i 2019 og 2020 fremgår af bilag 11.5.

### 6.3 Beregning af omregningsfaktorer

En klassisk måde at undersøge om et stof skal indgå i overvågning, er at se på fund procenten (formel 2), eller hvor mange resultater over detektionsgrænsen, man kan forvente at få, når der bliver analyseret prøver, så 100% er når der er et resultat over detektionsgrænsen for alle prøver, og 0% når alle resultater er under detektionsgrænsen.

Formel 2: 
$$\text{Fund\%} = \frac{\text{Antal resultater over detektionsgrænsen}}{\text{antal resultater}}$$

Omregningsfaktoren (Ratio) for omregning mellem lever og muskel beregnes herefter som vist i formel 3, således at  $C_{\text{lever}} = \text{Ratio} \times C_{\text{muskel}}$ .

Formel 3: 
$$\text{Ratio} = \frac{C_{\text{lever}}}{C_{\text{muskel}}}$$

For anvendelse af EQS værdien betyder dette at man kan sætte  $QS_{\text{lever}} = \text{Ratio} \times QS_{\text{biota, HH food}}$  i stedet for at omregne mellem lever og muskel koncentrationer (den foretrukne metode i OSPAR og Svenske studier). Det skal bemærkes, at i det fladfisk er det ikke hele musklen der udtages, men typisk udtages kun ca. 10-20 g neden for rygfinnen (typisk ned til sideliniesystemet på fisken). For ørred (og ålekvabber og sortmundet kutling i det marine program) udtages ofte hele musklen (nogle gange begge sider), da musklen ofte er mindre end de 20 g pr. fisk, der skal til for at analysere de parametre (dioxiner, chlorerede og bromerede organiske forbindelser) der indgår i NOVANA programmet. For individfisk er fladfisk dissikeret med udtagning af stykket under rygfinnen, og ørred ved udtagning af hele musklen, for at måle på samme muskel del i individer som for puljede muskel prøver i NOVANA programmet.

## 7 Resultater

Der er målt på 14 forskellige fluorerede stoffer. Ikke alle stofferne er påvist i alle prøver, og fundprocenterne for lever og muskel er ikke ens. I tabel 2 er angivet fundprocenterne i leverprøverne. Disse stammer fra NOVANA programmet (data fra 144 prøver af skrubber, rødspætter, ålekvabber og sortmundet kutling i ODA fra perioden 2011-2019), fra 32 leverprøver målt i dette projekt samt fra 31 leverprøver, hvor de nye PFAS stoffer er re-integreret fra de oprindelige kromatogrammer fra NOVANA programmet – altså som en delmængde af de 144 prøver fra hele NOVANA perioden, for at inkludere alle fluorstofferne, som også indgår i dette projekt. Endelig er fundprocenterne i de 60 muskelprøver, der ligeledes er målt i dette projekt, vist i tabel 2.

For leverne er fundprocenterne 100 % for PFOS, over 80 % for PFNA, PFUnA, PFDA, og lidt lavere for PFOA og PFOSA (~59 %) og PFHxS (24 %). De nye stofgrupper er ikke inkluderet i NOVANA programmet endnu, og er derfor ikke registreret i ODA. For de re-integrerede prøver findes større fundprocent (>80 %) for PFOSA og PFUnA, hvorimod den er meget mindre for PFOA. For de "nye" fluorerede forbindelser er det primært PFDoA og PFTrA, der er fundet med fundhyppigheder over 55 %, de øvrige er under 30 % (tabel 2). PFHxA og PFDS er slet ikke fundet i lever.

For muskel er der fundprocenter på 100 % for PFOS, PFNA, PFDA og PFOA. Herudover er fundprocenten over 80 % for PFUnA, PFOSA og PFHxA. For PFDoA, PFHxS, PFTrA, PFHpS og PFHpA er 13-45 % over detektionsgrænsen, men for PFTeA og PFDS, er alle resultater under detektionsgrænsen i muskel.

**Tabel 2.** Fundhyppighed i lever og muskel for NOVANA analyser af lever i marine fisk (2011-2019), samt lever og muskel i dette projekt. Sorteret efter fund% i dette projekt. Fluorerede stoffer med kursiv er ikke en del af NOVANA overvågningen (\* markeret under NOVANA fund), men indgår i AMAP overvågning (Grønland) og er med-analyseret i dette projekt, ligesom leverprøver, der indgår fra NOVANA 2018 og 2019, er re-integreret og kvantificeret for disse udvidede fluorerede stoffer. Bemærk stofferne er sorteret efter fundprocent i muskel og derefter lever fra NOVANA prøver (for de 7 standard PFAS stoffer)

Navn	Akronym	NOVANA fund (lever n=144) Marine fisk	Reintegreret til dette projekt (Lever, n=31)	Analysert til dette projekt (Lever, n=32)	Dette projekt (Muskel, n=60)
Perfluoroktansulfonsyre	PFOS	100 %	100 %	100 %	100 %
Perfluorodecansyre	PFDA	90 %	100 %	94 %	100 %
Perfluorononansyre	PFNA	89 %	90 %	84 %	100 %
Perfluoroktansyre	PFOA	59 %	13 %	16 %	100 %
Perfluoroundecansyre	PFUnA	87 %	81 %	44 %	98 %
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA	58 %	87 %	91 %	80 %
Perfluorhexansulfonsyre	PFHxS	24 %	19 %	9 %	40 %
<i>Perfluorhexansyre</i>	<i>PFHxA</i>	*	0 %	0 %	85 %
<i>Perfluordodecansyre</i>	<i>PFDoA</i>	*	77 %	100 %	45 %
<i>Perfluortetradecansyre</i>	<i>PFTrA</i>	*	55 %	56 %	40 %
<i>Perfluorheptansulfonsyre</i>	<i>PFHpS</i>	*	19 %	25 %	32 %
<i>Perfluoroheptansyre</i>	<i>PFHpA</i>	*	3 %	100 %	13 %
<i>Perfluorotridecansyre</i>	<i>PFDS</i>	*	0 %	0 %	0 %
<i>Perfluortetradecansyre</i>	<i>PFTeA</i>	*	29 %	63 %	0 %

Ud fra fundprocenterne ser det ud til, at organvalget har betydning for PFOA, PFHxS, PFDoA, PFHxA, PFTeA og PFDS. De sidste tre findes ikke i muskel eller lever. For PFOA og PFHxS findes ca. halvt så mange forekomster i lever som i muskel, mens det for PFDoA og PFHpA er omvendt med dobbelt så mange fund i lever. Bemærk at der er flere arter repræsenteret i "NOVANA fund", og antallet af puljede fisk kan variere.

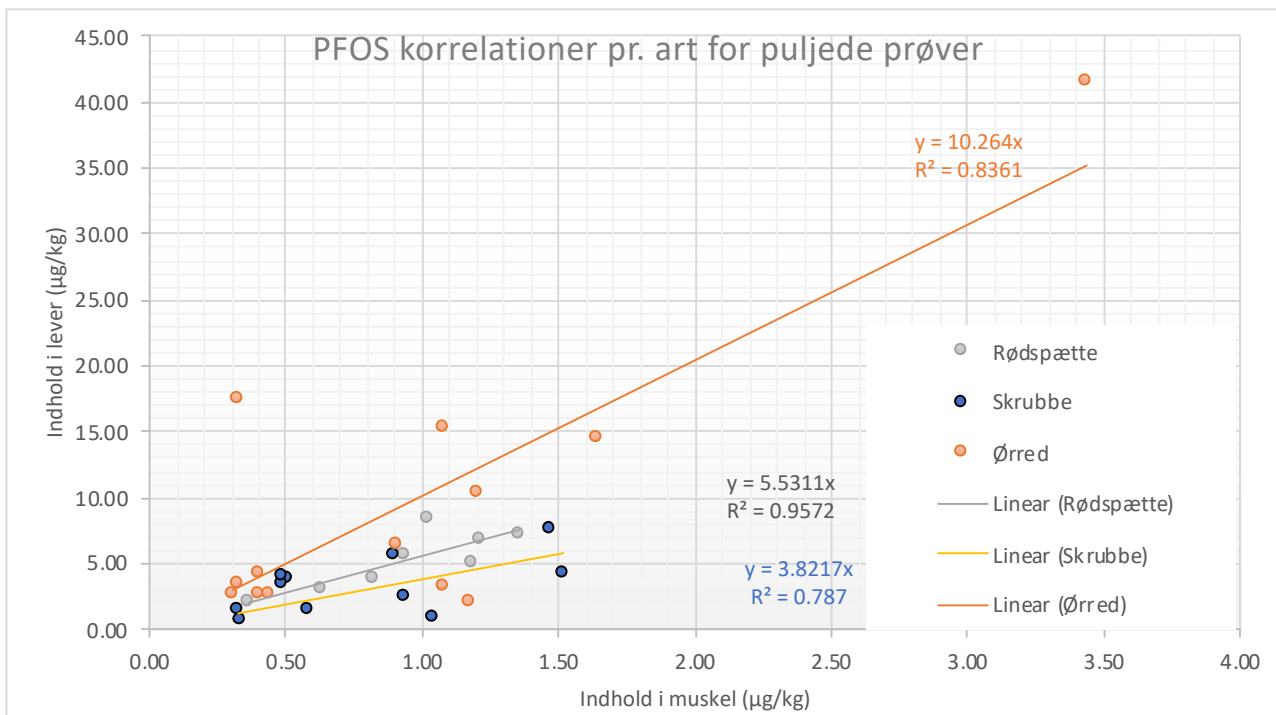
Når der anvendes puljede prøver, tages hele leveren fra hver fisk. Specielt for ferskvand kan det derfor forekomme, at der er en større lever i én fisk, som derfor bidrager væsentligt mere til den målte værdi end de øvrige 4, også selvom fiskene er ca. lige lange. For marine fisk er der normalt 10 – 25 fisk i en pulje, så der påvirker en enkelt forstørret lever ikke gennemsnittet så meget. Da der normalt er rigeligt muskelmateriale, puljes musklerne i lige store mængder. Det betyder, at forholdet mellem koncentration i lever og muskel bliver mere påvirket af en større levers indhold end muskel koncentrationen i den ene fisk. Dette fremgår tydeligt, når man ser på den relative standardafvigelse mellem individ fiskene for lever og muskel, som i gennemsnit for de to stationer for hver art er vist i tabel 3. Bemærk at der generelt er større usikkerhed på resultaterne af leveranalyserne end af muskelanalyserne inden for samme station (en faktor 1,5 til 1,8 gange større relativ standardafvigelse på resultaterne af leveranalyserne pr. art i gennemsnit).

**Tabel 3.** Relative standard afvigelse (RSD%) for PFOS for de 5 individer for de enkelte stationer og organer

Navn	Art	RSD% for muskel	RSD% for lever	Ratio lever:muskel
Felsted Kog	Rødspætte	55,0	90,3	1,6
Djursland	Rødspætte	60,9	117,9	1,9
Læsø	Skrubbe	19,9	30,4	1,5
Hirtshals	Skrubbe	28,5	41,4	1,5
Hinnerup Å	Ørred	17,1	39,1	2,3
Fiskbæk	Ørred	28,7	37,1	1,3

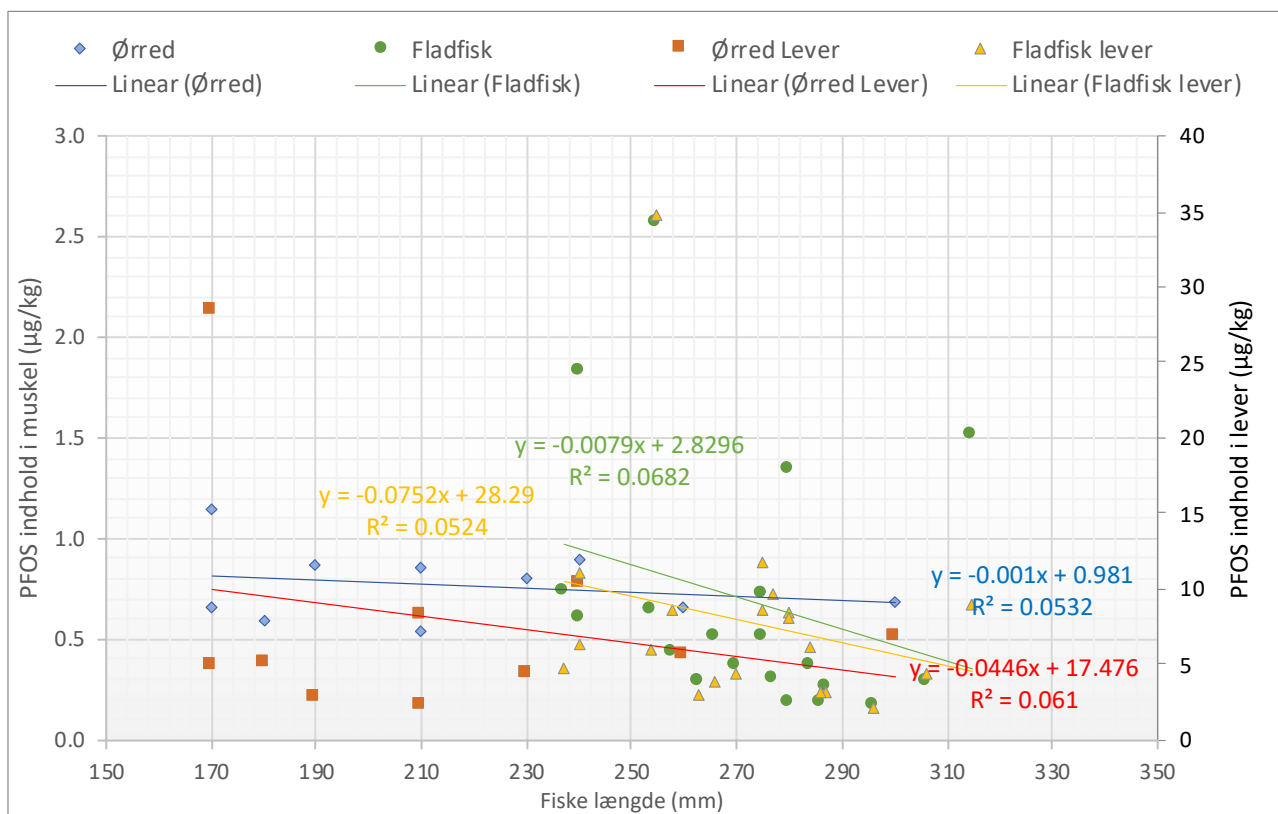
Korrelationen mellem koncentrationerne af PFOS i lever og muskel i de tre fiskearter varierer noget, og der er højere værdier i ferskvandsørred end i marine fladfisk (figur 1).





**Figur 1.** Korrelation mellem PFOS koncentration i puljede prøver. Samles rødspætter og skrubber til en "fladfisk" fås  $Y=3,968x + 0,6812$  med  $R^2 = 0,436$ . For ørred er der en outlier for Harrested Å i (1,17 ; 2,00), udelukkes denne, fås i stedet en ligning på  $12,624x - 2,8145$  med  $R^2 = 0,9782$ . Altså en meget lille ændring i hældningen.

Der er ikke noget, der tyder på, at fiskenes optagelse af PFOS er afhængig af størrelsen (længden), hverken for ørred eller fladfisk (figur 2). Der er dog tale om et relativt lille datasæt af individdata. Der er ikke signifikant korrelation mellem længde og koncentration i muskel og lever, som angivet på regressionskoefficienter på  $<7\%$  forklaringskraft for både muskel og lever, og dermed er der ikke noget der tyder på at der, som for Hg, skal tages særlig hensyn til at fange en bestemt størrelsesklasse af fisk, når de er kønsmodne.



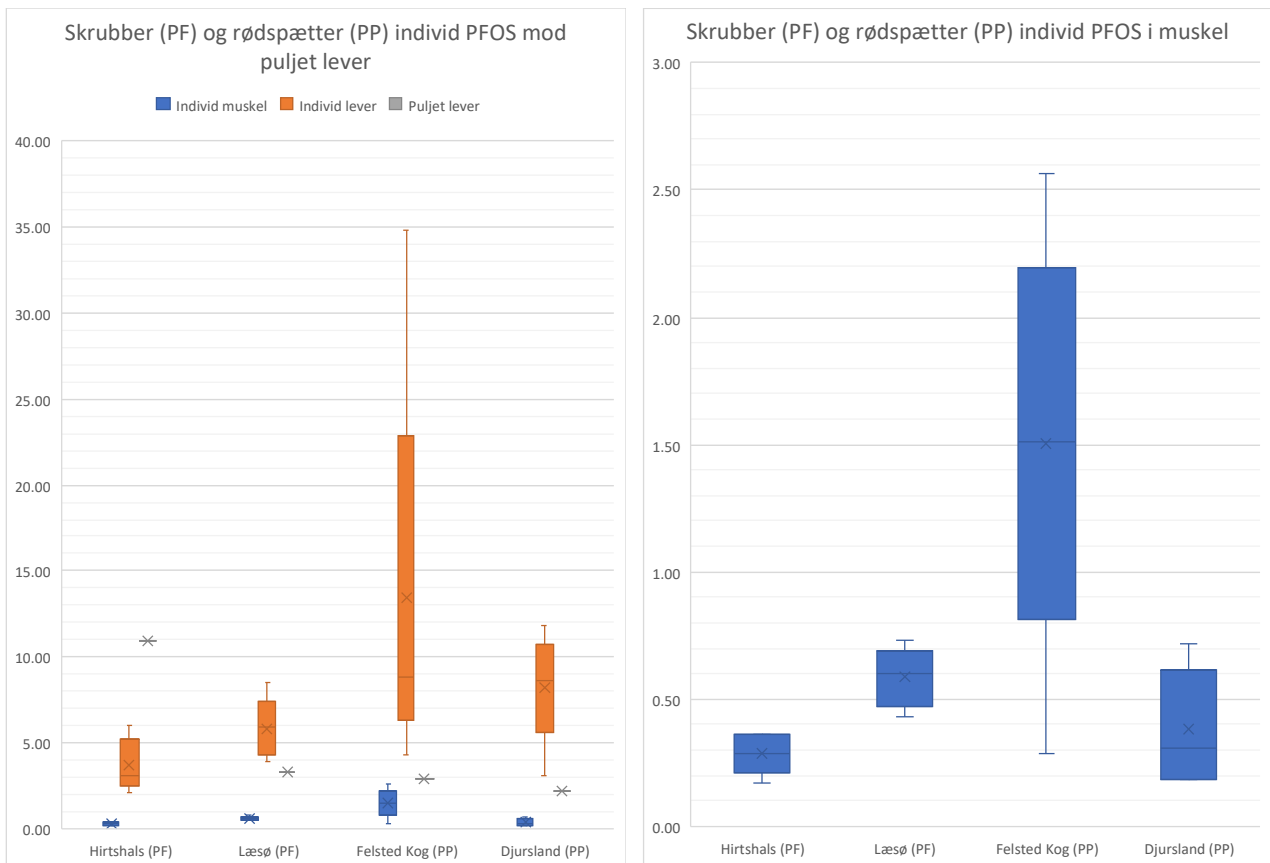
**Figur 2.** PFOS indholdet som funktion af fiskenes længde, for ørred muskel (blå rhombe), fladfisk muskel (grøn cirkel), ørred lever (rød firkant) og fladfisk lever (orange trekant). Bemærk skalaer forskellig for de to organtyper (muskel til venstre, lever til højre). Der er ingen reel korrelation mellem længde og PFOS indholdet.

## 7.1 Marine fladfisk individ resultater

20 individer fra 4 stationer er analyseret for PFAS i muskel og lever, for at vurdere spredningen på stationsbasis. Normalt puljes 10-25 fladfisk til en prøve i NOVANA programmet for marine prøver, så estimerne er ikke helt overførbare til den almindelige overvågning, men det giver en baggrund for at definere individ variationen.

Box-plots (figur 3) viser, at spredningen mellem individ prøverne for Hirtshals, Læsø og Djursland er nogenlunde ens, hvorimod der for Felsted Kog er en meget større spredning. Her var der i fisk nr. 2 dobbelt så højt indhold i musklen som middelværdien for de øvrige prøver, og fire gange højere indhold i leveren. Det kunne tyde på, at fisken har opholdt sig et sted med forhøjet forurening for nyligt, da PFOS har større optagsrate til lever end hel fisk, en faktor 3-5 højere som direkte målt optagsrate eller tilsyneladende Biokoncentrations faktor, beregnet som koncentration i organ/vandkoncentration (Beach et al, 2006).

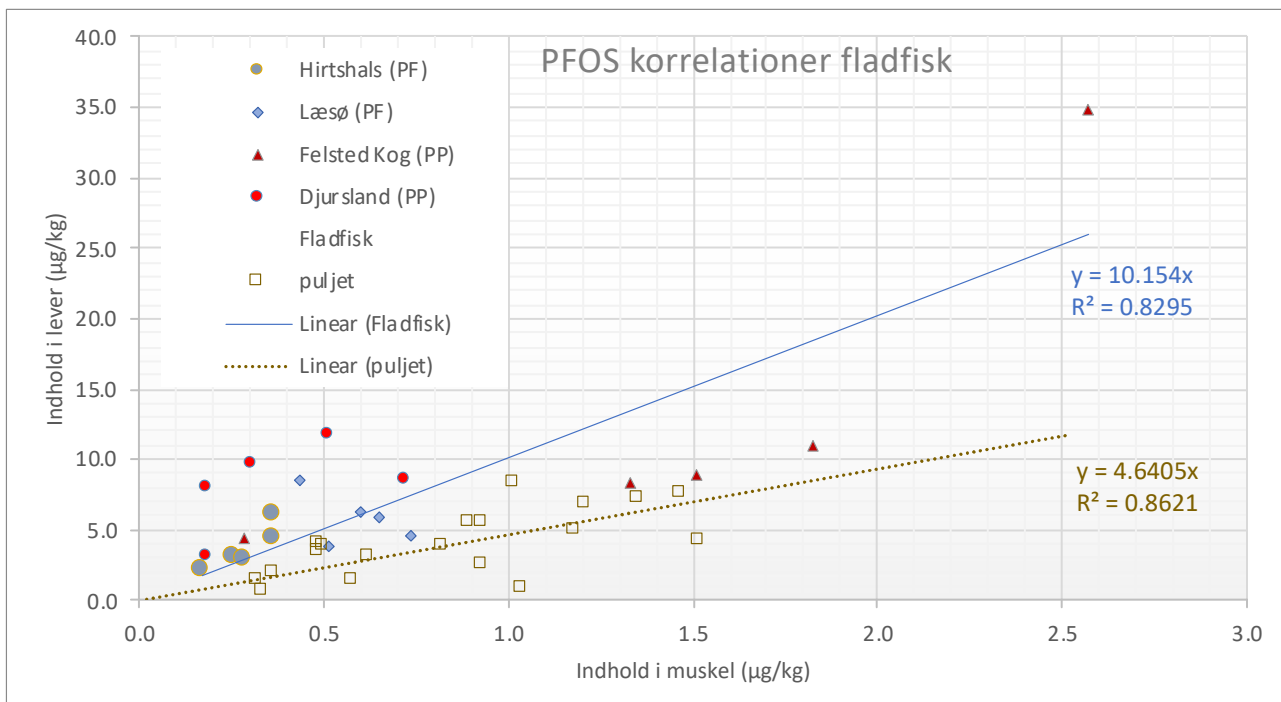
Det bemærkes også, at for fiskene fra Hirtshals er middelværdien af koncentrationen i de 5 leverprøver (x i boxen) en faktor 3 lavere end koncentrationen i puljen af 25 fisk fra Hirtshals, der oprindeligt er analyseret, hvorimod der i fiskene fra Læsø og Felsted Kog findes en lavere (faktor 2-3) koncentration i de puljede leverprøver end i gennemsnittet af de fem individ-levere. Der er ikke målt på puljede muskelprøver, så det vides ikke om samme forhold gør sig gældende for puljede prøver af muskel, men generelt er spredningen mindre i muskler end i lever, så det formodes, at det også vil gælde, at koncentration i puljede prøver af muskel vil ligge tættere på middelværdien af individ målinger.



**Figur 3.** Boxplots for 4 stationer med 5 fladfisk-individer for muskel og lever (PF=skrubbe, PP=rødspætte). Tidligere målte puljede lever prøver fra samme station (målt i 2018 undt. Djursland målt i 2020), men puljet af 10-25 individer er vist som grå streg med kryds.

Lineær regression på individ dataene for alle fladfisk viser en god korrelation (figur 4). Da student t-tests (to-halet, uens varians) for sammenligning af ratioen af lever til muskel for skrubber og rødspætter ikke påviste nogen forskel mellem individ stationerne indenfor de to arter ( $p=0,221$  og  $p=0,157$ ), eller imellem de to arter, er de to puljet til en samlet fladfisk analyse ( $n=20$ ). Dette gælder både for puljede ( $p=0,113$ ) og individ prøverne ( $p=0,243$ ).

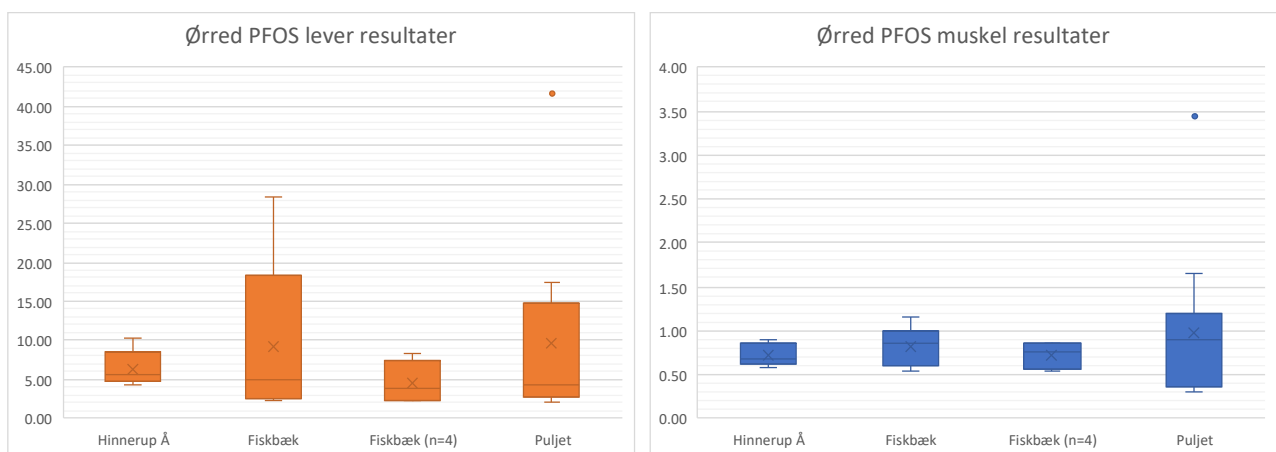
Til gengæld er der forskel i ratioen mellem puljede og individ prøver for begge arter ( $p=0,0001$  hhv.  $p=0,002$  for skrubbe og rødspætter), som det også ses af de meget forskellige hældninger for puljede og individ prøver i figur 4.



**Figur 4.** Korrelation mellem PFOS koncentration i lever og muskel for fladfisk fra fire stationer. Individ data (fyldte symboler) og puljede data (åbne firkanter) er vist sammen med hældningskoefficient og  $r^2$  værdi er indikeret for hver..

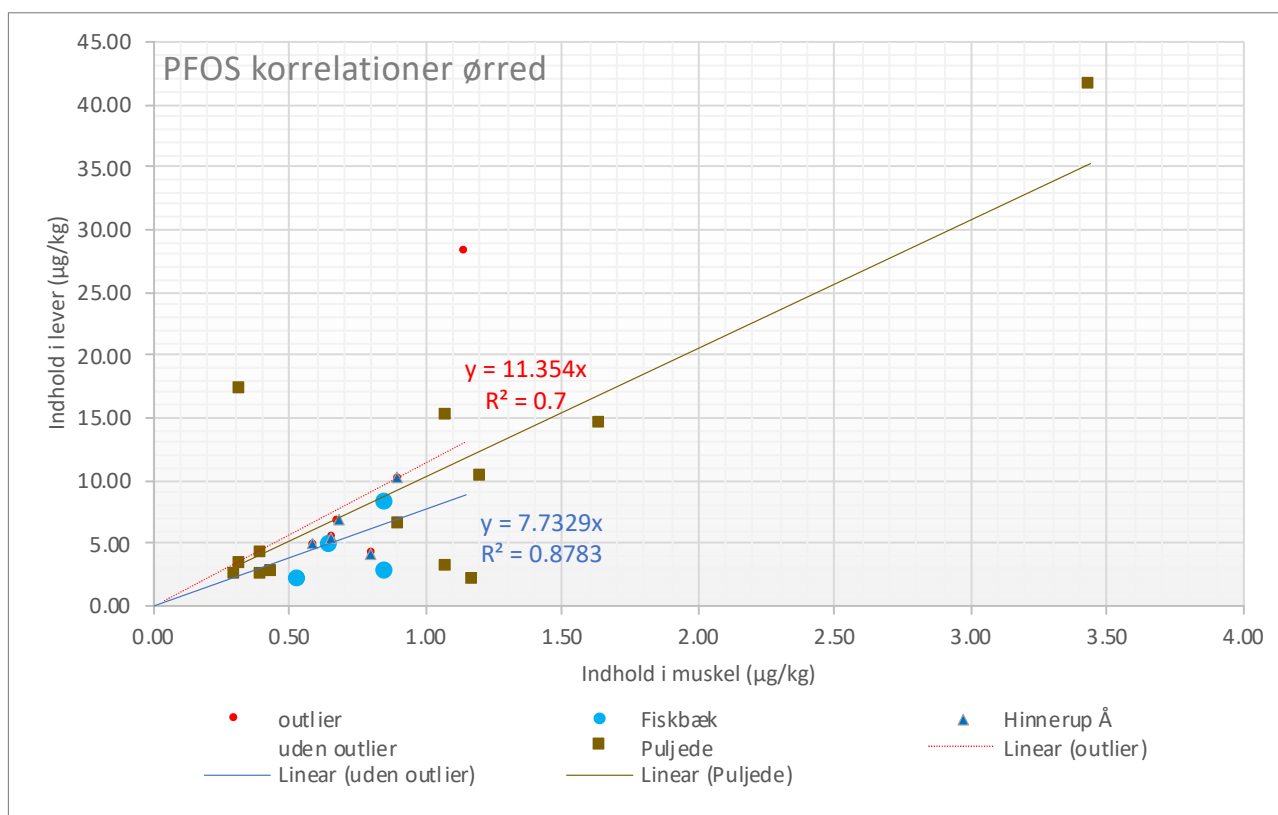
## 7.2 Ørred

I individ prøverne var der lidt forskel mellem koncentrationsniveauerne i lever og muskel, men alligevel overlap mellem de to gange fem prøver (figur 5). Der var blandt målingerne i lever i ørred fra Fiskbæk en enkelt outlier (28,4 ng/g mod øvrige fire i intervallet 2,2-8,2 ng/g). Spredning stiger voldsomt for lever i forhold til de øvrige stationer hvis den ikke udelukkes, hvorimod muskel værdien ikke ændrer boxplottet så meget efter udelukkelse af den ene fisk. PFOS korrelationen er beregnet både med og uden outlier i figur 6.



**Figur 5.** Boxplots for PFOS koncentration i lever og muskel i fem ørred-individer og puljede prøver fra to stationer. For Fiskbæk er vist boxplot for alle fem prøver og fire prøver efter fjernelse af outlieren angivet (n=4). Bemærk også de to outlierer for puljede prøver, stationerne var udvalgt for at give så stort et span som muligt ud fra de oprindeligt målte PFOS koncentrationer.

Med brug af lineær regression (figur 6) på de to individ stationer (n=10) uden fjernelse af outlieren fås en hældning, der minder mere om de puljede prøver end hvis den lineære regression udføres uden outlieren (n=9). Der er ikke forskel mellem ratioen for de to stationer (t-test, p=0,12) eller mellem individ og puljede stationer (t-test, p=0,167).

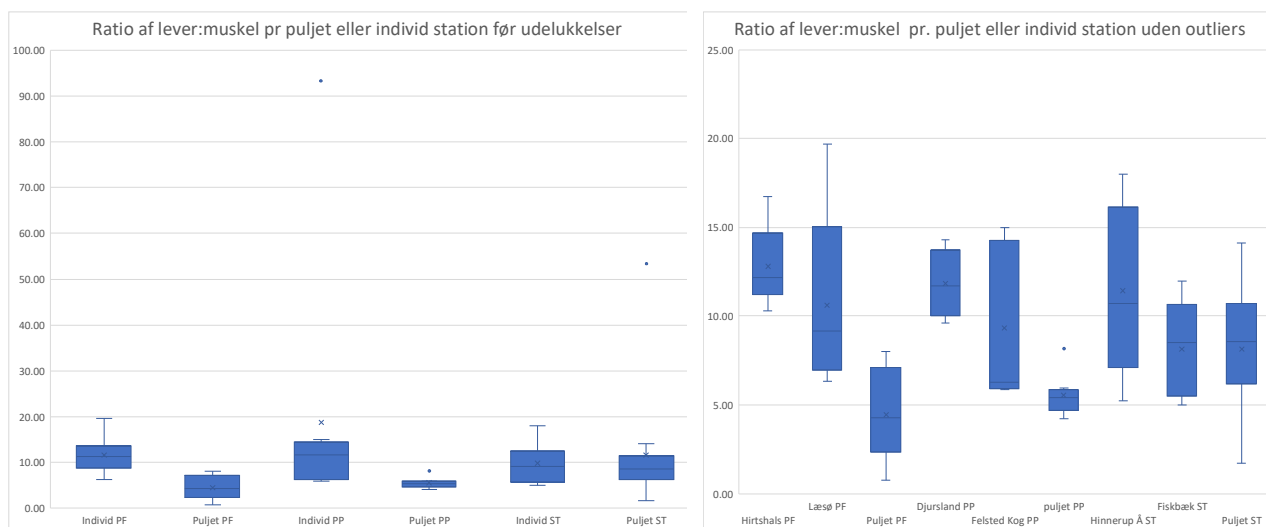


**Figur 6.** Korrelation mellem PFOS koncentration i lever og muskel i fem ørreder fra to stationer med angivelse af linear regressionshældning og  $r^2$  for alle 10 prøver inklusiv outlier (rød stiplede linie) og efter udelukkelse af outlier (blå fuldtoptrukket linie). Til sammenligning er værdierne for de puljede prøver og deres regressions linie også indtegnet (se figur 1 for hældning).

### 7.3 Samlet vurdering

Ratioen mellem lever og muskel ved målinger på individer og puljede prøver er vist i figur 7. Bemærk at der for fladfiskene generelt ses lavere ratio for puljede prøver i forhold til individ prøver. Denne forskel ses ikke for ørred prøverne (p=0,167), sandsynligvis fordi der kun indgår fem individer i puljerne mod 10-25 for fladfiskene. Fjernes to ekstreme ratioer over 50 (55 for Søgård Bæk i "puljet ST" (ST for *Salmo Trutta*) og en af fiskene fra Djursland individ) (højre del af figur 7), ses der ikke tydelig forskel mellem ørred stationerne, men dog større spredning for Hinnerup Å, hvorimod der for skubber og rødspætter ikke er forskel mellem individ stationerne, dog med større spredning på prøverne fra Læsø og Felsted Kog (efter Djursland prøven er udelukket). De puljede prøver viser klart lavere ratioer, hvilket tyder på, at lever koncentrationen er højere eller muskel koncentrationen lavere i gennemsnit, hvilket var tilfældet for Djursland (figur 2). Der er ikke noget, der tyder på forskel mellem skrubber, rødspætter og ørreder på individniveau (t-test, p=0,208), men som for fladfisk generelt er der forskel mellem puljede fladfisk og puljede ørred ratioer (p=0,006).

Boxplot for alle stationer og puljer (figur 7 til højre) ser ud til at indikere et overlap mellem fladfisk og samling af individ og puljede ørred, men statistisk kan man ikke lægge disse 3 typer sammen ( $p=0,036$  for fladfisk individer (PP+PF) vs. Alle ørred (ST) ratioer).

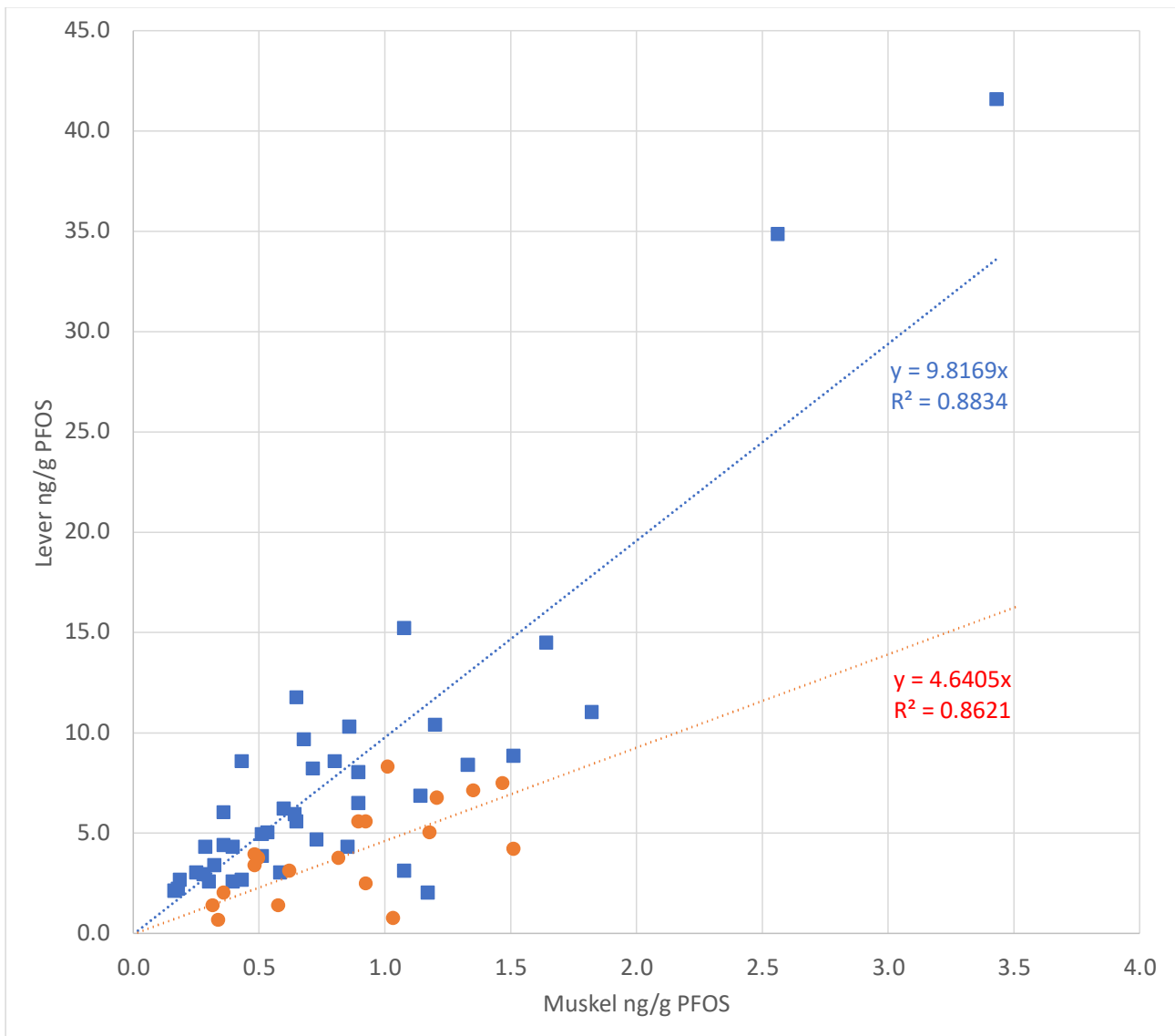


**Figur 7.** Box-plots af ratio mellem lever og muskel for skrubber (PF), rødspætter (PP) og ørred (ST). Venstre: alle data samlet for arter, bemærk to outliers for puljet ST (Søgård Bæk) og Individ PP (en Djursland prøve). Højre: Box-plots for de enkelte individ stationer og puljede stationer efter udelukkelse af de to nævnte og evidente outliers.

Fjernes de to outliers, og inddrages alle øvrige koncentrationer i lever og muskel i ørred og fladfisk på individniveau opnås en hældning på  $9,8 \pm 0,6$  mellem koncentrationer i muskel og lever, med en  $r^2$  på 0,88. For koncentrationer i puljede prøver af fladfisk findes tilsvarende en hældning på  $4,6 \pm 0,4$  med en korrelation på 0,8621 (figur 8). Værdierne fra lineær regression stemmer godt overens med simpel middelværdi for ørred og fladfisk på individniveau ( $9,9 \pm 3,9$ ) og puljede prøver af fladfisk ( $4,9 \pm 2,1$ )

Den større variation i lever indenfor stationerne (tabel 3) kunne tyde på, at leveren reagerer hurtigere på forurening, eller sideløbende er påvirket af udskillelse af andre stoffer, og derfor er mere påvirket af lokal "pludselig" PFOS forurening. Men da der samtidig ikke er nogen korrelation til fiskens størrelse, er det sandsynligvis ikke alderen, der er afgørende for optaget og niveauet i lever eller muskel. Så til trods for koncentrationsniveauerne er faktor 5-10 lavere i muskel, er denne måske bedre egnet til at måling med henblik på beskrivelse af tidstrend, hvorimod leveren er bedst egnet til at finde hotspots med igangværende forureningskilder.





**Figur 8.** Regression af ørred individ og puljede og fladfisk individ muskel vs. lever koncentrationer (blå firkanter), og fladfisk puljede muskel vs lever koncentrationer (orange cirkler).

## 8 Litteraturværdier for PFAS

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, dvs. på at finde de optimale organer til miljøundersøgelser, så det sikres, at stofferne er målbare og tilgængelige for vurdering af geografisk udbredelse og tidstrends-analyser for de enkelte stoffer. Dette er oftest reduceret til valg mellem lever og muskel, selvom det er i nyrer og skelet nogle stoffer findes i de højeste koncentrationer. Ved udvidelse til flere organer kræver det yderligere optræning af medarbejdere til at udføre dissektion i de udførende laboratorier.

### 8.1 Sammenligning mellem lever og muskel

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 to 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. Resten af fisken blev homogeniseret og analyseret som "skroget" (carcass).

Prøverne blev herefter analyseret for polychlorede stoffer (PCB), chlorerede pesticider (HCH, DDT, HCB), bromerede flammehæmmere (PBDE, HBCDD), 10 metaller og perfluorede forbindelser (PFAS). De to PFAS'er PFTDA og PFTeDA blev fundet i højeste koncentrationer i lever hhv. nyre/hjerne (figur 9).

Ud fra målingerne er grænseværdierne (EQS, QS) for PFOS 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 er organet lever) og hele fisk.

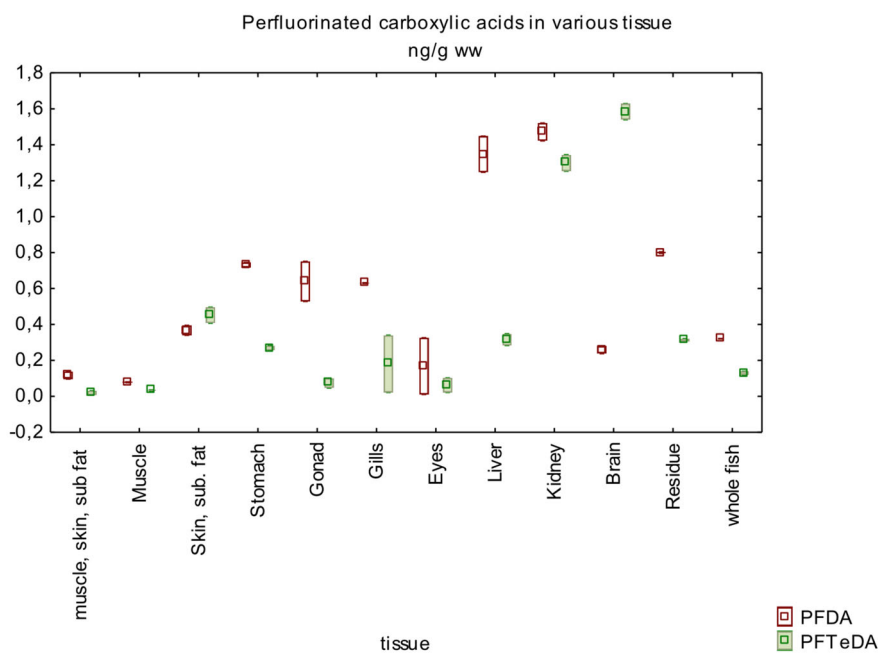
Ud fra undersøgelserne er der data for faktoren mellem muskel og lever for aborre (18±1), sild (20±1) og for ålekvabber (11±5). For torsk (12) er der ikke nok data til en korrelation med kun fire analyserede puljer. Samlet for aborre (både marine og ferskvands) og sild findes en faktor på 18±2 (table 3).

**Table 3.** Sammenligning af resultater fra denne rapport med andre undersøgelser af PFOS indhold i lever og muskel/hel fisk i individer eller puljede fiskeprøver

Art (12/pool)	n pools	Lever:Muskel ratio		Foreslået EQS <sub>Le</sub> - Reference	
				ver ug/kg ww	
Aborre	14	17,5	L:M korreleret	159	Faxneld et al 2014
Ålekvalbe	6	11,1, 95% CI 6,0 - 16	L:M korreleret	55 <sup>§</sup>	Faxneld et al 2014
Torsk	4	12,5	ingen korrelation	114	Faxneld et al 2014
Aborre limnisk (reference st.)	17	18,8	L:M korreleret	171	Faxneld et al 2014
Sild	10	19,0	L:M korreleret	173	Faxneld et al 2014
Aborre marin/limnisk/Sild samlet	41	18,4, 95% CI: 17,0 – 20,4	Stærkt linear sammenhæng	155 <sup>§</sup>	Faxneld et al 2014
<b>Skrubber</b>	<b>10</b>	<b>3,8±0,6</b>	<b>Moderat lineær sammenhæng</b>	<b>40</b>	<b>Denne rapport</b>
<b>Rødspætter</b>	<b>10</b>	<b>5,5±0,4</b>	<b>Moderat lineær sammenhæng</b>	<b>50</b>	<b>Denne rapport</b>
<b>Fladfisk samlet</b>	<b>20</b>	<b>4,6±0,4</b>	<b>L:M korreleret</b>	<b>42</b>	<b>Denne rapport</b>
<b>Ørred</b>	<b>10</b>	<b>10,1±1,02</b>	<b>L:M korreleret</b>	<b>92</b>	<b>Denne rapport</b>
Alle Ørred og individuelle fladfisk samlet	40	9,8±0,6	L:M korreleret	89	Denne rapport
Art (individ)	N fisk				
Sild	12	21,0	Baseret på ligning	191	Danielsson et al 2018
<b>Skrubber</b>	<b>10</b>	<b>10,1±1,4</b>	<b>L:M korreleret</b>	<b>92</b>	<b>Denne rapport</b>
<b>Rødspætter</b>	<b>10</b>	<b>9,7±1,3</b>	<b>L:M korreleret</b>	<b>88</b>	<b>Denne rapport</b>
<b>Fladfisk samlet</b>	<b>20</b>	<b>9,8±0,6</b>	<b>L:M korreleret</b>	<b>89</b>	<b>Denne rapport</b>
<b>Ørred</b>	<b>10</b>	<b>9,7±0,8</b>	<b>L:M moderat</b>	<b>88</b>	<b>Denne rapport</b>

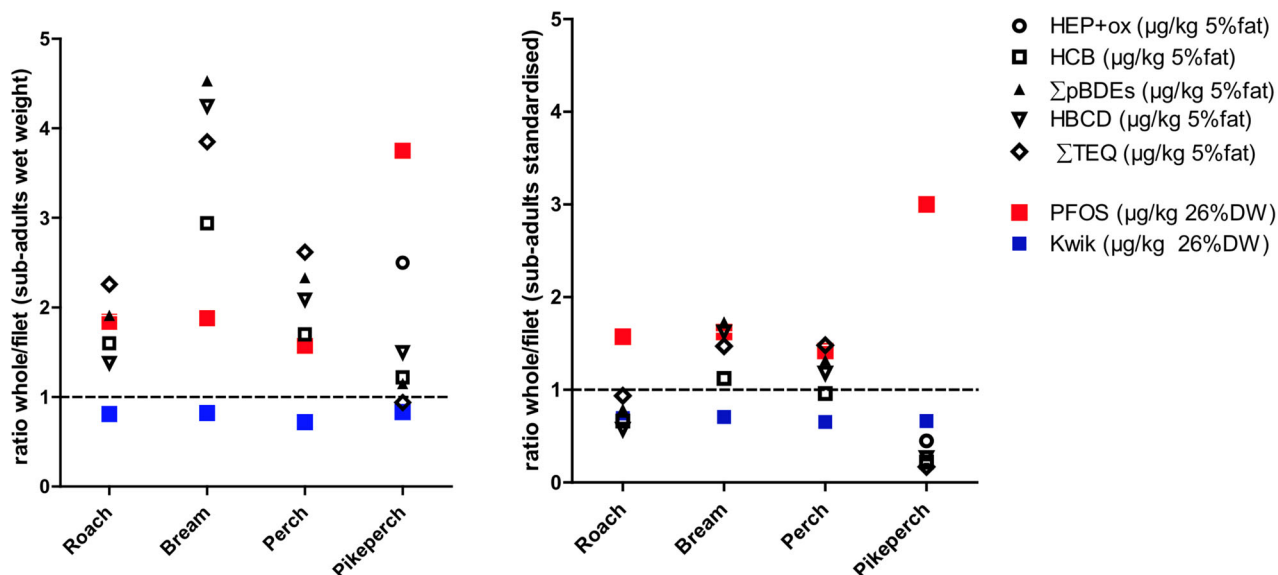
§: Den laveste værdi af 95%- konfidensinterval for ratioen er foreslået ud fra forsigtighedsprincippet

**Figur 9.** Eksempel på forskelle i koncentrationer for PFDA/PFTeDA fluorerede forbindelser i vævet fra de to puljede prøver De højeste niveauer for PFAS'erne (PFDA og PFTeDA) er nyrer > lever > skrog ... muskler. Muskler har 10-20 gange lavere indhold end lever (Danielsson, 2018).



## 8.2 Sammenligning med hele fisk

En hollandsk undersøgelse (Foekema et al, 2016) af hele fisk i fire vandområder (2 marine: Ijsselmeer og Ketelmeer og 2 brakvand/ferskvandsprøver Hollands Diep og Getijdenmass) medtog i alt fire arter. Der er målt på aborre fra de ferske områder og skalle (Roach), brasen (Bream) og sandart (Pikeperch). Bortset fra sandart lå PFOS forholdet mellem koncentration i hele fisk og muskel omkring 1,5-2, med lidt lavere forhold efter normalisering til 26 % TS. For sandart var forholdet 3,6 før normalisering og omkring 3 efter normalisering til 26 % TS.



**Figur 10.** Ratio for koncentration i muskel og hel fisk fra Ketelmeer (Foekema et al 2016, figur 36). Bemærk at alle værdierne er normaliseret til 5 % lipid vægt (lw) eller 26 % TS for PFOS og kviksølv (Kwik), 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 fisk.

## 9 Konklusion

Der er en tydelig forskel på PFAS opkoncentreringen i lever i forhold til muskel i ørred fanget i vandløb og marine fladfisk. Forskellen er ca. faktor 10 for PFOS i lever i forhold til muskel for ørred og individ fladfisk, og ca. det halve i puljede fladfisk. Svenske undersøgelser viser omkring en faktor 20 for aborre og sild, og tæt på 10 for ålekvabber og torsk. Dette indikerer, at det måske ikke er muligt at anvende en fælles omregningsfaktor for marine og ferske fisk, og måske heller ikke mellem forskellige marine arter. Forskellen på faktorerne i fisk fra vandløb og marine fisk kan formodentlig tilskrives både forventelig højere niveauer i vandløb end i det marine miljø (højere fortynding i det marine miljø) samt at ørred er en pelagial fisk, hvorimod fladfiskene er bundlevende. For mange miljøfarlige stoffer giver det højere belastning at være bundlevende fisk, da stofferne ofte primært forekommer i sediment, men PFAS'erne er vandopløselige og forekommer derfor både i sediment og vandfase.

Opsummeres de enkelte undersøgelser ses et mønster for bundlevende og pelagiske fisk (tabel 4). Antallet af prøver der indgår i undersøgelserne (n) for hver art er angivet, for puljede prøver antal af puljede prøver, for at få et indtryk af sikkerheden af undersøgelsen. For denne rapport er omregningsfaktoren baseret på linear regression tvunget gennem orego, så det er en vægtet ratio. I de Svenske undersøgelser er der også anvendt linear regression, men ikke tvunget gennem orego. Alle ratioer er afrundet og hvor der er lagt data sammen fra flere medier/rapporter er de enkelte prøveantal angivet med + imellem de enkelte bidrag.

For skrubber og rødspætter indikerer resultaterne, at der for individ prøver er en ratio på 10 mellem muskel og lever hvorimod der for puljede prøver (som er det normale i NOVANA prøvetagninger) kun findes en ratio på 5 mellem muskel og lever. Anbefalingen for vurdering af NOVANA overvågningen er derfor at anvende en faktor 5 som den mest beskyttende til omregning af leverkoncentrationer til muskelkoncentrationer, enten ved at sammenligne  $C_{\text{lever}}/5$  med PFOS EQS-værdien 9,1 eller sammenligne med den omregnede  $QS_{\text{lever}}$  på  $5 \times 9,1 = 45,5 \mu\text{g}/\text{kg ww}$ . Ålekvabber indgår også i NOVANA overvågningen, og det svenske forslag på en ratio af 6 er i tråd med den foreslåede faktor 5, der derfor kan anvendes generelt i NOVANA programmet.

**Tabel 4.** Foreslåede artsspecifikke omregningsfaktorer og omregnet kvalitetskrav til lever fra muskel ( $\text{kvalitetskrav}_{\text{lever}}$ )

Undersøgt art	n	Lever:Muskel ratio	Omregnet Kvalitets-Reference	krav <sub>Lever</sub> ug/kg ww
Aborre	14+17	18	160	Faxneld et al 2014, marin + limnisk
Ålekvabbe	6	6 <sup>\$</sup>	55	Faxneld et al 2014
Torsk	4	12,5	115	Faxneld et al 2014
Sila	10+12	20	182	Faxneld et al 2014, Danielsson et al 2018
Fladfisk (Skrubbe, rødspætter)	20	5 (puljede)	45,5	Denne rapport: Ratioen er forskellige for puljede og individ prøver for marine fisk.
Ørrea	20	10	91	Denne rapport

\$ Laveste 95% konfidensinterval for ratioen valgt ud fra forsigtighedsprincip

## **Acknowledgement**

Dette projekt var støttet af Miljøstyrelsen. Tak til laboranterne Sabrina J. Hvid, Tobias Meulengracht og Inga Jensen på Aarhus Universitet for dissektion og analyse af PFAS.

## 10 Referencer

Beach, S.A, Newsted J.L., Coady, K and Giesy, J.P. (2006). Ecotoxicological evaluation of Perfluorooctanesulfonate (PFOS). *Rev. Environ. Contam. Toxicol* 186:1333-174

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.

DCE (2017) Miljøfarlige stoffer i fisk. Teknisk Anvisning nr. S09. 13.07.2018. [https://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/V20\\_MFS\\_TM\\_sediment\\_biota\\_Version\\_2.pdf](https://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/V20_MFS_TM_sediment_biota_Version_2.pdf)

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

DCE (2021) Fagdatacentre. <https://bios.au.dk/forskningraadgivning/fagdatacentre/> besøgt 12/2/2021

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 \(2011a\) 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. \(https://circabc.europa.eu/sd/a/0cc3581b-5f65-4b6f-91c6-433a1e947838/TGD-EQS%20CIS-WFD%2027%20EC%202011.pdf\)](https://circabc.europa.eu/sd/a/0cc3581b-5f65-4b6f-91c6-433a1e947838/TGD-EQS%20CIS-WFD%2027%20EC%202011.pdf)

EU (2011b) PFOS EQS dossier 2011. PERFLUOROCTANE SULPHONATE (PFOS) (<https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84c-da3359acecee/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf>)

[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](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. \(https://circabc.europa.eu/sd/a/62343f10-5759-4e7c-ae2b-12677aa57605/Guidance%20No%2032%20-%20Biota%20Monitoring.pdf\)](https://circabc.europa.eu/sd/a/62343f10-5759-4e7c-ae2b-12677aa57605/Guidance%20No%2032%20-%20Biota%20Monitoring.pdf)

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

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.

Foekema, E.M., 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).

[HELCOM \(2018\) Perfluorooctane sulphonate \(PFOS\). HELCOM Core Indicator Report. Online. Viewed December 1st 2018, http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Perfluorooctane%20sulphonate%20PFOS%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf](http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Perfluorooctane%20sulphonate%20PFOS%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf)

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)

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>

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)

Larsen, M.M. (2019). "Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk : Med særlig fokus på kviksølv." Faglig rapport nr. 144 fra DCE. 44 sider.

Larsen, M.M. og Strand, J. (2018). "Værktøj til håndtering og behandling af data for miljøfarlige forurenende stoffer". Faglig rapport nr. 127 fra DCE. 42 sider.



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

[Miljø- og fødevarerministeriet \(2017a\). 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>](https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=196701)

Miljø- og Fødevarerministeriet (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>

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

Miljøstyrelsen (2020). Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/miljoekvalitetskriterier/> (tilgået 12/2/2021)

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

# 11 Appendiks

## PFAS stoffer analyseret med fulde navn og koder

ID	DK navn	Std19	Stancode	ICES	CAS no	Engelsk navn
PFBA	Perfluorbutan-syre	2266	1255	PFBA	375-22-4	Perfluorobutanoic acid
PFHxS	Perfluorhexan-sulfonsyre	2267	1256	PFHXS	355-46-4	Perfluorohexane sulfonateorm
PFOS	Perfluoroktan-sulfonsyre	2268	1257	PFOS	1763-23-1	Perfluorooctane sulfonateforms
PFHxA	Perfluorohe-xansyre	2270	1259	PFHXA	307-24-4	Perfluorohexanoic acid
PFHpA	Perfluoro-hep-tansyre	2271	1260	PFHPA	375-85-9	Perfluoroheptanoic acid
PFOA	Perfluoroktan-syre	2272	1261	PFOA	335-67-1	Perfluorooctanoic acid
PFNA	Perfluoro-nonansyre	2273	1262	PFNA	375-95-1	Perfluorononanoic acid
PFOSA	Perfluoroktan-sulfonamid	2274	1263	PFOSA	754-91-6	Pefluorooctane sulfonamide
PFDA	Perfluorode-cansyre	2275	1264	PFDA	335-76-2	Perfluorodecanoic acid
PFUnA	Perfluoro-un-decansyre	2276	1265	PFUnA	2058-94-8	Perfluoroundecanoic acid
PFDoA	Perfluor-dode-cansyre	2277	1266	PFDoA	307-55-1	Perfluorododecanoic acid
PFTTrA	Perfluoro-tride-cansyre	2278	1267	PFTTrDA	72629-94-8	Perfluorotridecanoic acid
PFTA	Perfluor-tetra-dekansyre	2280	1596	PFTDA	376-06-7	Perfluorotetradeca-noic acid
PFBS	Perfluorbutan-sulfonsyre	2281	1597	PFBSA	375-73-5	Perfluorobutane-sul-fonic acid

Std19: Standat 000019 parameter kodenr (<https://dce.au.dk/overvaagning/standat/>)

Stancode: StancodeKeyUniqueIdentifier (<https://dce.au.dk/overvaagning/stancode/>)

ICES: ICES PARAM kode (<http://vocab.ices.dk>)

CAS no: ID numre for ~175 mio. Kemikalier. Chemical Abstracts service CAS Registry Number® is a Registered Trademark of the American Chemical Society (<http://www.cas.org>).

## Udvalgte stationer

FeltID	MST enhed	Lokalitet	STATIONSnr	Koord N	Koord E	dato
<b>Rødspætter</b>						
F0015	Midtjylland	Hovvig Vesterhavet	RKB-VE41	8 04.1	56 06	01.09.2019
F0019	Nordjylland	Skagerak	NORF-Skagerrak	9 30.118	57 16.221	28.08.2019
F0020	Nordjylland	Thyborøn-Agger	NORF-thybor-agger	8 11.827	56 46.138	29.08.2019
F0049	Sydjylland	Vadehavet	MFSVK1	8 19.512	55 21.047	02.09.2019
F0001	Fyn	Lyø - Avernakø - Ærø	FYNDSOE2	10 12.39	55 00.51	18.11.2019
F0002	Fyn	Marstal bugt	FYNMarstal	10 33.93	54 47.548	18.11.2019
F0003	Fyn	Lunkebugten	FYNLunkebugt3	10 39.88	54 59.45	02.10.2019
DCE	DCE	R1035 st 34	R1035			43800
2018	Hirtshals - Skagen, Skiveren					
2020	Hals-Als Odde					
<b>Skrubber</b>						
F0029	Nordsjælland	Isefjord, Ejby	MSJ220035	11 50.182	55 41.689	08.12.2019
F0030	Nordsjælland	Syd for kalvebodbro	MSJ240027	12 29 450	55 34,120	dec19-jan20
F0056	Østjylland	Kattegat SV 12sømil	ARH210500	10 59.08	56 11.08	20.08.2019
F0057	Østjylland	Stavns fjord	ARH220108	10 40.222	55 53.907	26.09.2019
F0014	Fyn	Lillebælt, Nord for Helnæs	FYNlillebaelt	9 55,322	55 10,484	19.12.2019
F0022	Nordjylland	Limfjorden	NORF-Halkaer	9 33,574	56 56,935	23.11.2019
F0023	Nordjylland	Aalborg bugt	NORF-Stensnaes NORF-MarYder- Fjord	10 32,988	57 13,206	22.10.2019
F0024	Nordjylland	Mariager fjord		10 12,5	56 41,3	14.11.2019
F0038	Storstrøm	Østersøen 12sm, øst møn	MFS0901001	12 32,696	54 54,369	25.09.2019
F0040	Storstrøm	Præstø fjord	MFS0802001	12 03,272	55 08,932	02.10.2019
F0041	Storstrøm	Bornholm Vest	MFSBor006	14 35,000	55 10,000	13.12.2019
2018	RKB-NF23 Felsted Kog					
2018	Læsø, Bløden Hale og Bovet					
<b>Ørred (UTM koordinater)</b>						
VF0181	Midtjylland	Herborg bæk	RKB2132323	476839	6215295	28.08.2019
VF0182	Midtjylland	Harreskov bæk	RKB2131287	491758	6209570	28.08.2019
VF0185	Nordjylland	Guldbæk, mosevangen NS jernbane	NOR10000873	552132	6314868	07.08.2019
VF0186	Nordjylland	Binderup Å NS snorup dambrug	NOR10000259	538810	6310594	07.08.2019
VF0187	Nordjylland	Vidkær Å OS Vidkær Dambrug	NOR10000671	532122	6310630	08.08.2019
VF0188	Nordjylland	Skibsted å - ved komdrup bro	NOR14000167	564638	6306357	20.09.2019
VF0197	Storstrøm(BON)	Baggeå	BRK03-04	482945	6114578	10.08.2019
VF0203	Østjylland	Hoed Å OS Ballemlølle Å	ARH100190	612187	6242623	12.09.2019
VF0204	Østjylland	Århus Å afløb Høring R	ARH110154	565286	6217529	14.09.2019
VF0176	Fyn	Vindinge Å	Fyn0602800	595406	6130698	29.08.2019
VF0177	Fyn	Ørbæk Å	Fyn0700680	606972	6126539	27.08.2019
VF0178	Fyn	Tange Å	Fyn3108002	610735	6112280	29.08.2019
VF0190	Sjælland	Åmose Å	VSJ340014	650599	6164761	24.09.2019
VF0192	Storstrøm	Seerdrup Å	VSJ260045	646906	6132715	16.09.2019
VF0193	Storstrøm	Harrested Å	VSJ260065	649415	6135897	17.09.2019
VF0198	Sydjylland	Ansager Å	RIB0003-03296	482945	6114578	27.08.2019
VF0199	Sydjylland	Tanggård bæk	VEJ17-0308	484394	6172956	03.09.2019
VF0201	Sydjylland	Søgård bæk	RIB768-00205	498219	6167250	27.08.2019

## Dissektionsdata puljede og individ fisk

Puljede fisk længde samt vægt af hele fisk, lever og muskel for hver station. For puljede prøver er gennemsnit±std.afv for de indgående individer angivet.

Prøvenr	Stationsnavn	n	Fiske længde [cm]	Fiske vægt [g]	Lever [g]	Muskel [g]
<b>Puljede Rødspætter</b>						
17531	Skagerak	19	31,4±3	328,8±125,9	5,1±3,2	15,7±3,6
17890	Lyø - Avernakø - Ærø	10	32,8±1,5	440,2±70,6	7,8±1,9	33,6±6,5
17902	R1035 st 34	11	26,6±2,7	202,7±63,8	4,4±1,3	26±6,5
17535	Hovvig Vesterhavet	24	26,7±2,8	201,6±71,3	3,9±3,3	12,6±4
17900	Vadehavet	6	21,5±3,2	118,1±51,1	1,8±1,1	19,2±8,8
17892	Marstal bugt	10	34,5±0,9	484,4±46,8	8,8±2,5	29,4±6,7
17533	Thyborøn-Agger	10	27,9±3,4	249,5±89,5	5,1±2,5	14,8±3,2
17894	Lunkebugten	17	29,4±1,9	306,3±48,2	7,3±2,4	21,5±5,3
<b>Puljede Skrubber</b>						
17888	Isefjord, Ejby	19	32,7±4,2	478,6±167,1	13,3±7,6	18±6,2
17850	Aalborg bugt	25	29,6±2,6	333,4±93,5	7,2±3,3	13,9±2,4
17624	Stavns fjord	7	30,7±2,9	443,5±105,2	12,1±3,5	27,4±6,9
17964	Syd for kalvebodbro	17	32,6±2,3	399,9±101,7	10,1±5,4	21±9,1
17839	Østersøen møn	25	31,6±2,7	347,1±74,7	7,2±2,1	14,6±3,8
17622	Kattegat SV 12sømil	20	29,9±1,8	295,8±40,6	6,1±1,3	15,7±2,7
17852	Mariager fjord	13	25,5±1,6	227,1±49	4,8±2	14,6±2,3
17904	Bornholm Vest	24	28,1±3,6	251,7±37,2	5,1±1,4	13,6±2
17843	Præstø fjord	25	28,5±3,3	296,9±114,7	6,1±4,2	14,9±4,3
17913	Lillebælt, N. for Helnæs	14	32,3±1,8	374,7±84,3	5,7±2,6	17,4±3
17848	Limfjorden	14	26,7±2,4	248,9±85,7	4,7±2,1	17,7±5,3
<b>Puljede Ørred</b>						
17612	Vidkær Å	5	19±0,7	79,6±7,4	1,1±0,2	20,8±5,3
17626	Herborg bæk	5	19±2,7	84,6±34,3	1±0,3	21,1±7,6
17608	Guldbæk, mosevangen	5	16,9±1	52±9	1,1±0,5	10,3±10,3
17541	Harrested Å	4	16±1,2	54±10,4	0,6±0,1	13,1±3,4
17634	Ansager Å	4	20,6±1,2	96,4±25,8	1,9±0,3	22,8±10,7
17618	Hoed Å OS Balle mølle Å	5	15,8±1,3	41,9±13,6	0,4±0,1	7,7±4,2
17628	Harreskov bæk	5	20,8±3,1	137,2±57,6	2,1±1,5	31,6±17,1
17646	Ørbæk Å	4	18,6±1,3	93,8±28,9	0,9±0,2	24,1±8,1
17620	Århus Å afløb Høring R	5	18,2±1,9	71,1±21,1	0,7±0,2	16,5±6,7
17638	Søgård bæk	4	19,9±2,5	98,3±41,2	1,4±0,9	19,8±8,3
17632	Madum Å					

Prøveid	Station	Muskel (g)	Lever (g)	Køn	Længde (mm)	vægt (g)
<b>Individer – Skrubber (marin)</b>						
16890	Hirtshals	34,2981	6,9089	m	287	272,3
16890	Hirtshals	24,7068	3,4788	m	270	209,7
16890	Hirtshals	38,9767	5,011	f	296	314,4
16890	Hirtshals	28,3613	2,0571	f	284	251,3
16890	Hirtshals	20,7784	2,2288	f	263	203
16892	Læsø	14,3175	6,6913	f	266	264,9
16892	Læsø	16,8255	3,6471	f	240	188,8
16892	Læsø	17,6227	3,3592	m	237	200
16892	Læsø	16,124	4,0233	f	254	203,1
16892	Læsø	17,7693	4,6071	f	258	249,3
<b>Individer – Rødspætter (marin)</b>						
16888	Felsted Kog	23,6281	4,4051	f	240	193,5
16888	Felsted Kog	30,0064	5,5946	m	255	268,1
16888	Felsted Kog	26,0047	6,809	f	306	304,5
16888	Felsted Kog	41,728	8,7461	m	315	452,5
16888	Felsted Kog	26,5957	7,63	f	280	318,9
18747	Djursland	17,5047	1,7264	f	277	203,4
18747	Djursland	16,2238	3,6537	f	280	215,3
18747	Djursland	14,3575	1,1784	f	275	210
18747	Djursland	20,719	2,2317	m	275	225,6
18747	Djursland	14,376	2,2583	f	286	235,5
<b>Individer – Ørred (vandløb)</b>						
16684	Hinnerup Å	57,1065	2,2059	m	300	284
16684	Hinnerup Å	29,429	0,9064	m	240	151
16684	Hinnerup Å	42,8554	1,4214	m	260	182
16684	Hinnerup Å	30,9261	1,0926	m	230	125
16684	Hinnerup Å	11,8356	0,4285	?	180	52
16683	Fiskbæk	8,7588	0,4934	?	170	49
16683	Fiskbæk	13,9373	0,61	?	190	73
16683	Fiskbæk	12,0962	0,3807	?	170	55
16683	Fiskbæk	16,4016	0,2826	f	210	124
16683	Fiskbæk	17,2045	0,7767	?	210	85

?: Køn ikke sikkert bestemt (ingen rogn/bukser)

## QUASIMEME resultater 2019-2020

Resultater for QUASIMEME interkalibrering (fra 2019 og 2020) beregnet som Z-score. Der modtages 2 prøver 2 gang om året (resultater for 2. runde i 2020 er ikke).

Matrix: homogeniseret fiskemuskel og/eller muslinger

Vurdering af Z-score:  $-2 \leq Z \leq +2$  = satisfactory

$-3 \leq Z \leq +3$  = questionable

$-3 < Z < +3$  = unsatisfactory

Hvor z-scorer ikke er angivet for et bestemt stof (-) og prøve, skyldes det at der ikke var nok tilgængelige data (typisk for mange <DL resultater) fra deltagere til at kunne bestemme en værdi.

Stof	Round 1. 2019		Round 2. 2019		Round 1. 2020	
	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 1	Prøve 2
PFOA	-	0,47	0,87	-0,16	-	0,1
PFOS	-0,27	0,17	-0,42	-1,03	-0,5	-1,7
PFHxS	0,12	-0,06	0,05	-0,34	0,1	0,2
PFHxA	-	0,57	-	0,43	-	-
PFHpA	-	0,63	-	0,7	-	0,8
PFNA	0,04	-0,34	0,12	-0,56	0	0,1
PFDA	0,009	0,004	0,2	-0,5	0	0,1
PFUnA	-0,11	0,23	1,78	-0,87	-0,4	-1
PFDoA	-	0,55	1,72	-1,04	-1	-0,5
PFOSA	-	-	1,04	0,17	0	-0,7

## PFOS data

### Individ målinger

År	AU-id	Stationsnavn	PFBS	PFHxS	PFHpS	PFOS	PFDS	PFOSA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA	PFDoA	PFTrA	PFTeA
			ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww
2018	16890	Hirtshals muskel 1	<0,01	<0,02	<0,01	0,25	<0,01	0,07	0,03	<0,01	0,03	0,04	0,04	0,02	<0,02	<0,06	<0,11
		Hirtshals muskel 2	<0,01	<0,02	<0,01	0,36	<0,01	0,04	0,06	<0,01	0,02	0,05	0,05	0,03	<0,02	<0,06	<0,11
		Hirtshals muskel 3	<0,01	<0,02	<0,01	0,17	<0,01	<0,02	0,01	<0,01	0,02	0,03	0,02	0,01	<0,02	<0,06	<0,11
		Hirtshals muskel 4	<0,01	<0,02	<0,01	0,36	<0,01	0,03	0,01	<0,01	0,01	0,09	0,07	0,05	<0,02	<0,06	<0,11
		Hirtshals muskel 5	<0,01	<0,02	<0,01	0,28	<0,01	0,02	0,02	<0,01	0,02	0,05	0,05	0,03	<0,02	<0,06	<0,11
2019	16888	Felsted Kog muskel 1	<0,01	0,26	0,11	1,83	<0,01	0,09	0,06	0,19	2,10	0,54	0,31	0,06	0,03	<0,06	<0,11
		Felsted Kog muskel 2	<0,01	0,13	0,11	2,57	<0,01	0,08	0,06	0,06	0,95	0,48	0,33	0,07	0,03	<0,06	<0,11
		Felsted Kog muskel 3	<0,01	<0,02	0,01	0,29	<0,01	0,03	0,02	0,02	0,15	0,06	0,03	<0,01	<0,02	<0,06	<0,11
		Felsted Kog muskel 4	<0,01	0,07	0,04	1,51	<0,01	0,03	0,07	0,08	0,98	0,29	0,19	0,04	<0,02	<0,06	<0,11
		Felsted Kog muskel 5	<0,01	0,05	0,04	1,33	<0,01	0,08	0,03	0,05	0,55	0,32	0,25	0,03	<0,02	<0,06	<0,11
2018	16892	Læsø muskel 1	<0,01	0,02	<0,01	0,51	<0,01	0,05	0,08	<0,01	0,04	0,15	0,11	0,06	<0,02	<0,06	<0,11
		Læsø muskel 2	<0,01	<0,02	<0,01	0,60	<0,01	0,03	0,05	<0,01	0,02	0,06	0,10	0,07	0,03	<0,06	<0,11
		Læsø muskel 3	<0,01	0,03	0,01	0,73	<0,01	0,04	0,11	<0,01	0,02	0,15	0,14	0,08	0,02	0,07	<0,11
		Læsø muskel 4	<0,01	0,02	<0,01	0,65	<0,01	0,04	0,06	<0,01	0,04	0,12	0,09	0,05	<0,02	0,07	<0,11
		Læsø muskel 5	<0,01	<0,02	<0,01	0,43	<0,01	0,03	0,05	<0,01	0,02	0,07	0,05	0,03	<0,02	0,06	<0,11
2018	16684	Hinnerup Å muskel 1	<0,01	0,02	<0,01	0,68	<0,01	<0,02	0,12	<0,01	0,02	0,04	0,04	0,04	0,03	0,08	<0,11
		Hinnerup Å muskel 2	<0,01	0,02	<0,01	0,90	<0,01	0,03	0,13	<0,01	0,02	0,04	0,05	0,04	0,04	0,08	<0,11
		Hinnerup Å muskel 3	<0,01	0,02	<0,01	0,66	<0,01	0,02	0,08	<0,01	0,02	0,05	0,05	0,05	0,05	0,07	<0,11
		Hinnerup Å muskel 4	<0,01	<0,02	<0,01	0,80	<0,01	0,03	0,07	<0,01	0,01	0,04	0,05	0,05	0,04	0,11	<0,11
		Hinnerup Å muskel 5	<0,01	0,03	<0,01	0,59	<0,01	<0,02	0,04	<0,01	0,03	0,03	0,03	0,02	<0,02	0,06	<0,11
2018	16683	Fiskbæk muskel 1	<0,01	<0,02	<0,01	1,14	<0,01	0,05	0,74	<0,01	0,03	0,10	0,09	0,06	0,02	0,09	<0,11
		Fiskbæk muskel 2	<0,01	<0,02	<0,01	0,86	<0,01	0,05	0,27	<0,01	0,01	0,05	0,06	0,05	0,03	0,08	<0,11
		Fiskbæk muskel 3	<0,01	<0,02	<0,01	0,65	<0,01	0,05	0,33	<0,01	0,01	0,06	0,04	0,03	<0,02	0,11	<0,11

		Fiskbæk muskel 4	<0,01	<0,02	<0,01	0,85	<0,01	0,09	0,33	<0,01	0,01	0,07	0,07	0,06	0,03	0,06	<0,11
		Fiskbæk muskel 5	<0,01	<0,02	<0,01	0,54	<0,01	0,03	0,20	<0,01	0,01	0,03	0,04	0,04	0,04	0,08	<0,11
2020	18747	Djursland muskel 1	<0,01	<0,02	<0,01	0,30	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,05	0,06	0,12	0,10	<0,02	0,09	<0,11
		Djursland muskel 2	<0,01	<0,02	<0,01	0,19	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	0,05	0,07	0,07	0,07	<0,02	<0,06	<0,11
		Djursland muskel 3	<0,01	<0,02	<0,01	0,52	<0,01	0,04	<0,01	<0,01	0,02	0,09	0,09	0,08	<0,02	0,09	<0,11
		Djursland muskel 4	<0,01	<0,02	<0,01	0,72	<0,01	0,07	<0,01	<0,01	0,01	0,05	0,10	0,11	<0,02	0,08	<0,11
		Djursland muskel 5	<0,01	<0,02	<0,01	0,18	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,02	0,06	0,05	0,05	<0,02	<0,06	<0,11
2018	16889	Hirtshals lever 1	<0,10	<0,48	<0,01	3,08	<0,08	0,35	<0,53	0,09	<0,34	0,20	0,24	<0,36	0,08	<0,19	<0,08
		Hirtshals lever 2	<0,10	<0,48	<0,01	4,42	<0,08	0,36	<0,53	0,08	<0,34	0,48	0,52	0,36	0,12	<0,19	<0,08
		Hirtshals lever 3	<0,10	<0,48	<0,01	2,12	<0,08	<0,14	<0,53	0,10	<0,34	<0,20	0,21	<0,36	0,08	<0,19	<0,08
		Hirtshals lever 4	<0,10	<0,48	<0,01	6,04	<0,08	0,23	<0,53	0,10	<0,34	0,90	0,80	0,48	0,13	<0,19	<0,08
		Hirtshals lever 5	<0,10	<0,48	<0,01	2,92	<0,08	0,37	<0,53	0,09	<0,34	0,22	0,26	<0,36	0,08	<0,19	<0,08
2018	16891	Læsø lever 1	<0,10	<0,48	<0,01	3,90	<0,08	0,65	<0,53	0,07	<0,34	0,52	0,36	<0,36	0,19	<0,19	<0,08
		Læsø lever 2	<0,10	<0,48	<0,01	6,23	<0,08	0,81	<0,53	0,07	<0,34	0,33	0,60	0,39	0,27	0,22	0,08
		Læsø lever 3	<0,10	<0,48	<0,01	4,65	<0,08	0,49	<0,53	0,08	<0,34	0,49	0,48	<0,36	0,22	0,19	<0,08
		Læsø lever 4	<0,10	<0,48	<0,01	5,93	<0,08	0,77	<0,53	0,07	<0,34	0,76	0,67	0,36	0,25	0,23	<0,08
		Læsø lever 5	<0,10	<0,48	0,10	8,54	<0,08	0,42	<0,53	0,07	<0,34	0,90	0,68	0,46	0,29	0,38	0,12
2019	16887	Felsted kog lever 1	<0,10	1,24	0,43	11,0	<0,08	0,75	<0,53	0,27	8,65	2,12	1,09	<0,36	0,23	<0,19	<0,08
		Felsted kog lever 2	<0,10	1,35	1,33	34,8	<0,08	1,61	<0,53	0,26	8,00	4,57	3,49	0,62	0,37	0,28	0,13
		Felsted kog lever 3	<0,10	<0,48	0,17	4,32	<0,08	0,19	<0,53	0,10	0,79	0,37	0,14	<0,36	0,08	<0,19	<0,08
		Felsted kog lever 4	<0,10	<0,48	<0,01	8,85	<0,08	0,14	<0,53	0,28	5,11	1,19	0,71	<0,36	0,13	<0,19	<0,08
		Felsted kog lever 5	<0,10	<0,48	0,19	8,39	<0,08	0,59	<0,53	0,12	2,56	1,43	1,01	<0,36	0,21	<0,19	0,09
2020	18419	Hinnerup lever 1	<0,10	<0,48	0,10	9,68	<0,08	0,22	<0,53	0,09	<0,34	0,28	0,52	0,50	0,49	0,44	0,31
		Hinnerup lever 2	<0,10	<0,48	<0,01	8,04	<0,08	0,24	<0,53	0,31	<0,34	<0,20	0,32	<0,36	0,32	0,22	0,18
		Hinnerup lever 3	<0,10	<0,48	<0,01	11,8	<0,08	0,31	<0,53	0,10	<0,34	0,45	0,68	0,54	0,52	0,47	0,30
		Hinnerup lever 4	<0,10	<0,48	<0,01	8,58	<0,08	0,25	<0,53	0,10	<0,34	0,21	0,41	<0,36	0,42	0,32	0,20
		Hinnerup lever 5	<0,10	<0,48	<0,01	3,08	<0,08	<0,14	<0,53	0,07	<0,34	<0,20	<0,10	<0,36	0,12	<0,19	<0,08
2020	18418	Fiskbæk lever 1	<0,10	<0,48	<0,01	6,89	<0,08	0,35	<0,53	0,08	<0,34	0,43	0,55	0,37	0,29	<0,19	0,08
		Fiskbæk lever 2	<0,10	<0,48	<0,01	10,3	<0,08	0,40	<0,53	0,07	<0,34	0,44	0,93	0,73	0,52	0,31	0,13
		Fiskbæk lever 3	<0,10	<0,48	<0,01	5,56	<0,08	0,41	<0,53	0,10	<0,34	0,38	0,45	<0,36	0,27	0,22	0,10



		Fiskbæk lever 4	<0,10	<0,48	<0,01	4,28	<0,08	0,36	<0,53	0,07	<0,34	0,26	0,29	<0,36	0,21	<0,19	0,08
		Fiskbæk lever 5	<0,10	<0,48	<0,01	5,00	<0,08	0,22	<0,53	0,07	<0,34	<0,20	0,39	<0,36	0,34	<0,19	0,10
2020	18748	Djursland lever 1	<0,10	<0,48	<0,01	28,4	<0,08	0,32	<0,53	0,10	<0,34	0,41	0,78	0,81	0,22	0,50	0,16
		Djursland lever 2	<0,10	<0,48	<0,01	2,68	<0,08	0,46	<0,53	0,09	<0,34	0,39	0,25	<0,36	0,13	0,29	0,09
		Djursland lever 3	<0,10	<0,48	<0,01	4,94	<0,08	0,32	<0,53	0,09	<0,34	0,71	0,68	0,56	0,17	0,33	0,12
		Djursland lever 4	<0,10	<0,48	<0,01	8,21	<0,08	0,77	<0,53	0,10	<0,34	0,32	0,69	0,60	0,19	0,42	0,17
		Djursland lever 5	<0,10	<0,48	<0,01	2,19	<0,08	0,19	<0,53	0,10	<0,34	0,38	0,23	<0,36	0,13	0,32	0,11

### Puljede målinger

År	AU-ID	Stationsnavn	PFBS	PFHxS	PFHpS	PFOS	PFDS	PFOSA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnA	PFDoA	PFTrA	PFTeA
			ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww	ng/g ww
2019	17531	Skagerak muskel Mellem Lyø, Avernakø og nordspidsen af Ærø	<0,01	<0,02	<0,01	0,37	<0,01	0,06	0,07	<0,01	0,02	0,04	0,05	0,03	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17890	muskel R1035 st 34	<0,01	0,02	<0,01	0,82	<0,01	0,11	0,09	<0,01	0,02	0,15	0,17	0,15	0,04	<0,06	<0,11
2019	17902	muskel Hovvig Vesterhavet	<0,01	<0,02	<0,01	1,18	<0,01	0,10	0,02	<0,01	0,05	0,10	0,12	0,05	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17535	muskel Vadehavet	<0,01	<0,02	<0,01	1,35	<0,01	0,05	0,09	<0,01	0,04	0,09	0,12	0,05	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17900	muskel Marstal bugt	<0,01	0,03	<0,01	0,93	<0,01	0,02	0,05	0,02	0,20	0,21	0,13	0,05	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17892	muskel Thyborøn-Agger	<0,01	0,02	<0,01	1,21	<0,01	0,06	0,05	<0,01	0,03	0,29	0,29	0,20	0,03	<0,06	<0,11
2019	17533	muskel Lunkebugten	<0,01	0,02	<0,01	1,02	<0,01	0,04	0,07	<0,01	0,05	0,11	0,11	0,06	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17894	muskel	<0,01	<0,02	<0,01	0,62	<0,01	0,04	0,10	<0,01	0,03	0,16	0,08	0,09	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17888	Isefjord, Ejby muskel	<0,01	<0,02	<0,01	0,34	<0,01	<0,02	0,09	<0,01	0,05	0,11	0,07	0,08	0,02	<0,06	<0,11
2019	17850	Aalborg bugt muskel	<0,01	0,08	<0,01	1,04	<0,01	<0,02	0,03	0,02	0,08	0,09	0,04	0,03	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17624	Stavns fjord muskel	<0,01	<0,02	<0,01	0,32	<0,01	<0,02	0,08	<0,01	0,08	0,26	0,04	0,03	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17964	Syd for kalvebodbro muskel	<0,01	0,04	0,01	0,58	<0,01	0,07	0,04	0,03	0,21	0,29	0,12	0,10	0,08	<0,06	<0,11

2019	17839	Østersøen 12sm, øst møn muskel	<0,01	0,04	<0,01	0,93	<0,01	<0,02	0,17	<0,01	0,16	0,30	0,14	0,12	<0,02	<0,06	<0,11
2019	17622	Kattegat SV 12sø- mil muskel	<0,01	<0,02	0,01	0,50	<0,01	0,02	0,08	<0,01	0,03	0,18	0,07	0,05	<0,02	<0,02	<0,11
2019	17852	Mariager fjord muskel	<0,01	<0,02	0,01	0,48	<0,01	<0,02	0,05	<0,01	0,04	0,31	0,10	0,07	<0,02	<0,02	<0,11
2019	17904	Bornholm Vest muskel	<0,01	0,04	0,02	1,52	<0,01	0,02	0,06	<0,01	0,05	0,86	0,68	0,61	0,07	0,11	<0,11
2019	17843	Præstø fjord mu- skel	<0,01	<0,02	0,02	0,49	<0,01	<0,02	0,01	<0,01	0,05	0,33	0,09	0,07	<0,02	<0,02	<0,11
2019	17913	Lillebælt, Nord for Helnæs mu- skel	<0,01	<0,02	0,02	1,47	<0,01	0,09	0,02	<0,01	0,02	0,22	0,23	0,15	0,02	<0,02	<0,11
2019	17848	Limfjorden mu- skel	<0,01	0,03	0,03	0,90	<0,01	<0,02	0,02	<0,01	0,23	0,50	0,17	0,09	<0,02	<0,02	<0,11
2019	17612	Vidkær Å OS Vid- kær Dambrug muskel	<0,01	<0,02	0,01	0,44	<0,01	<0,02	0,10	<0,01	0,02	0,05	0,03	0,02	<0,02	<0,02	<0,11
2019	17626	Herborg bæk muskel	<0,01	<0,02	<0,01	0,30	<0,01	0,06	0,01	<0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,07	<0,02	<0,11
2019	17608	Guldbæk, mose- vangen NS jern- bane muskel	<0,01	<0,02	<0,01	0,40	<0,01	0,02	0,01	<0,01	0,02	0,04	0,06	0,06	0,07	<0,02	<0,11
2019	17541	Harrested Å mu- skel	<0,01	<0,02	0,01	1,17	<0,01	0,16	0,05	<0,01	0,03	0,12	0,42	0,28	0,44	<0,02	<0,11
2019	17634	Ansager Å mu- skel	<0,02	<0,02	<0,01	0,40	<0,01	0,03	<0,004	<0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,08	<0,11
2019	17618	Hoed Å OS Balle- mølle Å muskel	<0,02	<0,02	<0,01	0,90	<0,01	0,02	0,01	<0,01	0,03	0,08	0,10	0,10	0,10	0,09	<0,11
2019	17628	Harreskov bæk muskel	<0,02	0,05	0,02	1,21	<0,01	0,06	<0,004	<0,01	0,03	0,07	0,09	0,11	0,15	0,08	<0,11
2019	17646	Ørbæk Å muskel	<0,02	<0,02	0,02	1,64	<0,01	0,13	<0,004	<0,01	0,07	0,32	0,43	0,32	0,34	0,16	<0,11
2019	17620	Århus Å afløb Hø- ring R muskel	<0,02	0,08	0,07	3,44	<0,01	1,08	<0,004	<0,01	0,05	0,11	0,31	0,20	0,55	0,16	<0,11
2019	17638	Søgård bæk mu- skel	<0,02	0,02	<0,01	0,32	<0,01	<0,02	0,02	<0,01	0,01	0,03	0,02	0,03	<0,02	0,08	<0,11
2019	17632	Madum Å muskel	<0,02	0,09	0,02	1,08	<0,01	0,04	0,01	<0,01	0,04	0,05	0,05	0,07	0,04	0,07	<0,11
2019	17639	Søgård bæk lever	<0,10	<0,48	0,01	3,41	<0,08	<0,14	<0,53	0,11	<0,34	<0,20	<0,10	<0,36	0,14	0,19	0,09
2019	17633	Madum Å lever	<0,10	1,54	0,15	15,2	<0,08	0,47	<0,53	0,13	<0,34	0,55	0,40	0,62	0,42	0,44	0,18

## Indhold i "rest fisk"

Resultat af analysen af den rest, der er tilovers efter udtagning af lever og delprøve af filet (dvs. skrog og evt. rest af muskel der ikke er udtaget i fladfisk). Der er udtaget prøver fra både puljede (hvor alle de individuelle fisk er blendet sammen) og individer for fladfisk. Resultaterne er ikke behandlet i denne rapport, men er medtaget til brug for sammenligning af lever/muskel med hele fisk efter EU's guideline 32, annex A6.

AU-ID	Stationsnavn	PFBS ng/g ww	PFHxS ng/g ww	PFHpS ng/g ww	PFOS ng/g ww	PFDS ng/g ww	PFOSA ng/g ww	PFHxA ng/g ww	PFHpA ng/g ww	PFOA ng/g ww	PFNA ng/g ww	PFDA ng/g ww	PFUnA ng/g ww	PFDoA ng/g ww	PFTra ng/g ww	PFTeA ng/g ww
2018 16684	Hinnerup fisk nr 1	<0.01	0.04	0.03	3.03	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.06	0.11	0.19	0.14	0.14	0.13	<0.11
2018 16683	Fiskbæk fisk nr 5	<0.01	<0.02	<0.01	2.00	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.01	0.09	0.16	0.10	0.11	0.10	<0.11
2019 16888	Felsted kog fisk nr 1	<0.01	0.81	0.31	5.63	<0.01	0.25	<0.01	<0.01	6.24	1.53	0.67	0.14	0.10	0.11	<0.11
2019 16890	Hirtshals fisk nr 4	<0.01	0.03	<0.01	1.61	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.02	0.33	0.30	0.14	<0.02	0.07	<0.11
2019 16892	Læsø fisk nr 5	<0.01	0.06	0.01	2.73	<0.01	0.12	<0.01	<0.01	0.09	0.19	0.32	0.17	0.06	0.13	<0.11
2019 17892	Marstal bugt puljet 10 Rødsp.	<0.01	0.09	0.11	7.47	<0.01	0.08	<0.01	<0.01	0.08	0.84	1.06	0.56	0.14	0.26	<0.11
2019 <b>17624</b>	Stavnsfjord puljet 8 skrub- ber	<0.01	0.02	<0.01	0.64	<0.01	<0.02	<0.01	<0.01	0.17	0.43	0.04	0.01	<0.02	<0.06	<0.11
2019 <b>17848</b>	Limfjorden puljet 14 skrub- ber	<0.01	0.07	0.04	2.11	<0.01	<0.02	<0.01	<0.01	0.51	1.35	0.33	0.15	<0.02	0.07	<0.11
2019 <b>17531</b>	Skagerak puljet 19 rødsp.	<0.01	<0.02	<0.01	0.54	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.02	0.05	0.05	0.02	<0.02	0.04	<0.11
2020 <b>18747</b>	Djursland fisk nr 4	<0.01	0.01	0.01	2.36	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.01	0.12	0.22	0.18	0.03	0.11	<0.11
2018 16684	Hinnerup fisk nr 1	<0.01	0.04	0.03	3.03	<0.01	0.03	<0.01	<0.01	0.06	0.11	0.19	0.14	0.14	0.13	<0.11
2018 16683	Fiskbæk fisk nr 5	<0.01	<0.02	<0.01	2.00	<0.01	0.05	<0.01	<0.01	0.01	0.09	0.16	0.10	0.11	0.10	<0.11
2019 16888	Felsted kog fisk nr 1	<0.01	0.81	0.31	5.63	<0.01	0.25	<0.01	<0.01	6.24	1.53	0.67	0.14	0.10	0.11	<0.11



## OMREGNING AF INDHOLD AF PFAS MELLEM MUSKEL OG LEVER I FISK

For et antal arter er fordelingen af PFAS-indholdet i mellem muskel og lever er undersøgt for danske marine og ferskvandsområder. En litteratur gennemgang af fordeling mellem muskel og lever er ligeledes gennemført. Det diskuteres hvordan EU-fastsatte miljøkvalitetskrav (EQS) for biota fortolkes, når de er baseret på human eksponering, og anvendelsen af fordelingen mellem muskel og lever til at konvertere målte indhold i lever til sammenligning af grænseværdier for fødevarer diskuteres. Resultaterne viser, at der fladfisk og ørred er en noget lavere omregningsfaktor end de 17,9 der er anvendt i OSPAR frem til 2019, baseret på især svenske undersøgelser af aborrer og sild. Der findes en faktor 10 for individ prøver af fladfisk samt puljede og individ prøver for ørred er mere beskyttende og relevant for danske arter, og for fladfisk findes for endvidere for puljede prøver at forskellen er endnu mindre, så det i forhold til NOVANA programmet er mere relevant at bruge en faktor 5 til omregning fra lever til muskel i marine bundlevende fisk.