



Nr B 2402
December 2020

Dioxiner i fet fisk från Östersjön, Väneren och Vättern

Joakim Hållén, Hannes Waldetoft, Tomas Viktor, Martin Ogonowski, Gunnar Andersson & Magnus Karlsson (red.)



I **samarbete med** Sveriges lantbruksuniversitet & Statens veterinärmedicinska anstalt

Författare: Joakim Hållén, Hannes Waldetoft, Tomas Viktor & Magnus Karlsson (red.) IVL Svenska Miljöinstitutet; Martin Ogonowski, Sveriges lantbruksuniversitet; Gunnar Andersson, Statens veterinärmedicinska anstalt

Medel från: Svenska insjöfiskarnas centralförbund, Norrlands kustfiskare och Stiftelsen institutet för vatten- och luftvårdsforskning

Rapportnummer B 2402

ISBN 978-91-7883-237-8

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2020**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Föroreningshalter i fisk är en miljöfråga som berör många människor i Sverige och som ofta röner stort medialt intresse. Trots att förekomsten och halter av många "klassiska" föroreningar, som kvicksilver, PCB, dioxiner och DDT, generellt minskar i miljön jämfört med situationen på 1960-, 70-, och 80-talen, så är halterna av vissa av ämnena alltför höjda i fisk från svenska kust- och inlandsvatten. Förekomsten av klorerade dioxiner och furaner och dioxinlika PCB:er i feta fiskarter, exempelvis lax, öring, röding, sik och strömming från Östersjön, Vänern och Vättern, utgör ett hot för det svenska småskaliga fiskets framtida utveckling, då det begränsar möjligheterna för saluföring. Sedan slutet av 2013 har IVL Svenska Miljöinstitutet i olika projekt arbetat med att ta fram underlag över förekomsten av dessa ämnen i fisk från olika vattenområden i syfte att öka kunskapen om hur halter av dioxiner och PCB:er varierar i tid och rum och mellan olika arter och bestånd. En övergripande målsättning har varit att underlätta för fiskenäringen att kunna förse konsumenter med livsmedel med så lågt innehåll som möjligt av dioxiner och PCB:er.

Projektet har utförts inom ramen för IVL:s samfinansierade forskningsprogram. Delfinansiering har erhållits från Svenska Insjöfiskarnas Centralförbund och Norrlands kustfiskare. Mats Ingemarsson har koordinerat fiskerinäringens deltagande. Ove Ringsby har ansvarat för kommunikationen till verksamhetsutövare och andra intressenter. Projektledare vid IVL har varit tekn. dr Magnus Karlsson och huvudsakliga medarbetare civ. ing. Joakim Hållén, fil. mag. Hannes Waldetoft och laboratorieingenjör Tomas Viktor. Därutöver har från IVL Musbau Adeoye Bello och Mikael Malmaeus deltagit i arbetet. Vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har fil. dr Martin Ogonowski varit sammanhållande. Från SLU har även Alfred Sandström, Patrik Bohman, Magnus Kokkin, Ola Renman, Martina Blass, Marju Kaljuste och Patrik Clevestam medverkat. Från Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) har fil. dr Gunnar Andersson deltagit i projektet. Projektet har även biståtts externt vid fiskpreparering av Inger Abrahamsson, Gräsö. Ett stort antal fiskare har bistått med insamling av fisk till analyser. Vi vill särskilt framhålla Thomas Innala, Haparanda; Lars-Gunnar Bergman, Norrsundet; Rune Wikström, Möja; Rolf Gustavsson, Hjo och Bo-Gunnar Blom, Götene.

Inledningsvis i projektet förekom regelbundna möten med en referensgrupp med representanter från Livsmedelsverket, Naturvårdsverket, Jordbruksverket, länsstyrelser, fiskerinäring och forskningsföreträdare i syfte att skapa ett forum för dialog kring framkomna resultat. Efter att Livsmedelsverket valt att lämna referensgruppen upphörde denna verksamhet. Det får betraktas som ett misslyckande att det inte gått att nå en samsyn kring hur vetenskapligt framtagna data kan användas som underlag för diskussion i viktiga frågor för fiskerinäringen och de myndigheter som är satta att kontrollera denna verksamhetsutövning.

Rapporten vänder sig främst till verksamhetsutövare inom det småskaliga kust- och insjöfisket och beslutsfattare vid myndigheter som handlägger fiskerifrågor, men även till forskare och övriga med intresse för föroreningshalter i fisk. Det är vår förhoppning att vi med detta arbete breddat kunskapsbasen vad gäller förekomsten av dioxinlika ämnen i fisk från Östersjön och de stora sjöarna på ett sätt som underlättar att framöver kunna fatta rationella beslut vad gäller regler kring saluföring av en i grunden sund livsmedelsresurs av högt kulturellt värde.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
Summary.....	9
Ordlista.....	11
Inledning.....	13
Bakgrund.....	14
Metodik.....	19
Resultat.....	23
Halter, trender och förklarande faktorer bakom observerad varians.....	23
Sik.....	23
Strömming.....	31
Lax.....	41
Öring.....	47
Födoval och betydelse av trofisk nivå.....	49
Strömming.....	50
Sik.....	57
Test av handhållen fetthaltsmätare.....	65
Korrelation med sediment.....	68
Beredda produkter, halter i olika delar av fisken, osäkerhet i analyser.....	78
Sammanfattande diskussion och slutsatser.....	83
Framtidsutblick.....	87
Insjöfiske efter sik.....	87
Vättern.....	87
Vänern.....	88
Kustfiske efter strömming, lax och öring.....	90
Strömming.....	90
Lax.....	90
Öring.....	91
Framtida gränsvärden och kostråd.....	91
Referenser.....	94

Sammanfattning

Föreliggande rapport sammanfattar ett arbete som löpt sedan slutet av 2013, där IVL Svenska Miljöinstitutet, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) i olika projekt arbetat med att ta fram underlag över förekomsten av dioxiner och PCB:er i fisk från olika vattenområden i syfte att öka kunskapen om hur halter av dessa ämnen varierar i tid och rum och mellan olika arter och bestånd. En övergripande målsättning har varit att underlätta för fiskenaäringen att kunna förse konsumenter med livsmedel med så lågt innehåll som möjligt av dioxiner och PCB:er. Detta genom att bland annat undersöka *i)* vilka är typiska halter av dioxiner och PCB i arter som lax, strömming, sik och öring från Östersjön, Vänern och Vättern, *ii)* finns några temporala trender i halterna, dvs ökar eller minskar de över tid, *iii)* finns geografiska skillnader inom och mellan de undersökta vattnen, *iv)* kan skillnader i halter förklaras av faktorer som fiskens storlek, ålder och fetthalt, *v)* finns säsongsmässiga variationer i halter samt *vi)* varierar halter mellan olika delar på fisken och påverkar olika beredningsmetoder halterna? Utifrån dessa frågeställningar sökte vi svara på om kontrollprogram och riktlinjer kan tas fram för att underlätta för yrkesfisket att gemensamt kontrollera halter i fångster för att säkerställa livsmedelssäkerheten.

Insamling och analyser av fisk inleddes under 2014–2016 inom de föregående pilotprojekten, och fortsatte mellan 2017–2019 inom det huvudsakliga projektet "Dioxiner i fet fisk - hot och möjligheter för svenskt småskaligt kust- och insjöfiske". Principen för insamlingen har varit att yrkesfiskarna själva levererat fisk som speglar fångstplats, säsong, fångstmetod, storlek etc. för den fisk som saluförs eller önskas saluföras. Detta är ur vissa aspekter inte en optimal provtagningsstrategi, men har å andra sidan inneburit att de data som utvärderats faktiskt speglar det småskaliga yrkesfiske som idag bedrivs i Sverige. Provmaterialet har i huvudsak bestått av hel, ej rensad och urtagen, fryst fisk från Östersjön (Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön) samt Vänern och Vättern. Insamlade arter har varit sik, strömming, lax och öring. Ett antal morfologiska mått, som längd, vikt, ålder med mera, bestämdes för varje individ, varefter muskelprover preparerades för kemisk analys av fetthalt, klorerade dioxiner och furaner (PCDD/Fs), plana dioxinlika PCB:er (dl-PCB) och icke-dioxinlika PCB:er (PCB₆). Genomförda analyser har i huvudsak utgjorts av sik (n=274) och strömming (n=103), men även ett betydande antal analyser av lax (n=56), och färre analyser av öring (n=8), har utförts.

Sik (*Coregonus spp.*)

Halter av dioxinlika ämnen i sik har visats vara väsentligt högre i Vänern (median Σ PCDD/F+dl-PCB 6,3 pg TEQ/g vv) jämfört med Vättern (median Σ PCDD/F+dl-PCB 2,2 pg TEQ/g vv), vilket med största sannolikhet förklaras av att den insamlade siken från Vänern varit fetare än Vätternsiken. Ämnena i fråga är i högsta grad fettlösliga, och resultaten visar en stark korrelation mellan just fetthalt och halter av dioxinlika ämnen. Vi har däremot inte kunnat fastställa den exakta förklaringen till varför Vänersiken är fetare. Genomförda isotopanalyser indikerar att siken har samma trofinivå i de två sjöarna, och skillnad i födoval torde därför inte vara en förklaring. Näringshalterna i Vänern högre än i Vättern, som har längre omsättningstid och lägre näringsnivåer, varför födoförhållandena skulle kunna vara bättre för Vänersiken. Detta kan i sin tur resultera i ökad fettbildning och ackumulering av dioxinlika ämnen. En ytterligare möjlig förklaring kan vara att sik förekommer i olika underarter, och siken som insamlats från Vänern kan tillhöra underarter som skiljer sig mot övriga områden. Detta har dock inte kunnat fastställas inom ramen för det här aktuella projektet. Insamlad sik från Bottniska viken visade i sin tur lägre halter (median dioxinlika ämnen 0,56 pg TEQ/g vv) än både de från Vänern respektive Vättern. När halterna av dioxinlika ämnen kompenserades för skillnader i fetthalt syntes ingen statistisk

signifikant skillnad mellan halter i siken från Vänern och Vättern, men halterna i Bottniska viken var fortfarande signifikant lägre. Statistisk modellering visade en korrelation mellan sikens ålder samt längd och dess innehåll av föroreningshalter, vilket synes rimligt då äldre individer hinner bioackumulera ämnena i högre utsträckning. Några säsongsmässiga skillnader i vare sig sikens fetthalter eller halter av föroreningshalter kunde inte påvisas.

I Vättern hade endast ett fåtal sikprover (6 av totalt 127 analyserade prover) halter över gränsvärdena. Sannolikheten att yrkesmässigt fångad pelagisk sik skulle ha halter över gränsvärden är låg. Ett branschgemensamt kontrollprogram bör kunna komma till stånd som garanterar att de krav på livsmedelskontroll som länsstyrelserna runt Vättern gemensamt fattade 2015 tillgodoses. I väntan på det kan branschriktlinjer vara ett alternativ. En tidigare ingiven remiss till branschriktlinjer för sikfisket i Vättern presenteras i en bilaga (Bil. A) till rapporten. I Vänern, där däremot sannolikheten att halterna av dioxinlika ämnen överskrider gränsvärden är hög, föreslår vi att man genom så kallad biomanipulation och ett kraftfullt riktat fiske på det befintliga åldrande beståndet omsätter det och bereder plats för ett föryngrat sikbestånd, som sannolikt skulle komma att innehålla lägre halter av dioxinlika ämnen.

Strömning (*Clupea harengus*)

Insamlad strömning från Östersjön (Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken) visade en geografisk variation av uppmätta föroreningshalter, där halterna i Egentliga Östersjön överlag var förhållandevis låga och under befintliga saluföringsgränsvärden, undantaget Stockholms innerskärgård, där halter av framför allt PCB:er drog upp summahalterna så att dessa överskred saluföringsgränsvärdena. Vidare var halterna högre i strömningen från Bottenhavet och lägre längst norr i Bottenviken. Medianhalter av dioxinlika ämnen i Bottenhavet överskred saluföringsgränsvärdena, medan de underskreds i Bottenviken. Den geografiska spridningen kunde till stor del förklaras av variation i fetthalter, där strömningen från just Bottenhavet och Stockholms innerskärgård också bestod av fetare individer. Genomförda isotopanalyser av strömning kunde inte påvisa någon signifikant skillnad i trofinivå mellan bassängerna som skulle kunna förklara denna skillnad. När vi med statistisk modellering kompenserade för skillnader i fetthalt minskade de inbördes skillnaderna i föroreningshalter mellan delbassängerna, men strömningen från Egentliga Östersjön hade likaledes det lägsta föroreningsinnehållet. De låga föroreningshalter som uppmättes i strömningen från Egentliga Östersjön stödjer det tidigare beslutet om att friskriva strömning från exportförbudet från detta område. Att halterna i Stockholms innerskärgård är så pass mycket högre har sannolikt sin förklaring i historisk belastning av PCB:er från olika verksamheter i staden och att förhöjda halter fortfarande kvarstår i bottensedimenten. Resultaten av avvikande halter, med stöd av en avvikande kväveisotopsignal, speglades en annan trofinivå indikerar också att strömmingsbeståndet här inne är förhållandevis stationärt. Detta är likväl av begränsad betydelse för yrkesfisket i området, då inget kommersiellt fiske bedrivs i innerskärgården. Dock förekommer här ett husbehovs- och fritidsfiske.

Ett förhållandevis starkt samband mellan halter av dioxinlika ämnen och fiskens längd och ålder kunde påvisas. Ju yngre och därmed mindre fisk, desto lägre halter av dioxinlika ämnen, vilket är logiskt med tanke på ämnenas bioackumulerande egenskaper. En avsevärd reduktion i förväntade föroreningshalter kan erhållas genom att inrikta fisket mot mindre storleksklasser, där halten av dioxinlika ämnen (räknat som TEQ) inom längdintervallet 15–20 cm sjunker i genomsnitt med 1 pg/g v v per centimeter kortare fisk. Här ska dock påpekas att tillväxthastigheten blir långsammare för strömning längre norrut i Östersjön, till följd av den salthaltstress som den i grunden marina arten sill/strömning utsätts för i de mer utsötade nordliga bassängerna. Detta gör det svårt att jämföra strömning i detta avseende mellan olika bassänger, där t.ex. strömning av samma längd från Bottenviken sannolikt är äldre än strömning från Bottenhavet. Inom projektet undersöktes

också eventuella säsongsmässiga variationer i fett- och föroreningshalter i strömming, framför allt mellan vår- och höstfångad strömming, för att undersöka om det finns fördelar att styra fisket mot vissa årstider. Resultaten visade en säsongsvariation i strömmingens fetthalter, med succesivt ökande fetthalter från våren och fram mot vintern. Detta avspeglades dock inte i motsvarande föroreningshalter, där insamlat underlag inte indikerade några signifikanta skillnader mellan årstiderna.

Vår rekommendation till yrkesfisket blir att, för att hålla nivåerna av dioxinlika ämnen på så låg nivå som möjligt, inrikta fisket på så liten storlek som möjligt av strömming, då halterna i mindre och yngre strömming är väsentligt lägre.

Lax (*Salmo salar*)

Uppmätta halter av dioxinlika ämnen i lax från fyra fångstområden längs Norrlandskusten var förhållandevis likartade. Detta var delvis ett väntat resultat, då laxens levnadscykel utgörs av att den lever större delen av sitt vuxna liv i södra Östersjön, varvid den vandrar norrut för att leka i den älv den en gång föddes i. Laxen har således till största del haft en liknande exponering av dessa ämnen under sin tillväxtfas. Medianhalten av dioxinlika ämnen i insamlad lax under perioden 2014–2019 var 6,2 pg TEQ/g vv, det vill säga precis under EU:s saluföringsgränsvärde. Både laxens fetthalt och längd korrelerade med dess halter av dioxinlika ämnen. Ingen åldersbestämning av lax (och öring) gjordes inom projektet, varvid eventuella ålderssamband ej kunde undersökas. Vidare kunde en statistiskt signifikant, avtagande tidstrend för perioden 2014–2019 observeras i halterna i laxen, framför allt med avseende på dioxinlika PCB. Detta sammanfaller med resultat som Livsmedelsverket observerat med minskande halter i lax på senare år. Den avklingande trenden har inneburit att halter av dioxinlika ämnen i lax idag i de flesta fall ligger under saluföringsgränsvärdena. Detta ses som en positiv indikation för att en export av lax ska kunna återupptas framöver. I dagsläget behöver dock varje parti som ska saluföras i EU utanför Sverige kontrolleras genom analyser. En förhållandevis svårtolkad EU-förordning reglerar hur provtagning av partier ska genomföras. På sikt bör en friskrivning eller ett branschgemensamt kontrollprogram vara möjligt.

Öring (*Salmo trutta*)

Endast ett fåtal individer av havsöring analyserades inom ramen för projektet, och den saluföring som idag sker av viltlevande öring i Sverige är dessutom begränsad. Öringen är nära besläktad med laxen, men dess levnadssätt skiljer sig i att öringen är mer stationär och således speglar belastningen i den havsbassängen den fångats i på ett annat sätt. Generellt var uppmätta halter av dioxinlika ämnen i havsöring från Norrlandskusten (3–4 pg TEQ/g vv) lägre än vad som uppmättes i lax, vilket kan indikera att belastningen i Bottniska viken är lägre än i södra Östersjön. Tilläggas ska dock att insamlad öring var generellt mindre än lax, och provmaterialet kan därmed ha utgjorts av yngre individer.

Vår rekommendation till yrkesfisket är att om det finns förutsättningar för ett ökat fiske på öring så är detta gynnsamt ur ett "dioxinperspektiv". Halterna ligger med marginal under gränsvärden, och arten bör på sikt kunna friklassas. Ur ett förvaltningsperspektiv kan det vara relevant att överväga en utökad satsning på kompensationsutsättning av öringsmolt i de vattendrag som saknar förutsättning för naturlig reproduktion, i syfte att få upp storleken på beståndet.

Beredning, halter i olika delar av fisk, mätosäkerhet

I ett av delprojekten kunde observeras att olika beredningsmetoder såsom rökning, gravning, fermentering och stekning inte på något avgörande sätt påverkar innehållet av dioxinlika ämnen. Ett skäl kan, när det exempelvis gäller rökning, vara att parallellt med att det avgår fett och dioxinlika ämnen så minskar också vattenhalten under rökningprocessen, varför halterna på färskviktsbasis förblir densamma. I lax konstaterades skillnader i halter av dioxinlika ämnen mellan nack-, mitt- och stjärtparti, där nackpartiet både hade högre fetthalt och halt av dioxinlika ämnen, medan de var som lägst i stjärtpartiet. Ett sätt att minska på dioxininnehållet i saluförda livsmedel av lax vore således att bara ta tillvara vissa delar av fisken. Vinsten i reducerat dioxininnehåll är dock inte betydande, varför det ur ett hållbarhetsperspektiv kan anses tveksamt. Enligt EU-förordningen ska vid livsmedelskontroll mittbiten inklusive underhudsfett, men med buklisten bortskuren, användas för bestämning av föroreningsinnehåll. Hur provberedning ska gå till för att på ett representativt sätt spegla föroreningsinnehållet i lax har varit föremål för diskussion mellan näring och kontrollerande myndigheter. Vår bedömning är emellertid att eventuella skillnader i provberedningsmetodik inte är avgörande vid kvantifiering av dioxininnehåll. En mer betydelsefull faktor, om det föreligger divergerande uppfattningar om vilka halter som är representativa, är sannolikt den mätosäkerhet som föreligger vid den kemiska analysen och att det kan finnas systematiska skillnader mellan olika analyslaboratorier. Sammantaget innebär det att man inte kan dra för stora växlar på uppmätta halter i enstaka prov, även om de är beredda som samlingsprov av flera individer. Den totala osäkerheten i ett enstaka prov är högre än den mätosäkerhet som det rapporterade laboratoriet rapporterar. Den som fiskar i vatten där halterna i genomsnitt ligger nära gränsvärdet bör vara medveten om risken att ett parti kan underkännas i dioxinanalysen genom slump, samtidigt som kontrollerande myndigheter bör vara medvetna om att två prover från samma ursprung kan avvika mer än vad den rapporterade mätosäkerheten indikerar, utan att några felaktigheter eller oegentligheter begåtts.

Framtidsutblick

Det finns en hel del som talar för att det framgent finns förutsättningar för ett livskraftigt småskaligt kust- och insjöfiske. Det finns en efterfrågan och ett allt starkare samhälleligt intresse för lokalt och hållbart producerad mat. Det småskaliga fisket kan bidra till att utveckla turism och besöksnäring i de bygder där fiske bedrivs. Fisket bedrivs med skonsamma metoder på välförvaltade bestånd och där uttaget av fisk sker inom hållbara gränser. Mot detta ska ställas de hälsorisker som följer av förekomsten av dioxinlika ämnen i förhållanden till den medicinska nyttan som erhålles av att äta samma fisk. Detta är ingen fråga som enkelt låter sig besvaras, och som heller inte fullständigt kan besvaras på ett naturvetenskapligt objektivt sätt. Till syvende och sist handlar det om vilka bedömningar och värderingar enskilda experter och beslutsfattare gör och har. Som ovan beskrivits bereds frågan just nu inom EU. Det kan hur som helst konstateras att även inom de nuvarande kostråden finns ett utrymme för det småskaliga kust- och insjöfisket. De produkter som framförallt tillhandahålls är typiskt sådana som gemene man inom riskgrupper (barn och kvinnor i barnafödande ålder) äter ett par-tre gånger/år i samband med högtider och ferier, vilket också kostråden medger. För övriga, män och kvinnor utanför barnafödande ålder, dvs en stor del av befolkningen, anses det riskfritt att äta fisk med förhöjda halter av dioxinlika ämnen upp till en gång per vecka. Frågan om förekomsten av dioxinlika ämnen i fisk får idag stort utrymme i den allmänna samhällsdebatten, inte minst i media. Om Sverige ska leva upp till den av regeringen fastlagda svenska livsmedelsstrategin så behöver centrala, regionala och lokala myndigheter, med ansvar för fiske- och livsmedelsfrågor, i dialog med fiskerinäringen framgent verka för en balanserad framställning av problematiken kring dioxiner i fet fisk.

Summary

This report sums up several studies performed since the end of 2013 by IVL Swedish Environmental Research Institute, the Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) and the National Veterinary Institute (SVA). Our aim was to increase the current knowledge on dioxins and PCBs in fish from Swedish waters, e.g. temporal trends and geographical variations in levels of these substances in different species. One of the main objectives has been to supply the local, professional fishermen with data and recommendations to provide consumers with fish and products of fish, containing as low levels as possible of dioxins and PCBs. Research questions included:

- i) Typical levels of dioxins and PCBs in Atlantic salmon (*Salmo salar*), Baltic herring (*Clupea harengus*), European whitefish (*Coregonus spp.*) and Sea trout (*Salmo trutta*) from the Baltic Sea and the two largest Swedish lakes: Lake Vänern and Lake Vättern
- ii) Potential temporal trends in levels, i.e. are they increasing or decreasing over time
- iii) Potential geographic variations both within and between different waters
- iv) Can differences in measured levels be explained by factors such as the size of the fish, its age or fat content?
- v) Whether levels in the fish vary between different seasons
- vi) Whether levels in the fish vary between different parts of the fish (e.g. neck, middle and tail) and is it possible to reduce levels using different preparation methods (e.g. fermenting, smoking)

Sampling and analyzes of fish were performed during 2014-2019. The samples consisted of fish, caught by local fishermen operating in the Baltic Sea, Lake Vänern and Lake Vättern. Consequently, the analyzed material in the project reflected the main catch sites, seasons, methods, sizes etc. for fish intended for sale. The fish was sent whole, frozen and not gutted to IVL for measurement of morphometric parameters such as length, weight, age etc. Muscle samples was prepared for chemical analysis, which included fat content and levels of dioxins and furans (PCDD/Fs), dioxin like PCBs (dl-PCB) and non-dioxin like PCBs (PCB_s). The fish was analyzed both as collective samples (n>1) and individual samples (n=1). Analyzed species included whitefish (n=274), herring (n=103), salmon (n=56) and trout (n=8).

Results showed differences in levels of dioxin like compounds in whitefish from Lake Vänern and Lake Vättern, where levels in whitefish from Lake Vänern (on average 6.3 pg TEQ/g ww) was significantly higher than in Lake Vättern (2.2 pg TEQ/g ww). The main factor explaining this difference is the higher fat content in the whitefish from Lake Vänern, where data indicated a strong correlation between fat content and levels of dioxin like compounds. However, the difference in fat content between the lakes could not be explained within the project. One possible explanation is that Lake Vänern has higher nutrient levels and is more productive than Lake Vättern, which may improve the food supply. Another factor not accounted for in the study is that whitefish consists of different subspecies between which, for example, the season of spawning varies. Furthermore, no significant difference was observed between the lakes when the levels of dioxin like compounds were adjusted for fat content. The levels of dioxin like compounds in whitefish from the Baltic Sea (0.6 pg TEQ/g ww) was lower than in the lakes, also after compensation for the fat content. Additionally, using statistical modeling, we found correlations between age, length and the content of dioxin like compounds, most likely a result from the fact that older individuals having accumulated higher amounts of the compounds over time. Results also indicated that fat content and levels of dioxin like compounds do not vary between seasons.

Due to low levels, below the marketing limits in the majority of analyzed samples of whitefish from Lake Vättern, our strong belief is that a common control program with concerned parties in the issue could be a reasonable and safe way to allow fishermen to market whitefish from the lake. Regarding whitefish from Lake Vänern, with levels often exceeding the marketing limits, stronger actions such as biomanipulation and targeted fishing on older fish could be a way to reduce levels in the ecosystem to allow fishing in the future.

Herring was collected from three sub-basins of the Baltic Sea: Baltic Proper, Bothnian Sea and Bothnian Bay. In Baltic Proper, overall levels of dioxin like compounds was rather low (2.4 pg TEQ/g ww), with a safe margin to marketing limits. However, the levels of PCBs in the inner parts of the Stockholm archipelago was remarkably elevated (7.3 pg TEQ/g ww) and exceeded the marketing limits, with the highest levels in the vicinity to the city and gradually decreasing levels towards the outer parts of the archipelago. The results indicate that the population of herring in the inner parts of the archipelago is less migratory than expected, as well as exposed from contaminated sediments originating from historical emissions of PCBs from the city. In the northern sub-basins, average levels of dioxin like compounds exceeded marketing limits in herring from the Bothnian Sea (7.4 pg TEQ/g ww) while the levels were lower than the marketing limits in the northernmost Bothnian Bay (5.0 pg TEQ/g ww). The geographical variation in levels were largely explained by variations in fat content. When compensated for fat content, the levels were relatively equal between the basins. However, the levels in Baltic Proper (with inner parts of Stockholm archipelago excluded), were the lowest also after compensation for fat content. Congruent with the results for whitefish, a correlation was found between the herring age, length and its content of dioxin like compounds. Our results indicate that a considerable decrease in expected levels can be achieved by targeting the fishing on shorter (and younger) populations of herring, where levels of dioxin like compounds on average can be expected to decrease by 1 pg TEQ/g ww per centimeter shorter herring. A seasonal variation was found in fat content, gradually increasing from spring to winter. However, results indicated that levels of dioxin like compounds in herring did not vary between seasons.

Measured levels of dioxin like compounds in salmon were relatively equal in the Gulf of Bothnia, with average levels of 6.2 pg TEQ/g ww, i.e., just below the marketing limit. Levels of dioxin like compounds correlated with fat content and length (age wasn't analyzed for salmon and trout). In analyzed samples from 2014-2019, a significant temporal trend was found with decreasing levels, mainly for dioxin like PCBs. The same observation was reported from recent sampling of salmon performed by the Swedish Food Agency. Additionally, measured levels in trout from the Gulf of Bothnia indicated lower levels compared to the salmon, although the sampling material of trout was limited (n=8).

Different preparation methods of fish, such as fermenting, graving and smoking, showed no noteworthy indications in reducing levels of dioxin like compounds. Furthermore, a difference in levels from neck, middle and tail from salmon was noted, with the highest levels of dioxin like compounds and fat content in neck with lower values in the tail. This implicates that a possible way to reduce dioxin content in marketed fish is to select parts with lower levels, however the possible reduction in levels are not considerable, whereas this would be questionable from a sustainability perspective. A subject that has been discussed between fishermen and controlling authorities is whether differences in sample preparation may bias test results. However, the results from the project indicate that this factor is of limited impact for the accurate measurement of dioxin like compounds. Our results rather indicate that uncertainties from the extraction and chemical analysis is the critical factor and that there may be systematic differences between laboratories.

Ordlista

ALARA (As Low As Reasonably Achievable). Princip inom EU som innebär att olika livsmedel får olika gränsvärden beroende på vad som anses möjligt att uppnå

Bioackumulation – för vissa ämnen som organismer inte kan bryta ned eller utsöndra i samma takt som de intas sker en anrikning över tid, dvs halten i organismen ökar ju äldre den blir

Biomagnifikation - för vissa ämnen ökar halterna i organismerna ju högre upp de befinner sig i näringskedjorna

Bottenhavet – havsbassäng i Östersjön avgränsas i söder av södra Kvarken i höjd med Åland och i norr av norra Kvarken i höjd med Umeå.

Bottenviken – den nordligaste av Östersjöns delbassänger avgränsas i söder av Norra Kvarken i höjd med Umeå

Bottniska viken – havsbassängerna Bottenviken, Bottenhavet, Ålands hav och Skärgårdshavet

Dioxiner - (i dagligt tal) = polyklorerade dibenzo-*p*-dioxiner och dibensofuraner (PCDD/F)

Dioxinlika ämnen – i detta sammanhang, samlingsbegrepp för klorerade dioxiner och furaner och dioxinlika PCBer

Efsa - Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, har i uppdrag av EU att ge oberoende vetenskaplig rådgivning om möjliga risker i livsmedelskedjan

Egentliga Östersjön – havsbassäng i Östersjön som i sydväst avgränsas av de danska sunden och i norr av Ålands hav och Skärgårdshavet

Gränsvärde – i detta sammanhang, maximalt tillåten halt av en förorening i ett livsmedel som skall saluföras inom EU

Halt - i detta sammanhang, andel fett (%) och föroreningsinnehåll t.ex. pg/g vv (pikogram per gram våtvikt) i fisk och ng/kg ts (nanogram per kilo torrs substans) i sediment

ICES - Internationella Havsforskningsrådet en organisation som samordnar och främjar havsforskning i Nordatlanten, bland annat fiskeri. Har delat in Östersjön i ett antal administrativa områden

Isotop – variant av ett grundämne, där variationen beror på att ett och samma grundämne kan ha olika antal neutroner i atomkärnan. Till exempel betyder ¹⁴N en kväveatom med 14 neutroner i kärnan

Konditionsfaktor – fiskens rundhet, ett mått på förhållandet mellan fiskens längd och vikt

Kongen – variant av en kemisk förening. Uppstår då atomer kan binda till en molekyl i olika antal och på olika positioner.

Parti - en mängd vara avsedd för försäljning. Ett parti fisk definieras som en mängd fiskeri- och vattenbruksprodukter av en viss art och av samma produktform och som kommer från samma relevanta geografiska område och samma fiskefartyg eller grupp av fiskefartyg. Partier kan slås ihop till större partier eller delas upp i mindre.

PCB – polyklorerade bifenyler är en grupp av klororganiska ämnen som använts som industrikemikalier innan de förbjöds på 1970-talet och som förekommer i drygt 200 varianter (kongener). Ofta mäts inom miljöövervakning sju (PCB₇) eller sex (PCB₆) vanligt förekommande kongener, de så kallade indikator-PCB:erna. Tolv kongener av PCB har en molekylstruktur som liknar dioxins och har liknande toxikologiska egenskaper. De benämnes plana eller dioxinlika PCB:er (dl-PCB).

PCDD/Fs – polyklorerade dibenzo-*p*-dioxiner och dibensofuraner ("dioxiner") är en grupp av oavsiktligt bildade klororganiska ämnen som förekommer i 210 kongener. De 17 av kongenerna som anses vara de mest toxiska mäts rutinmässigt inom miljöövervakning och livsmedelskontroll.

pg/g vv – pikogram per gram våtvikt, ofta använda storheter för att uttrycka halt av dioxiner i fisk och andra livsmedel.

SLV – Livsmedelverket, statlig myndighet med övergripande livsmedelssäkerhetsansvar.

TCDD-ekvivalenter – se definition av TEQ.

TDI – tolerabelt dagligt intag, den exponering som anses tolerabel att utsättas för varje dag under livet utan att riskera negativa hälsoeffekter.

TEF - Toxic equivalency factors en viktningsmetod att relatera toxicitet hos enskilda kongener av PCDD/Fs och dioxinlika PCB:er gentemot 2378-TCDD.

TEQ – toxic equivalency, uttrycker den sammanlagda toxiciteten av en blandning av dioxiner och dioxinlika ämnen genom utnyttjande av TEF-faktorer.

Inledning

Fisk är nyttig mat som bland annat innehåller bra fetter, D-vitamin, jod och selen. De flesta kostexperter är eniga om att vi bör äta mycket fisk, gärna två till tre gånger i veckan. Nyligen genomförda enkätundersökningar av svenska konsumenters vanor och attityder till fisk och yrkesfiske pekar mot att det finns ett stort intresse för konsumtion av hållbart producerade fiskprodukter från inhemska råvaror (Origo Group, 2020). Förekomsten av vissa klororganiska ämnen (dioxiner, furaner och PCB:er) i fet fisk från Östersjön, Vänern och Vättern är emellertid en begränsande faktor för möjligheterna att utveckla svenskt småskaligt kust- och insjöfiske därtill associerad beredningsindustri samt turism och besöksnäring i de aktuella regionerna. I av Livsmedelsverket framtagna kostråd rekommenderas vissa befolkningsgrupper i Sverige att äta fet fisk från dessa områden enbart i begränsad omfattning. Inom Europeiska unionen finns också av EU-kommissionen fastställda gränsvärden som reglerar maximalt tillåtna halter av dessa föroreningar i fisk som saluförs.

Hösten 2013 kontaktades IVL Svenska Miljöinstitutet av yrkesfiskare längs Norrlandskusten med en förfrågan om att bistå i en frågeställning gällande dioxinhalter i vildfångad lax från Östersjön. Detta initierade ett par mindre pilotprojekt som genomfördes under 2014-2016 med insamling och analyser av fisk från olika arter och vattenområden. Med erfarenheter från dessa som grund startades våren 2017 ett större projekt, "Dioxiner i fet fisk - hot och möjligheter för svenskt småskaligt kust- och insjöfiske", i syfte att öka kunskapen om hur halter av dioxiner och PCB:er varierar i tid och rum och mellan olika arter och bestånd. Målsättningen har varit att ta fram underlag som underlättar för fiskenäringen att förse konsumenter med livsmedel med så lågt innehåll som möjligt av dioxiner och PCB:er. Föreliggande rapport utgör slutredovisning av detta projekt men inkluderar även resultat från andra utredningar som genomförts under perioden 2014-2019. Frågeställningar som sökts besvaras är:

- Vad är i dagsläget typiska halter av dioxiner och PCB i arter som lax, strömming, sik och öring från Östersjön, Vänern och Vättern?
- Ökar eller minskar halterna över tid?
- Vilken betydelse har storlek, ålder och fetthalt för halternas variation?
- Finns geografiska variationer i halter inom och mellan sjöar och havsbassänger?
- Finns säsongsmässiga variationer i halter inom olika arter?
- Påverkar olika beredningsmetoder föroreningsinnehållet i fisken?
- Finns variationer i föroreningshalter mellan olika delar i fisken?
- Vilka osäkerhetskällor finns att ta hänsyn till vid värdering av analysresultat?
- Kan kontrollprogram utformas som underlättar för yrkesfisket att gemensamt kontrollera halter i fångster på ett sätt som säkerställer livsmedelssäkerheten?
- Kan någon eller flera av ovanstående faktorer omsättas i riktlinjer till det småskaliga yrkesfisket som leder att föroreningsinnehållet i de livsmedel som saluförs kan minimeras?

Utöver föreliggande sammanfattande slutrapport har även följande rapporter publicerats (www.ivl.se) inom ramen för detta och angränsande projekt vid IVL gällande dioxinsituationen i fet fisk:

Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2014. Optimerat utnyttjande av lax och strömming från Bottniska viken - förstudie med förslag till provtagningsprogram. IVL-rapport B 2211.

Karlsson, M., 2015. Kontrollprogram för sikfisket i Vänern och Vättern avseende dioxinlika ämnen. IVL-rapport C100.

Karlsson, M., 2016. Kontrollprogram för sikfisket i Vänern och Vättern - Årsrapport 2015. IVL-rapport C190.

Karlsson, M., Andersson, G., Bohman, P., Hällén, J., Sandström, A. & Viktor, T., 2018. Dioxiner i fet fisk - Hot och utvecklingsmöjligheter för svenskt småskaligt kust- och insjöfiske - Årsrapport 2017. IVL-rapport B2301.

Hällén, J. & Karlsson, M., 2018. Dioxiner i sediment och fisk från Vänern och Vättern. IVL-rapport B2310.

Soroosh, H., Waldetoft, H., Hällén, J. & Karlsson, M., 2019. Dioxin and PCB concentrations in salmon and herring from the Baltic Sea – impact of cooking methods, uncertainty of chemical analyses and differences between parts of the fish. IVL-report B2362.

Waldetoft, H., 2019. Dioxiner och PCBer i sik - statistiska analyser. IVL-rapport B2363.

Waldetoft, H. & Karlsson, M., 2020. Halter av dioxiner och PCB:er i strömming längs Svealandskusten. IVL-rapport C540.

Rapporterna går även att ladda ned från Svenska Insjöfiskarens Centralförbunds hemsida (www.sisdioxin.se).

Bakgrund

Dioxiner och furaner (PCDD/F) är en grupp ämnen som *oavsiktligt bildas* som biprodukter vid olika processer, främst vid förbränning och vissa typer av kemikalieproduktion. PCDD/Fs bildades även tidigare vid framställning av blekt pappersmassa så länge elementärt klor användes i bleksekvensen. Kloranvändningen i massaindustrin fasades ut under 1980- och början av 90-talet. Den huvudsakliga källan bakom dagens tillförsel av PCDD/Fs till Östersjön, Vänern och Vättern är nedfall från luften, så kallad atmosfärisk deposition (Wiberg et al., 2013). Dioxiner och furaner är fettlösliga, persistenta (svårnedbrytbara) och ett tiotal är mycket giftiga. Dessa ämnen kan bland annat försämra immunförsvaret och påverka fortplantningen. Eftersom dioxiner och furaner är fettlösliga och persistenta tenderar de att ackumuleras uppåt i näringskedjan, så kallad biomagnifikation.

PCB (polyklorerade bifenyl) är ett samlingsnamn för drygt 200 ämnen som har *framställts* och använts som industrikemikalier. Tidigare användes PCB i transformatorer, kondensatorer, färger samt i fogmassor i hus men har sedan 1970-talet varit förbjudet i Sverige. PCB:er är på liknande sätt som PCDD/Fs mycket stabila, fettlösliga, giftiga och ackumuleras uppåt i näringskedjan. PCB anses vara en av huvudfaktorerna bakom den förhöjda frekvens av sterilitet som förelåg bland gräsälshonor i Östersjön under 1970- och 80-talet och som allvarligt hotade artens fortlevnad. Trots

att förbudet mot användning av PCB varit i kraft i decennier återfinns ämnesgruppen än idag i miljön på grund av dess svårnedbrytbara egenskaper även om förekomsten gradvis minskar.

Inom EU finns gränsvärden för maximalt tillåtna halter av vissa föroreningar i livsmedel som saluförs (EG 1881/2006). Gränsvärdena baseras i vissa fall, exempelvis när det gäller dioxiner och PCB:er på den så kallade ALARA-principen (As Low As Reasonably Achievable). Det innebär att olika livsmedel får olika gränsvärden beroende på vad som anses möjligt att uppnå, och den generella tolkningen av detta är att de mest förorenade livsmedlen (ovanför 95:e percentilen) bör undandras från konsumtion. Det är denna princip som ligger bakom gränsvärdet 3,5 pg/g TEQ färskvikt för dioxiner i fisk, respektive 6,5 pg/g TEQ dioxiner inklusive dioxinlika PCB. För icke-dioxinlika PCB är gränsvärdet i fisk för summan av sex så kallade indikatorkongener (ΣPCB_6) 125 ng/g v v i inlandsvatten respektive 75 ng/g v v i kustvatten (Tab. 1). En konsekvens av att tillämpa ALARA-principen är att gränsvärden i allmänhet sänks i takt med att halterna sjunker i miljön. Dessa gränsvärden har alltså i grunden ingenting att göra med vad som anses vara ett tolerabelt dagligt intag (TDI) eller andra uppskattningar av effekter av intag via födan.

Tabell 1. Gränsvärden för saluföring av PCDD/F och PCB i muskelkött av fisk¹ enligt EG 1881/2006.

Ämnen	Gränsvärde saluföring inom EU
$\Sigma\text{PCDD/F}^2$	3,5 pg TEQ/g v v muskel
$\Sigma\text{PCDD/F} + \text{dl-PCB}^3$	6,5 pg TEQ/g v v muskel
ΣPCB_6^4	Inlandsvatten: 125 ng/g v v muskel Kustvatten: 75 ng/g v v muskel

Eftersom halter av klorerade dioxiner och furaner (PCDD/Fs) och dioxin-lika PCB:er i fet fisk från Östersjön, Vänern och Vättern ofta är förhöjda finns ett förbud att inom EU saluföra produkter av lax, öring, röding och strömming såvida inte mätningar visat att halterna underskrider gränsvärdena. Undantag för strömming finns för vissa områden och generellt för storlek <17 cm (LIVSFS 2014:22; LIVSFS 2018:7). Sverige, Finland och Lettland har erhållit ett permanent undantag från detta förbud inom de egna länderna, villkorat mot att konsumenter informeras om riskerna. I Sverige tillgodoses informationsbehovet genom att Livsmedelsverket utformat kostråd. Dessa lyder:

- Fisk som kan innehålla förhöjda halter av dioxin och PCB bör inte ätas oftare än en gång/vecka
- Barn, ungdomar, ammande, gravida och de som vill bli gravida i framtiden rekommenderas dock att inte äta fisk med förhöjda halter oftare än två till tre gånger per år.

En övergripande sammanställning av kunskapsläget och den toxikologiska grunden för att begränsa intaget av dioxiner och dioxinlika ämnen via fisk ges i Karlsson & Malmaeus (2014). I korthet kan konstateras att det vetenskapliga underlaget inte ger några tydliga belägg för att konsumtion av fisk från Östersjöområdet utgör en riskfaktor. Att dioxiner har hälsofarliga egenskaper är emellertid oomtvistat. Det finns likaledes starkt vetenskapligt stöd för att fiskkonsumtion är hälsobefrämjande. Hur en avvägning mellan risk och nytta skall göras är därför inte självklar. En panel av forskare utsedd av den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten

¹ Undantag finns för ål och pigghaj där gränsvärdena är högre

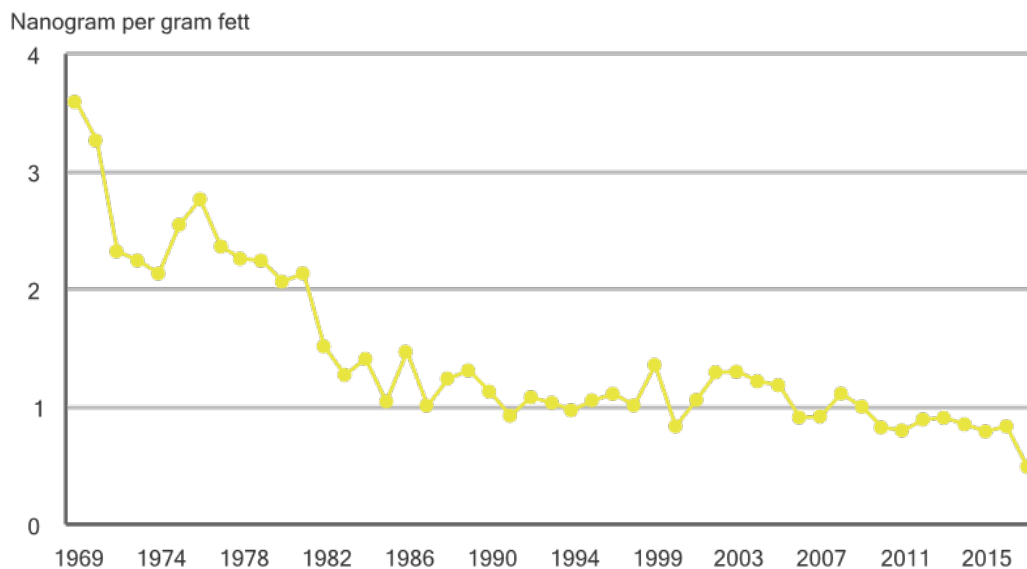
² Viktad TEQ-summa av 17 kongener varav 7 polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD): 2378-TCDD, 12378-PeCDD, 123478-HxCDD, 123678-HxCDD, 123789-HxCDD, 1234678-HpCDD, OCDD samt 10 polyklorerade dibensofuraner: 2378-TCDF, 12378-PeCDF, 23478-PeCDF, 123478-HxCDF, 123678-HxCDF, 123789-HxCDF, 234678-HxCDF, 1234678-HpCDF, 1234789-HpCDF, OCDF.

³ Viktad TEQ-summa av samma PCDD/F-kongener som ovan samt 12 dioxinlika PCB-kongener varav 4 non-orto PCB: PCB 77, 81, 126, 169 samt 8 mono-orto PCB: PCB 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189.

⁴ Summa av 6 icke dioxinlika PCB:er (ΣPCB_6): PCB 28, 52, 101, 153, 138, 180.

(Efsa) konstaterar i en riskbedömning av dioxiner och PCB i foder och livsmedel (Knutsen et al., 2018) att det finns behov av att göra en förnyad risk-nyttavärdering av fiskkonsumtion. I en ny finsk studie (Tuomisto et al., 2020) rapporteras att hälsonyttan med att konsumera strömming och lax från Östersjön överväger riskerna för alla grupper utom unga kvinnor, för vilka risk och nytta ligger på liknande nivåer.

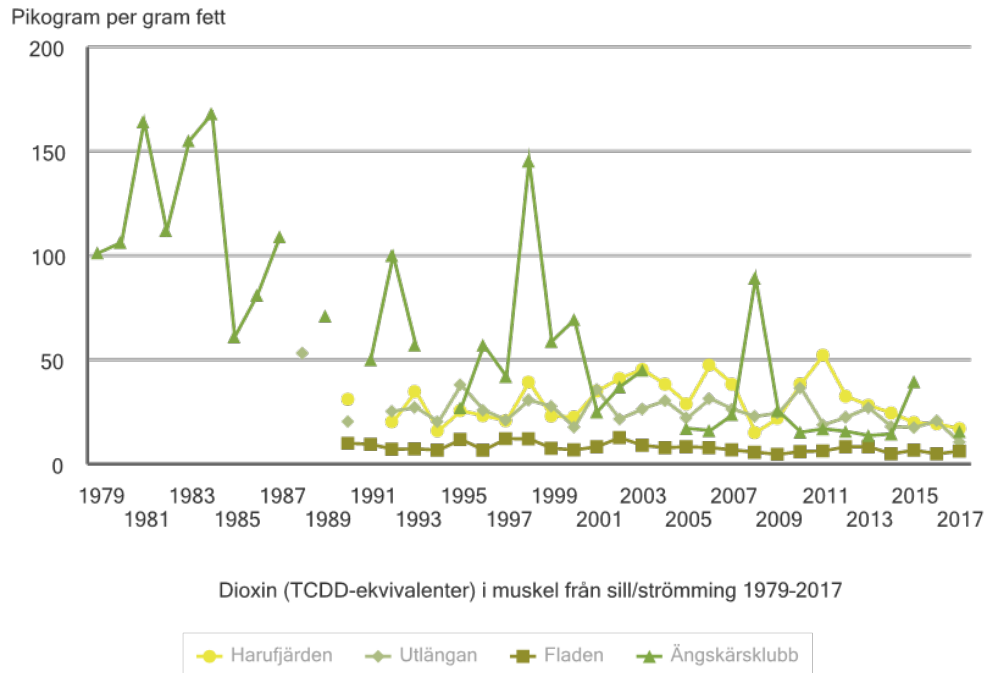
Naturvårdsverket bedriver sedan slutet av 1960-talet tillbaka nationell miljö- och hälsorelaterad övervakning genom att följa tidstrender för halter av olika ämnen i olika matriser. I **Figur 1** visas halter av dioxiner (PCDD/F) i ägg från sillgrisslor som häckar på Stora Karlsö i Egentliga Östersjön (källa: Naturvårdsverket). Sillgrisslans basföda är skarpsill och strömming. Halterna visar en avtagande trend över tid. **Figur 2** visar halter av PCDD/Fs i strömming/sill från olika delar av Östersjön. Här noteras likaledes en avtagande trend över tid. Den tydligaste minskningen över tid har skett vid stationen Ångskärsklubb i södra Bottenhavet. Mycket höga halter uppmättes under början av 1980-talet vilka successivt har klingat av. Minskningen har fortsatt under senare år men vid enstaka mätillfällen noteras fortfarande tydligt förhöjda halter. I **Figur 3** visas motsvarande halter av ΣPCB_7^5 . Även här noteras succesivt sjunkande halter i Bottenviken och Bottenhavet, vilket är av relevans då vissa PCB-kongener är dioxinlika och utgör underlag för det samlade TEQ-värdet för dioxinlika ämnen. Slutligen visas i **Figur 4** tidsutvecklingen för halter av dioxinlika ämnen i bröstmjölk från förstföderskor i Uppsala och Stockholm, vilket likaledes visat på dramatiskt sjunkande halter över tid.



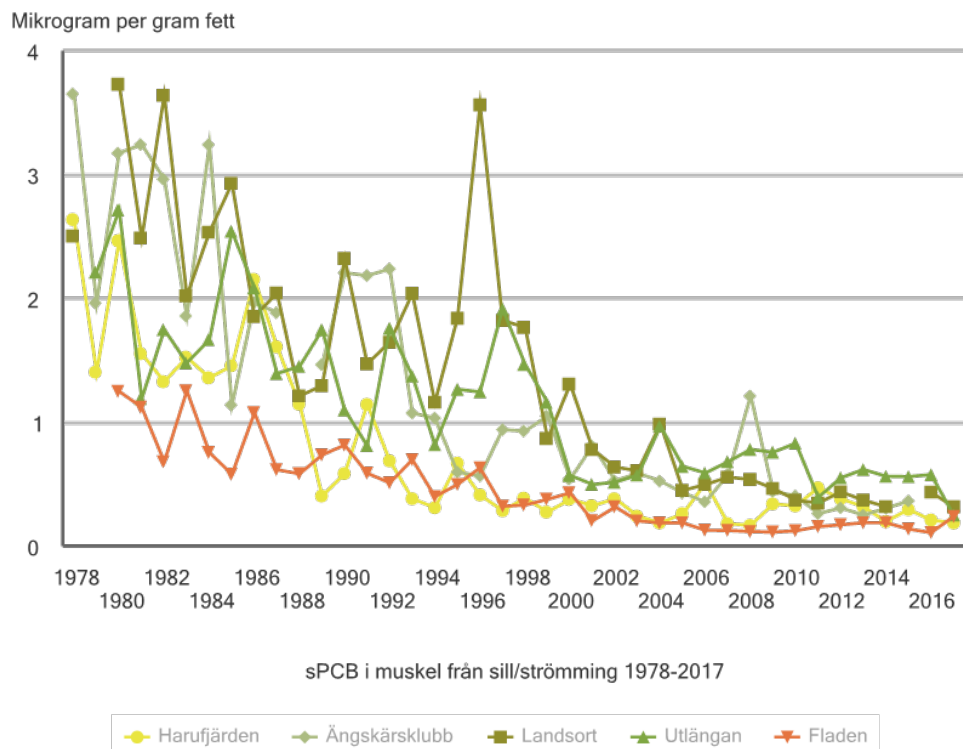
Figur 1. Halter av ΣTEQ^6 PCDD/F i sillgrissleägg från Stora Karlsö i Egentliga Östersjön 1969–2017. Källa: Naturvårdsverket <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Dioxin-i-sillgrissleagg/>.

⁵ Summan av 7 av de vanligast förekommande PCB-kongenerna, så kallade indikatorkongener

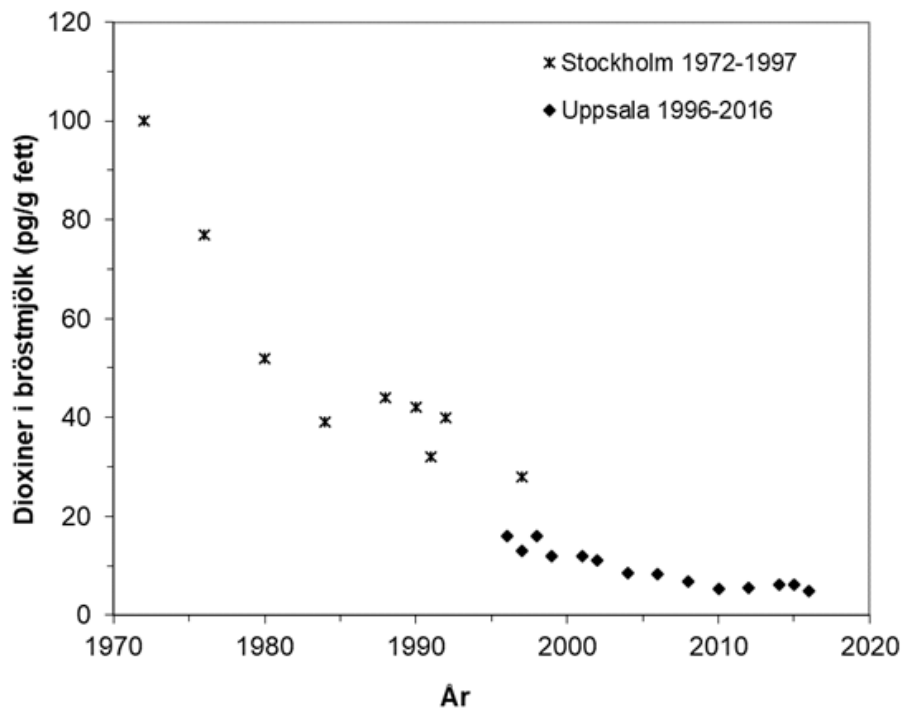
⁶ toxic equivalency (TEQ), uttrycker den sammanlagda toxiciteten av en blandning av dioxiner genom utnyttjande av TEF-faktorer, en viktningssmetod att relatera toxicitet hos enskilda kongener av PCDD/Fs och dioxinlika PCB:er gentemot 2378-TCDD.



Figur 2. Halter av Σ TEQ PCDD/F i sill/strömming från olika delar av Östersjön. Källa: Naturvårdsverket <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Dioxin-i-fisk/>.



Figur 3. Halter av Σ PCB7 i sill/strömming från olika delar av Östersjön. Källa Naturvårdsverket: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/PCB-i-fisk/>.



Figur 4. Koncentrationer av Σ TEQ PCDD/F i bröstmjölk från förstföderskor. Källa: Livsmedelsverket (www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb).

Sik (*Coregonus spp.*) ingick inte bland de arter som diskuterades när Sverige erhöll sitt undantag från EU:s saluförbud 2011. Sikens systematik är komplicerad och det finns i Sverige åtminstone sex underarter/former med skiftande livsstrategier och utbredningsområden. Vid tidpunkten för förhandlingarna om undantaget förelåg ingen information som tydde på att sik från svenska vattenområden innehåller förhöjda halter av aktuella ämnen. Vid senare utförda undersökningar av sik från Vänern och Vättern har det emellertid konstaterats att halterna i framförallt Vänersik i många fall var högre än gränsvärdena. Detta föranledde länsstyrelserna i regionen att fatta ett gemensamt beslut (Lst, 2015) att de som avser sälja sik från de bägge sjöarna behöver kontrollera att halterna i de partier som säljs underskrider gränsvärdet.

Enligt EU-lagstiftningen ska medlemsstaterna se till att alla fiskeri- och vattenbruksprodukter som fångas eller skördas delas upp i partier före den första försäljningen (EG 1224/2009) med undantag för viss försäljning direkt från båt. Vid provtagning för farliga ämnen, som exempelvis dioxiner, är det partiet som är målet för provtagningen. Definitionen av ett parti, hur många dagsfångster som kan ingå i ett sådant och hur det skall provtas och dokumenteras har visat sig vara en källa till dispyter mellan näring och kontrollerande myndigheter. Dels kan förordningarna vara svåra att förstå, dels innehåller det ett utrymme för tolkning som kan ge upphov till tvister om gränsdragning.

När det gäller fiskeriprodukter definieras ett parti i EG 1224/2009 och ytterligare information om märkning och fångstdatum kan hittas i EU 2011/404. Där framgår att ett parti kan bildas av flera dagars fångst och även från flera fiskare förutsatt att fiskens kvalitet, inklusive förväntat dioxinhalt, är densamma. Hur många dagar, hur stort område och hur många fiskare framgår dock inte. För att undvika dispyter om sådant kan det vara klokt att fastslå detta i branschriktlinjer.

Hur provtagning för dioxiner och dioxinlika ämnen skall utföras framgår av EU-lagstiftningen i form av EU 2017/644. Viktigt att notera är att den provtagna fisken måste vara av samma storleksklass. Medan exempelvis lax måste delas upp i 2-3 storleksklasser bör en fångst av sik, fångad med storleksselektiva redskap, kunna anses vara av samma storleksklass. Även detta kan med fördel fastställas i branschriktlinjer. Om man har genomfört provtagning enligt gällande regelverk och halterna i partiet understiger gränsvärdena föreligger inga hinder för att exportera sik eller någon av de arter som ingår i det svenska dioxinundantaget.

Metodik

Insamling och analyser av fisk inleddes under 2014–2016 inom pilotprojekten, och fortsatte mellan 2017–2019 inom det huvudsakliga projektet. Provmaterialet bestående av i huvudsak hel, ej rensad och urtagen, fryst fisk har levererats partivis av fiskare till IVL:s fisktoxikologiska laboratorium i Stockholm där provberedning skett. Principen har varit att fiskaren själv levererat fisk som speglar fångstplats, säsong, fångstmetod, storlek etc. för den fisk som saluförs eller önskas saluföras. Det har från projektet således inte varit möjligt att detaljstyra vid vilka tillfällen och från vilka platser fisk har erhållits. Detta är ur vissa aspekter uppenbart inte en optimal provtagningsstrategi men har å andra sidan inneburit att de data som utvärderats faktiskt speglar det småskaliga yrkesfiske som idag bedrivs i Sverige. En delmängd av de prover som analyserats har även erhållits från husbehovsfiskare och riktade insamlingar från projektdeltagarna.

Provberedning av det insamlade materialet har utförts enligt gällande EU-förordning (EU 2017/644) kompletterad med skriftliga instruktioner från Livsmedelsverket. I syfte att utgöra stöd för tolkningen av resultaten har ett antal morfologiska mått på fiskindividerna bestämts: totallängd, totalvikt, somatisk vikt (totalvikt minus inälvornas vikt), gonadvikt och levervikt. Fjällprov och hörselstenar preparerade fram för åldersbestämning, som genomfördes vid institutionen för akvatiska resurser, SLU, Sötvattenslaboratoriet (sik) och Kustlaboratoriet (strömning). Dessutom preparerades fisk inför analys av stabila isotoper som genomfördes vid Sötvattenslaboratoriet (se avsnittet "Födoval och betydelse av trofisk nivå" senare i rapporten). För kemisk analys preparerades material från mittbiten från bägge sidor av fisken enligt ovan beskrivna regelverk. Homogenat bereddes av muskel- och underhudsfett, ett från varje individ. Homogenaten delades upp i replikat à 100 g. Replikaten analyserats antingen som individprov eller så har flera replikat blandats samman till ett så kallat samlingsprov. Samlingsprov av strömning bereddes av 1 kg fiskfilé inklusive skinn och ben enligt SLV:s instruktion. Samtliga prover har analyserats med avseende på: fetthalt, klorerade dioxiner och furaner (PCDD/Fs)⁷, plana dioxinlika PCB:er⁸ och icke-dioxinlika PCB:er (PCB₆)⁹. Analyserna har utförts på de för analysen ifråga ackrediterade laboratorierna ALS (Prag, Tjeckien) respektive Eurofins (Hamburg, Tyskland).

En sammanställning av det material som ingått i utredningarna framgår av **Tabell 2**. Provmaterialet utgörs av fisk fångad i Östersjön (Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön) samt de två största svenska sjöarna; Vänern och Vättern. Fångstplatser för sik (*Coregonus spp.*)

⁷ 2378-TCDD, 12378-PeCDD, 123478-HxCDD, 123678-HxCDD, 123789-HxCDD, 1234678-HpCDD, OCDD, 2378-TCDF, 12378-PeCDF, 23478-PeCDF, 123478-HxCDF, 123678-HxCDF, 123789-HxCDF, 234678-HxCDF, 1234678-HpCDF, 1234789-HpCDF, OCDF.

⁸ PCB 77, 81, 126, 169, 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189.

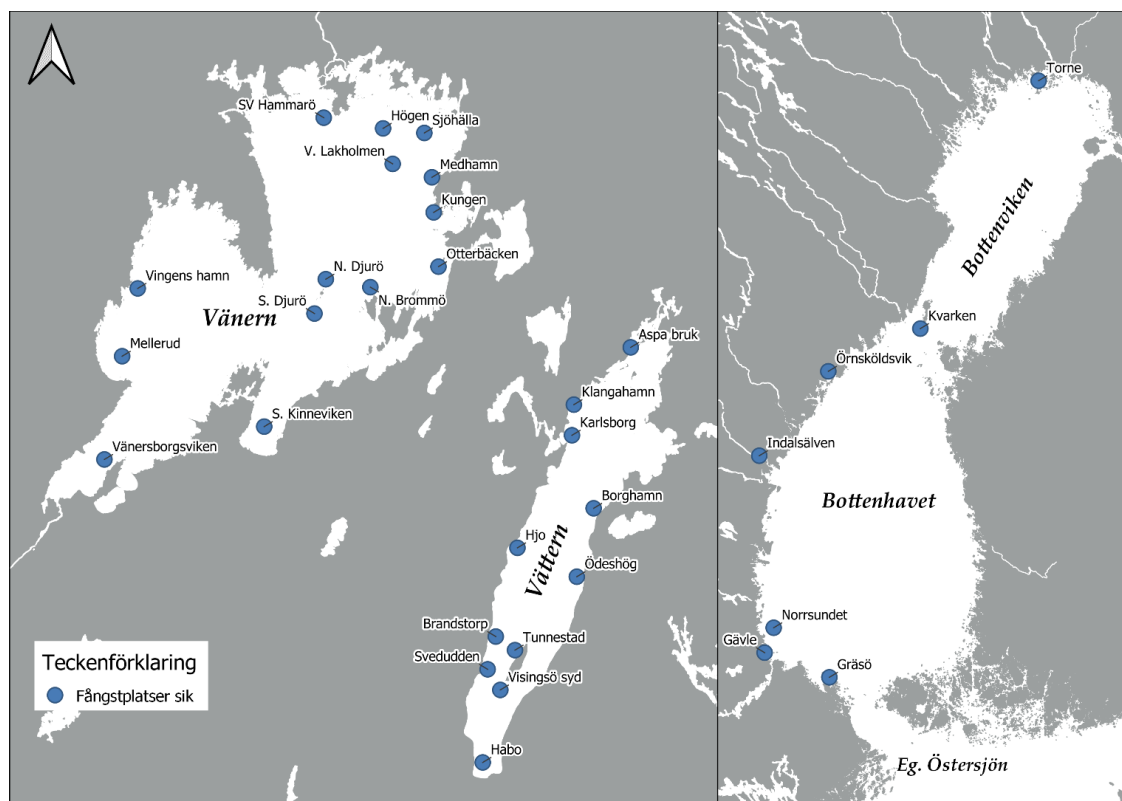
⁹ PCB 28, 52, 101, 153, 138, 180.

framgår av **Figur 5** och fångstplatser för strömming (*Clupea harengus*), lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) framgår av **Figur 6**.

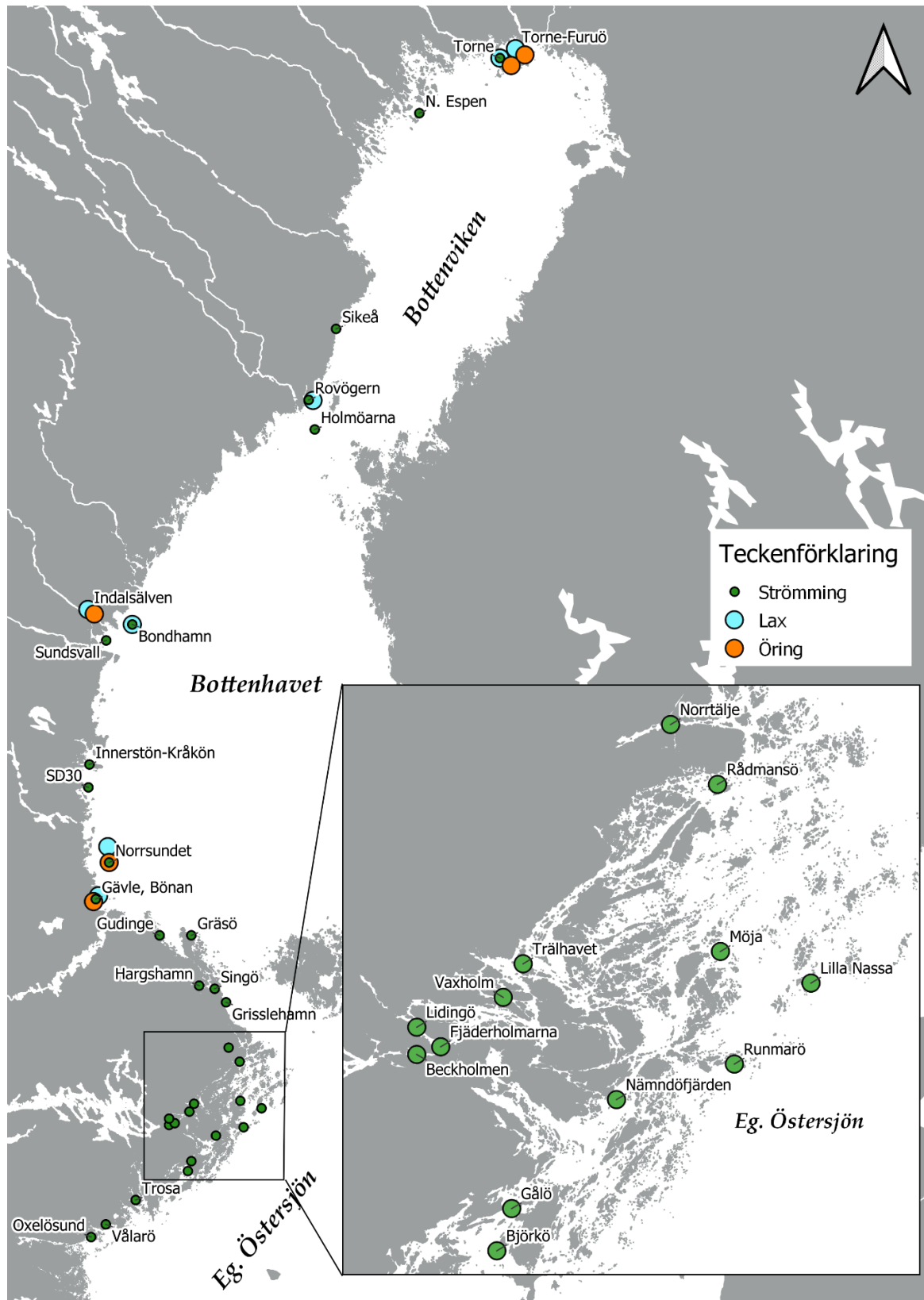
Tabell 2. Antal analyserade prover och antal ingående fiskindivider fördelat på olika arter och vattenområden. Observera att antalet analyserade prover skiljer sig från antalet individer på grund av att vissa av analyserna utgörs av samlingsprover (dvs n>1).

Provmatrix	Antal analyserade prover	Antal ingående fiskindivider
Sik (<i>Coregonus spp.</i>)	274	354
-Vänern	103	146
-Vättern	127	164
-Bottenhavet	24	24
-Bottenviken	20	20
Strömming (<i>Clupea harengus</i>)	105	1 472
-Egentliga Östersjön	37	484
-Bottenhavet	48	695
-Bottenviken	20	293
Lax (<i>Salmo salar</i>)	54	84
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	8	8
Olika delar av lax (nacke, stjärt, buklist)	56	*
Beredda livsmedel	12	*
Varians inom laboratorium	86	*
Varians mellan laboratorier	74	*
SUMMA:	669	1 918

* Ingår i individer redovisade ovan



Figur 5. Karta som visar fångstplatser för sik i Vänern, Vättern och Bottniska viken.



Figur 6. Karta som visar fångstplatser för strömming, lax och öring.

Den statistiska utvärderingen i avsnittet "Födoval och betydelse av trofisk nivå", avsnittet "Halter, trender och förklarande faktorer bakom observerad varians" samt den utvärdering av skillnader i halt mellan laxens olika delar som sammanfattas i avsnittet "Beredda produkter, halter i olika delar av fisken, osäkerheter i analyser" har som utgångspunkt haft en linjär mixad modell (eng. Linear Mixed Model). Denna typ av modell är en utbyggnad av en linjär regressionsmodell, fast fler parametrar än feltermen tillåts vara normalfördelade slumpvariabler, s.k. *random effects*. För denna rapport har det oftast rört sig om att fiskens fångstplats (inom ett större vattenområde) ansetts som en *random effect*, förutom utvärderingen av skillnader mellan laxens olika delar som används laxens individnummer som *random effect*. Modellens övriga variabler, så kallade *fixed effects*, tolkas efter modellenpassning på samma sätt som för en linjär regressionsmodell. Att anse fångstplats eller individnummer som en *random effect* är för att korrigera för den troliga korrelation som finns mellan fisk från samma fångstplats eller mellan delar från samma individ.

Vid utvärdering av inbördes avvikelser i halter mellan olika vattenområden eller olika säsonger (exempelvis jämförelse har haltskillnader mellan Vättern och Vänern), har Tukey's test för multipla jämförelser använts efter anpassning av den linjära mixade modellen. Testet jämför varje kombination av vattenområden eller säsong, samtidigt som det korrigerar för att den faktiska signifikansnivån ökar med flera parvisa jämförelser.

Ytterligare detaljer om anpassningar av mixade modeller inom detta projekt finns att finna i Soroosh et al. (2019) och Waldetoft (2019). Ytterligare fördjupning om linjär regression, mixade modeller och Tukey's test finns i en bredd av statistisk litteratur, däribland Montgomery (2013).

Alla statistiska tester har använt en signifikansnivå på 5%.

Resultat

Halter, trender och förklarande faktorer bakom observerad varians

Sik

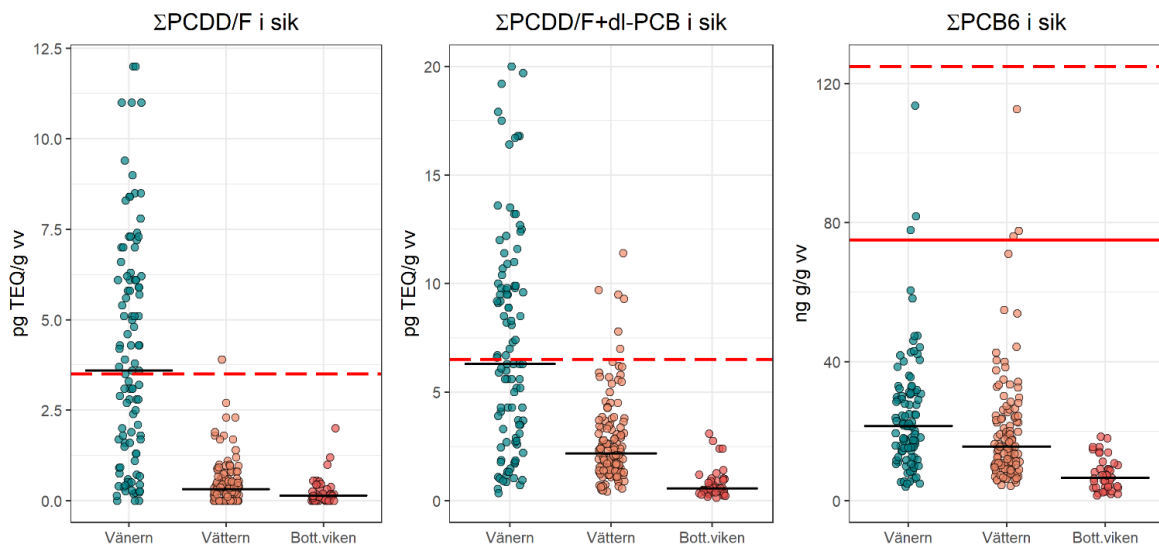
I **Tabell 3** redovisas uppmätta morfometriska parametrar för insamlad sik från Vänern, Vättern och Bottniska viken 2015–2019. Det största materialet utgörs av sik från Vänern (103 prover) och Vättern (127 prover), även om materialet från Bottniska viken också är förhållandevis stort (44 prover). Längden hos insamlade individer från respektive bassäng var likartade, i genomsnitt 37–39 cm. En skillnad framgår sedan i vikt och konditionsfaktor mellan bassängerna, där siken från Vänern generellt är ”kraftigare” än siken från exempelvis Vättern, vilket ger sig uttryck i högre medelvikt och konditionsfaktor (ju lägre konditionsfaktor, desto mer långsmal fisk). Vidare skiljer sig fetthalterna kraftigt mellan bassängerna, där sik från Vänern är fetast och sik Vättern och Bottniska viken är magrare, vilket även konstaterats tidigare i projektet (Karlsson et al., 2018, Waldetoft, 2019). Åldersbestämning av insamlad sik visar en stor spridning trots att längden, som tidigare nämnts, varit likartad. Medelåldern för insamlad sik från Vänern och Vättern var omkring 8–10 år, men varierade från 4–15 år (Vänern) respektive 4–24 år (Vättern). Beståndet i Bottniska viken tycks vara yngre, i genomsnitt 5–6 år. För ett antal individer bestämdes ålder utifrån både fjäll och otolit (hörselstenar), vilket resulterande i att några individer visade en högre otolitålder än fjällålder. Detta beror på att fjällen endast växer så länge fisken växer, och om tillväxten avstannat kan otolitåldern visa en högre ålder jämfört med fjällåldern. Till exempel visade en individ från södra Vättern en ålder på 18 år enligt otoliten, men den hade avstannat i växten vid 8 års ålder (fjällålder > 8 år) och var 37 cm lång, d.v.s. som genomsnittet för sik från Vättern.

Tabell 3. Morfometriska parametrar för insamlad sik från Vänern, Vättern samt Bottniska viken 2015–2019. CF = konditionsfaktor, ett mått på förhållandet mellan fiskens längd och vikt.

Vatten	Antal prover	Längd (cm)	Vikt (g)	CF (-)	Fetthalt (%)	Ålder (år)
Vänern	103	39 (30–50)	609 (210–1 560)	0,90 (0,49–1,3)	4,4 (0,63–15)	8,0 (4–15)
Vättern	127	37 (31–43)	418 (260–890)	0,70 (0,50–0,97)	1,4 (0,27–4,0)	9,8 (4–24)
Bottniska viken	44	38 (31–45)	527 (290–1 201)	0,84 (0,39–1,2)	2,1 (0,53–4,6)	5,6 (3–9)

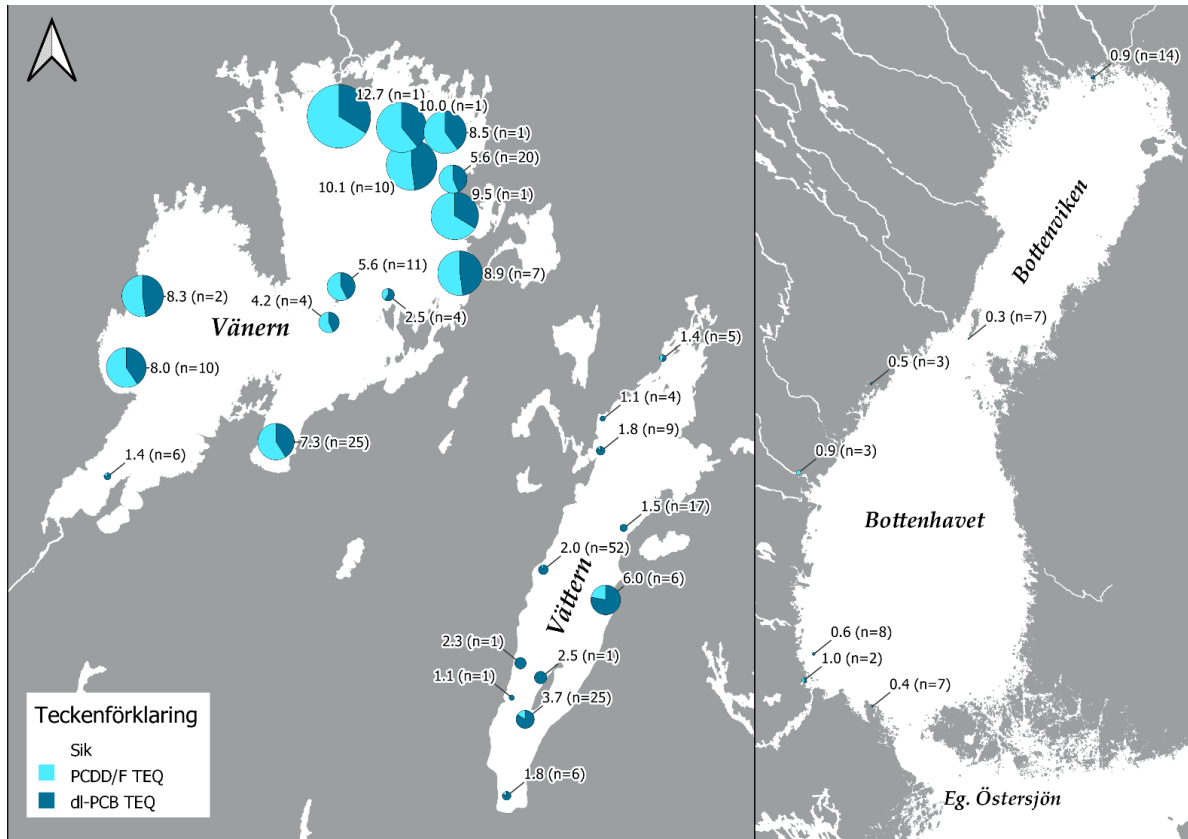
Halter av dioxiner, dioxinlika ämnen och icke dioxinlika PCB:er (Σ PCDD/F, Σ PCDD/F + dl-PCB samt Σ PCB₆) i sik från Vänern, Vättern och Bottniska viken presenteras i **Figur 7**. I de fall analys gjorts av både samlingsprov och ingående individer har endast individanalyserna redovisats för att inte ”dubbelräknas”. Högst halter och störst spridning av halterna syns i sik från Vänern, medan halterna är lägre i Vättern och lägst i Bottniska viken. Medianvärdet för både Σ PCDD/F och Σ PCDD/F + dl-PCB ligger i nivå med EU:s saluföringsgränsvärde för respektive parameter i analyserad sik från Vänern. I Vättern har endast ett prov överskridit gränsvärdet för Σ PCDD/F, sex

prover har överskridit gränsvärdet för Σ PCDD/F + dl-PCB. Samtliga prover från Bottniska viken har haft lägre halter än gränsvärdena. Inget prov från någon av bassängerna har överskridit gränsvärdet för Σ PCB₆.



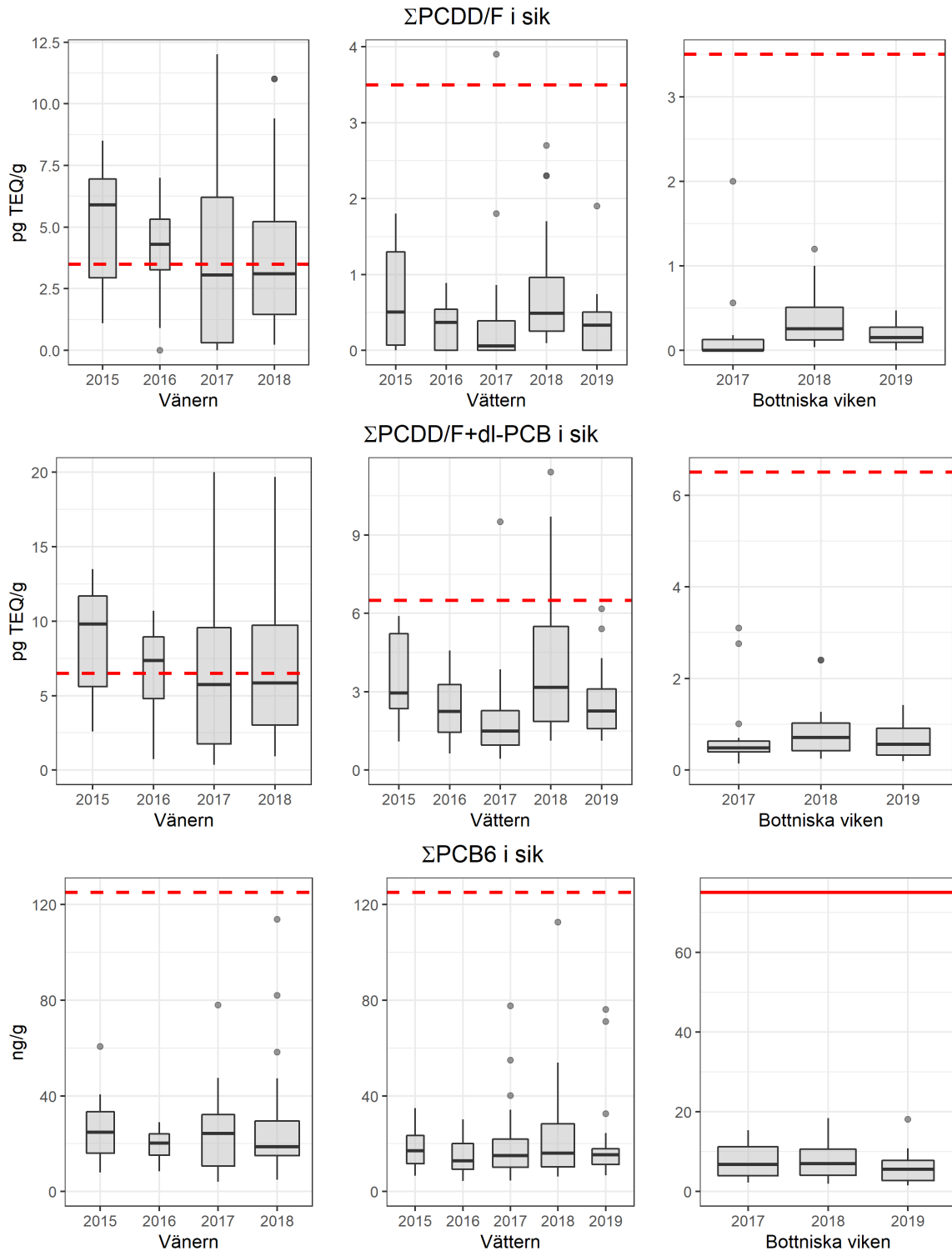
Figur 7. Uppmätta halter av dioxinlika ämnen i sik per område, där varje punkt i grafen representerar ett prov och svart linje medianen. Sik från Bottenviken och Bottenhavet är sammanslagna till Bottniska viken (förkortat "Bott.viken" i figuren). Röd linje markerar EU:s saluföringsgränsvärden (3,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F, 6,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F + dl-PCB samt 125 ng/g vv (streckad linje) i inlandsytvatten och 75 ng/g vv (hel linje) i kustvatten för Σ PCB₆).

För att visualisera den geografiska variationen av uppmätta halter av dioxinlika ämnen i sik från Vänern, Vättern och Bottniska viken presenteras dessa i form av cirkeldiagram i **Figur 8** nedan (ej fetthaltsnormaliserade halter). Diagrammens storlek speglar summahalten av dioxinlika ämnen (Σ PCDD/F + dl-PCB) som medianvärde av prover från respektive lokal. Diagrammen visar dessutom fördelningen mellan PCDD/F och dl-PCB i proverna. Som tidigare nämnts syns högre halter i Vänern, medan halterna är lägre i Vättern och Bottniska viken. Vissa intressanta geografiska skillnader inom bassängerna framgår dock. Exempelvis har halterna i sik från södra Dalbosjön i Vänern (Vänersborgsviken) varit låga. I Vättern har några analyserade individer från mellersta, östra delarna av sjön visat högre halter jämfört med övriga delar av sjön. I Vänern är det framförallt PCDD/F som bidrar till TEQ-halten, medan det relativa bidraget från de dioxinlika PCB:erna är störst i Vättern.



Figur 8. Halter av dioxinlika ämnen i sik från Vänern, Vättern och Bottniska viken. Cirkeldiagrammens storlek speglar summahalten av Σ PCDD/F + dl-PCB från respektive lokal (visas som median, antalet analyser anges inom parentes). Det relativa bidraget till summahalten av PCDD/F respektive dioxinlika PCB:er framgår också.

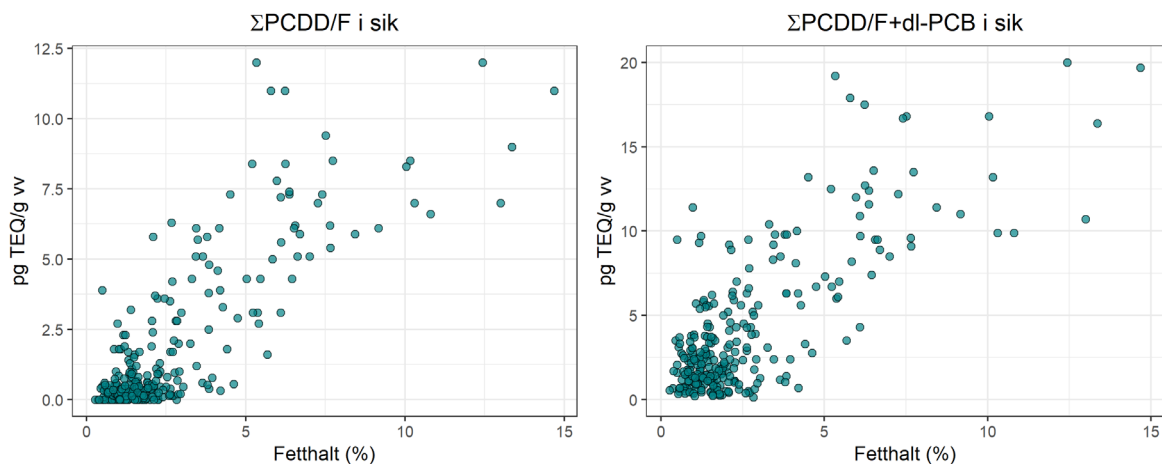
I **Figur 9** presenteras trender över tid (2015–2019) för uppmätta halter av Σ PCDD/F, Σ PCDD/F + dl-PCB samt Σ PCB₆ i sik från Vänern, Vättern och Bottniska viken. Halter av Σ PCDD/F och dl-PCB tycks visa en minskande trend i Vänern medan halterna varit stabila i Vättern och Bottniska viken. Halterna i Vänersiken undersöktes närmare via en log-linjär modell för de tre summamåten. Modellen kompenserade för skillnader i längd, fetthalt och delbassäng (Dalbosjön, Södra Värmlandssjön och Norra Värmlandssjön) genom att inkludera dessa som kontrollvariabler. Resultaten visade inte på några signifikanta tidstrender, varken minskande eller ökande, för något av summamåten. I **Figur 9** ser medianerna för Σ PCDD/Fs och Σ PCDD/F + dl-PCB i Vänern ut att avta, men någon minskning av snitthalten i statistisk mening kunde alltså inte säkerställas.



Figur 9. Σ PCDD/F (övre), Σ PCDD/F + dl-PCB (mellersta) och Σ PCB (nedre) i sik 2015–2019 från Vänern, Vättern och Bottniska viken. Boxarna innehåller data mellan första och tredje kvartilen, där median är utmärkt med svart linje. Punkter representerar outliers (avvikande värden) och de lodräta strecken ut från boxarna visar de lägsta respektive högsta halterna som inte är outliers. Bredden på lådorna speglar antalet analyser (bredare box = fler analyser).

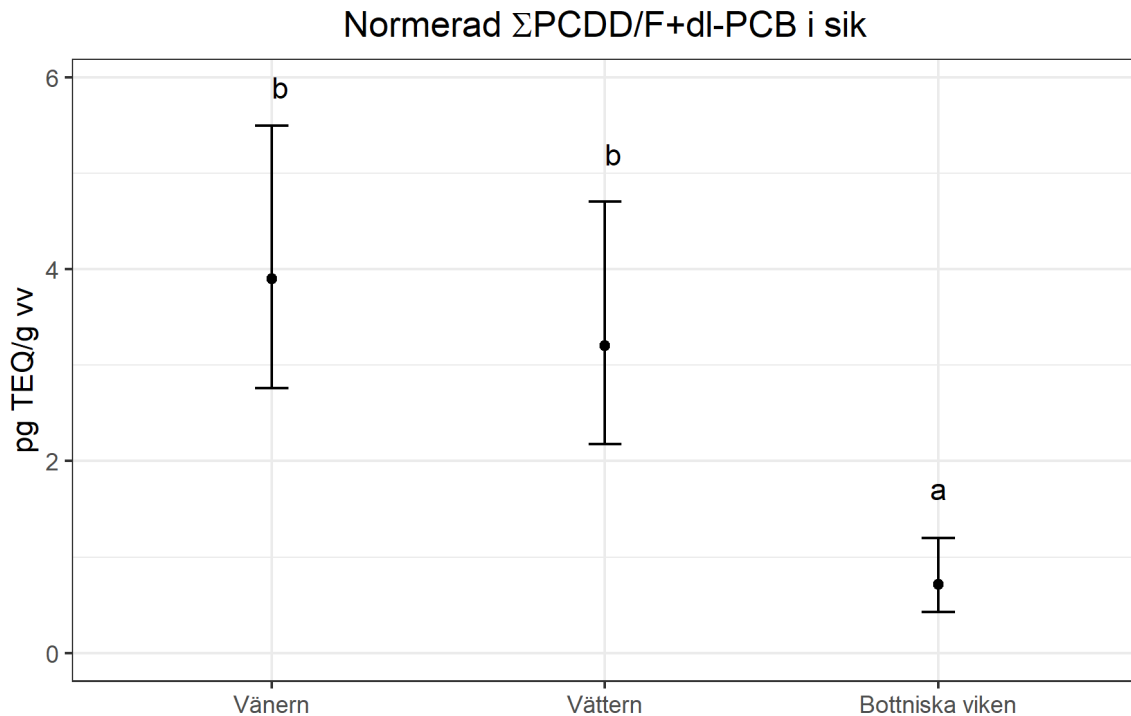
I det följande redovisas den undersökning som gjorts av vilka faktorer som samvarierar med halter av dioxinlika ämnen i sik. Grunden i den utvärderingen är anpassningar av statistiska modeller, som förklaras djupare i Waldetoft (2019). Sedan författandet av Waldetoft (2019) har det tillkommit ett dussintal analyser av sik. Därför har vissa av resultaten uppdaterats till denna rapport.

Dessutom har en viss modifiering av metodiken skett. I Waldetoft (2019) används en *generaliserad linjär mixad modell* med logaritmisk länkfunktion, medan en *linjär mixad modell* med logaritmerade värden använts till denna rapport. De två metoderna är snarlika. De faktorer som inkluderats i modellen är sikens fetthalt, längd, fångstvatten (Vänern, Vättern eller Bottniska viken) och fångstsäsong. Först och främst noterades sikens halter ha ett tydligt samband med dess fetthalt, där hög fetthalt är förknippat med generellt sett höga halter (**Fig. 10**). Det estimerades i modellen att en ökning av fetthalten med en procentenhet i genomsnitt motsvaras av en ökning av $\Sigma\text{PCDD/F}$ + dl-PCB med 22%.



Figur 10. Samband mellan PCDD/F, PCDD/F+dl-PCB och sikens fetthalt.

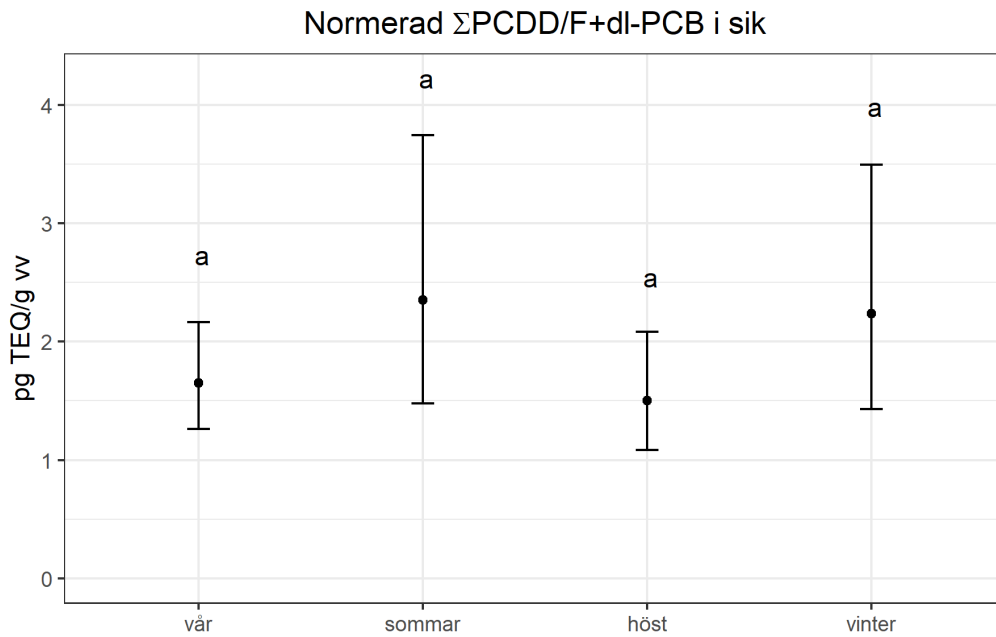
Tydliga skillnader mellan de olika vattenområdena finns också (**Fig. 8**), med högst halter i siken från Vänern, följt av Vättern och sist Bottniska viken. Det visade sig dock vara så att när halterna justeras utefter bland annat sikens fetthalt (**Fig. 11**), genom anpassning av statistisk modell så minskar differensen mellan Vänern och Vättern avsevärt. Det innebär att en starkt förklarande faktor till de högre halterna i Vänersiken jämfört med Vätternsiken är att siken i Vänern är fetare. Normeringen innebär att halterna justerats till att anpassas till medelvärdena utifrån samtliga variabler som ingår i modellen, men just fetthalten visade sig vara den variabel som utjämnade skillnaderna mest. Bokstäverna i **Figur 11** indikerar inbördes signifikanta skillnader. De vattenområden som är märkta med samma bokstav har medelvärden som inte, med 95% konfidens, kan sägas vara olika. Då halterna normerats mot fetthalt är alltså haltskillnaden mellan siken i Vänern och Vättern icke-signifikant. Siken från Bottniska viken har fortsatt signifikant lägst halter.



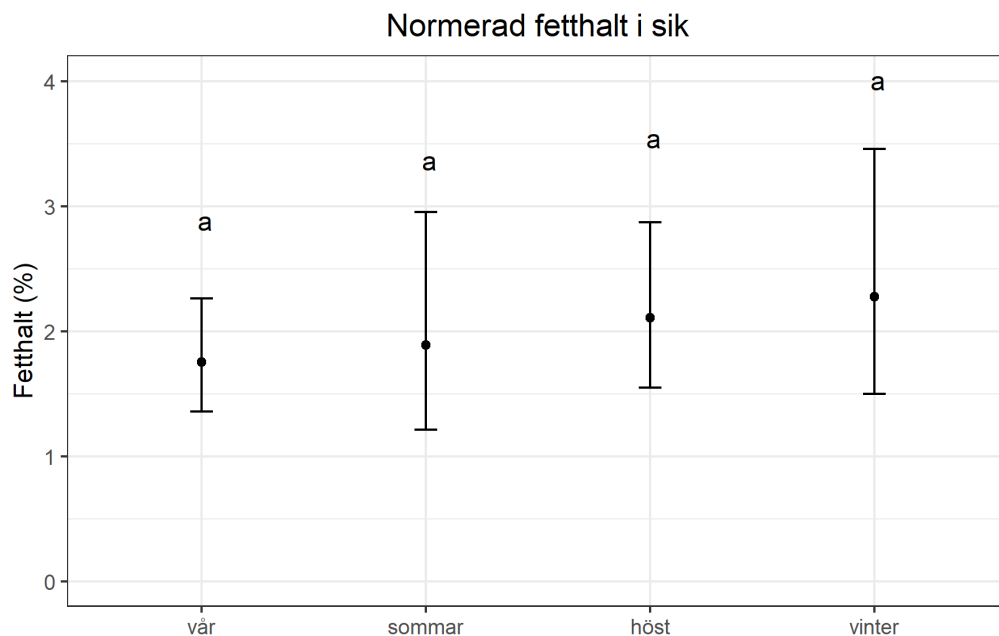
Figur 11. Normerade halter av Σ PCDD/F+dl-PCB i sik jämfört mellan Vänern, Vättern och Bottniska viken. Halterna har justerats för att kompensera för skillnader i fetthalt, men även längd, fångstplats, fångstår och konditionsfaktor. Figuren visar least square means samt konfidensintervall beräknade utefter Tukey's metod. Modellen har anpassat logariterade värden. Dessa är i figuren tillbakaräknade till originalskala.

Även skillnader mellan olika fångstplatser inom ett vattenområde har undersökts. Vid statistisk modellering av samband mellan dioxinlika ämnen noterades en icke-försumbar variabilitet mellan olika fångstplatser inom Vänern, Vättern och Bottniska viken, men det framkom ändå att den största skillnaden föreligger mellan vattenområden, inte inom dessa (Waldetoft, 2019). I Vättern är det framför allt en fångstplats som avviker från övriga. Siken fångad i trakterna kring Ödeshög har uppvisat särskilt höga halter (**Fig. 8**). Genomsnittshalterna i denna sik är i ungefärlig storleksordning som saluföringsgränsvärdet på 6,5 pg TEQ/g för Σ PCDD/F + dl-PCB. Halterna tycks inte korrelera med att denna sik har avvikande hög fetthalt, längd eller ålder. Vid just detta område har alltså ingen direkt orsak till de förhöjda halterna kunnat hittats. För siken i Vänern och Bottniska viken förefaller ingen särskild fångstplats avvika markant från övriga.

Säsongvariation (vår, sommar, höst och vinter) i Σ PCDD/F + dl-PCB undersöktes också (**Fig. 12**). Resultaten från den statistiska modelleringen visade inte på signifikanta skillnader i halter i sik mellan de fyra årstiderna. Mellan hösten och våren, som är de huvudsakliga fiskeperioderna förefaller halterna vara av likartad magnitud. Alla årstider är märkta med samma bokstav ("a") vilket innebär att deras medelvärden inte är signifikant skilda från varandra. Rent allmänt kompliceras frågan om säsongvariation av att siken i framför allt Vänern och Vättern förekommer i flera underarter som har olika lekperioder. Resonemanget bakom eventuell säsongvariation grundar sig att siken vid leken avger den feta rommen (och därmed de fettlösliga dioxinlika ämnena). Information om vilken underart siken tillhört finns inte. Undersökning av om fetthalten varierar med årstiderna gav inga bevis för detta (**Fig. 13**).



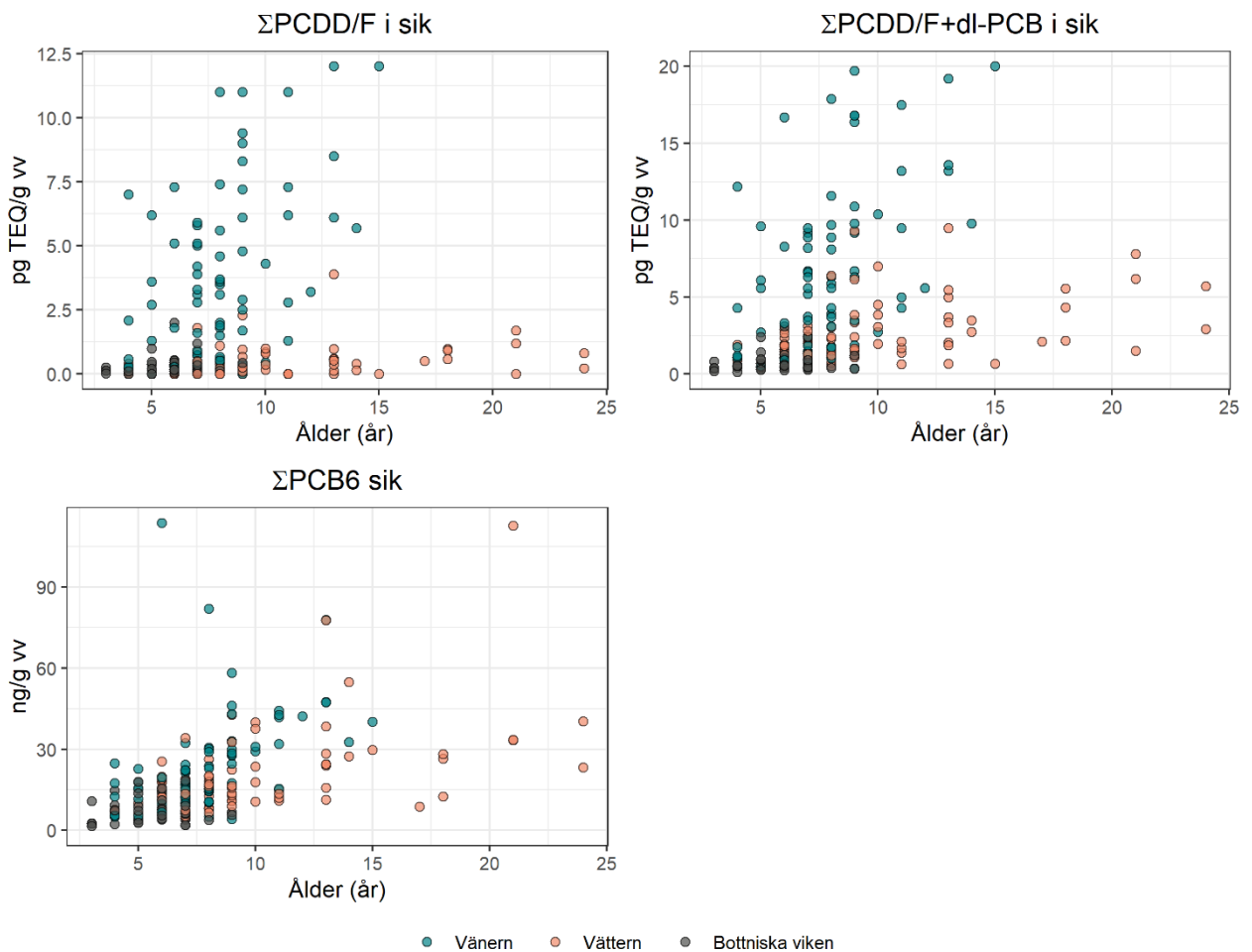
Figur 12. Normerade halter av Σ PCDD/F + dl-PCB i sik jämfört mellan årstider. Halterna har justerats (normerats) för att kompensera för skillnader i längd, fångstplats, fångstår och konditionsfaktor. Figuren visar least square means samt konfidensintervall beräknade utefter Tukey's metod. Modellen anpassades till logaritmerade värden. Dessa är i figuren tillbakaräknade till originalskala. Staplar märkta med olika bokstäver har signifikant skillnad i medelvärden.



Figur 13. Normerade fetthalter i sik jämfört mellan årstider. Halterna har justerats (normerats) för att kompensera för skillnader i längd, fångstplats, fångstår och konditionsfaktor. Figuren visar least square means samt konfidensintervall beräknade utefter Tukey's metod. Modellen har anpassat logaritmerade värden. Dessa är i figuren tillbakaräknade till originalskala. Staplar märkta med olika bokstäver har signifikant skillnad i medelvärden.

Även sambandet mellan sikens längd och dess halter av dioxinlika ämnen undersöktes. All sik delades in som "lång" respektive "kort", med 38 cm som gräns mellan de båda kategorierna. Estimeringen gav vid handen att den längre siken i genomsnitt har ca 25% högre halter av dioxinlika ämnen än den kortare siken (Waldetoft, 2019).

En delmängd av den sik som insamlats under åren har åldersbestämts. I de fall både bestämning utifrån fjäll och otoliter genomförts har otolitbestämningen använts. Om endast bestämning utifrån fjäll funnits och denna var markerad som "större än" har denna uteslutits. Med "större än" prover exkluderade finns 194 prover som åldersbestämts. Av dessa var 74 från Vänern, 80 från Vättern och 40 från Bottniska viken. **Figur 14** visar sambandet mellan åldern och halter av Σ PCDD/F och Σ PCDD/F + dl-PCB, uppdelat efter vattenområde. Det är tydligt hur halterna ökar snabbt med ökande ålder i Vänersiken, medan haltökningen förknippad med ökande ålder är avsevärt mycket lägre i siken från Vättern och Bottniska viken. Det syns även, vilket redovisades i **Tabell 3** att många av sikarna från Vänern är av hög ålder medan siken framför allt från Bottniska viken är relativt ung. När åldersvariabeln adderades till den statistiska modell som använts för att undersöka de andra variablerna var den signifikant (p -värde=0,01), och det estimeras att ett års högre ålder, givet övriga variabler, i genomsnitt leder till 3,9 % högre halt Σ PCDD/F+dl-PCB. Motsvarande för Σ PCB₆ är en ökning med 7,5 %. Noterbart är att vad gäller Σ PCB₆ i siken från Vänern så avviker den inte från de andra vattenområde på samma tydliga sätt som för dioxiner och dioxinlika PCB.



Figur 14. Samband mellan halter av dioxin och PCB och ålder i sik, markerat utefter vattenområdena Vänern, Vättern och Bottniska viken.

Strömming

I **Tabell 4** redovisas uppmätta morfometriska parametrar i strömming som insamlats under perioden 2015–2019. Tabellen har delats upp geografiskt från Bottenviken, Bottenhavet samt Egentliga Östersjön. Strömming från Stockholms innerskärgård (lokaler Beckholmen, Fjäderholmarna, Lidingö och Vaxholm) visas separat p.g.a. halterna och kongensammansättningen i dessa prover avvikit mot strömmingsprover från övriga undersökta områden. De exakta provplatserna framgår av **Figur 6** tidigare i rapporten. Sammanställningen visar att konditionsfaktorn i genomsnitt har varit likartad i proverna från respektive delbassäng, vilket indikerar ett förhållandevis homogent provmaterial i det avseendet. Fetthalten visar förhållandevis stor variation inom respektive vattenområde, med i genomsnitt fetast strömming från Stockholms innerskärgård och Bottenhavet. Åldersbestämningar visar att materialet från Stockholms innerskärgård är yngre jämfört med strömming från övriga områden.

Tabell 4. Morfometriska parametrar för insamlad strömming från Egentliga Östersjön (varav Stockholms innerskärgård redovisas separat), Bottenhavet och Bottenviken under perioden 2015–2019. CF = konditionsfaktor, ett förhållande mellan längd och vikt. Avser medelvärden (fetstilt) och min- och maximum (parantes).

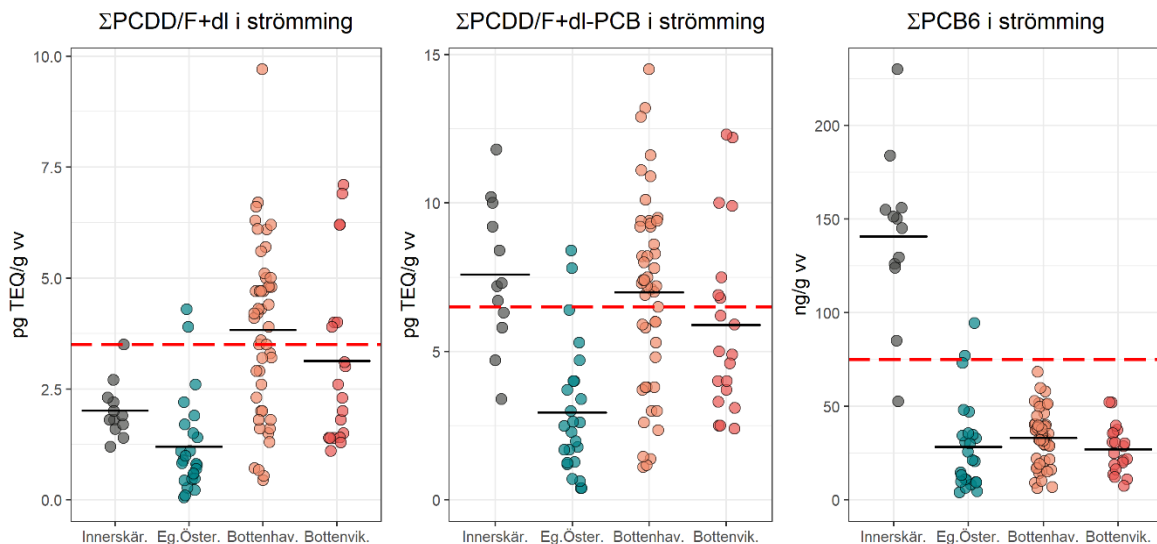
Vattenområde	Antal prover	Längd (cm)	Vikt (g)	CF (-)	Fetthalt (%)	Ålder (år)
Stockholms innerskärgård	12	17 (16–18)	35 (26–42)	0,69 (0,62–0,77)	8,9 (4,1–13)	3,3 (2,7–3,9)
Eg. Östersjön	25	18 (16–20)	39 (25–54)	0,69 (0,63–0,80)	5,7 (2,1–12)	4,7 (2,7–9)
Bottenhavet	48	19 (14–23)	50 (17–92)	0,7 (0,61–0,81)	8,9 (1,8–15)	6,5 (1,3–12)
Bottenviken	20	18 (16–21)	44 (27–60)	0,69 (0,63–0,75)	6,0 (2,0–13)	6,7 (3,0–11)

I **Figur 15** redovisas uppmätta halter av dioxinlika ämnen och icke dioxinlika PCB:er från respektive vattenområde. Varje punkt i graferna motsvarar analyserad halt i ett samlingsprov varvid spridningen av halter av respektive ämne inom respektive vattenområde framgår tydligt. Resultaten visar till exempel att Stockholms innerskärgård sticker ut med högre halter av framför allt dioxinlika- och icke dioxinlika PCB:er jämfört med strömming från övriga lokaler, där gränsvärdet för Σ PCDD/F + dl-PCB och Σ PCB₆ överskrids. I övrigt visar resultaten högst halter i strömming från Bottenhavet med något lägre halter i Bottenviken och lägst halter i strömming från Egentliga Östersjön (exklusive strömming från innerskärgården). Medianvärdet av både Σ PCDD/F och Σ PCDD/F + dl-PCB överskrider saluföringsgränsvärdena för respektive parameter i Bottenhavet, medan det ligger precis under i Bottenviken. I Egentliga Östersjön har endast tre av samlingsproverna legat precis på gränsen eller överskridit gränsvärdet för Σ PCDD/F. Vidare överskrids gränsvärdet för icke dioxinlika PCB:er endast i Stockholms innerskärgård (undantaget ett par prover från Egentliga Östersjön). De områdesvisa skillnaderna testades för avvikelser i medelhalt via en linjär mixad modell som även kontrollerade för skillnader i fetthalt och längd (**Fig. 16**). Resultaten visade att skillnaden mellan halter i strömming från Bottenhavet och

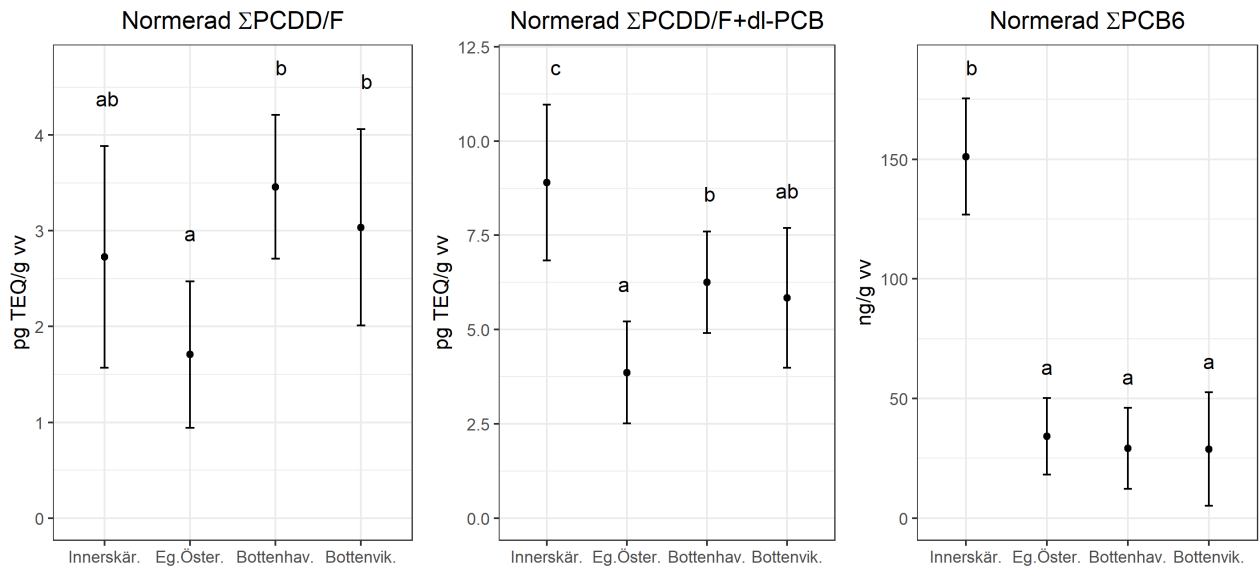
Bottenviken som förefaller finnas, utifrån **Figur 15**, inte kan säkerställas statistiskt när halterna normerats. Om fetthalten faktiskt är högre i strömmingen från Bottenhavet, eller om det bara är så i detta stickprov, är vanskligt att uttala sig med säkerhet om, men ett test som kontrollerade för fångstens årstid och längd visade på signifikant högre fetthalter i strömmingen från Bottenhavet jämfört med Egentliga Östersjön och Bottenviken.

Vad gäller halterna i strömmingen från Egentliga Östersjön så var de inte uteslutande lägst. Halten Σ PCDD/F+dl-PCB var inte signifikant lägre där jämfört med Bottenviken. Avseende inner-skärgården så är det väldigt tydligt, såväl utifrån **Figur 15** som **16**, att strömmingens halter av PCB är markant högre där jämfört med övriga Egentliga Östersjön. För Σ PCB₆ och Σ PCDD/F+dl-PCB avviker innerskärgården signifikant från övriga vattenområden.

Huvuddragen i analysen kan därav sammanfattas till att halterna i strömmingen från Bottenviken och Bottenhavet förefaller likartade i fisk av lika längd och fetthalt, men samtidigt att fetthalten i strömmingen från Bottenhavet förefaller högre, vilket kan förklara haltförhöjningar. Det framkom att strömmingen från Stockholms innerskärgård avviker markant avseende halter av PCB samt att strömmingen i Egentliga Östersjön har låga dioxinhalter (och i viss mån låga halter av dioxinlika PCB) jämfört med övriga vattenområden.

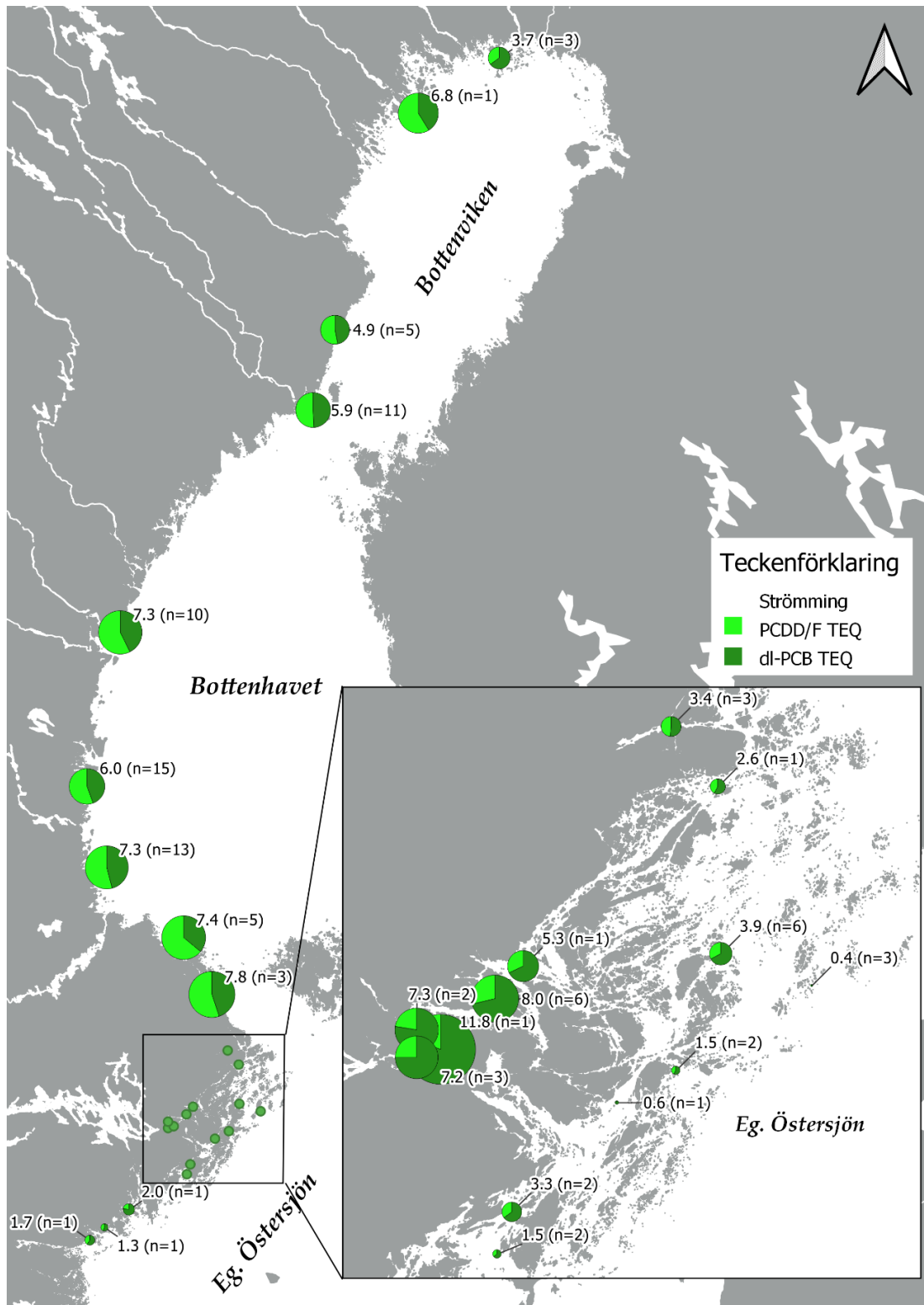


Figur 15. Uppmätta halter av dioxinlika ämnen i strömming per område, där varje punkt representerar ett prov och svart linje medianen. Röd linje markerar EU:s saluföringsgränsvärden för respektive parameter (3,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F, 6,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F + dl-PCB samt 75 ng/g vv för Σ PCB₆). Gränsvärdena för Σ PCDD/F + dl-PCB samt Σ PCB₆ är dessutom svensk miljö kvalitetsnorm (HVMFS 2019:25).



Figur 16. Normerade halter av Σ PCDD/F, Σ PCDD/F+dl-PCB och Σ PCB6 i strömming jämfört mellan vattenområdena: Stockholms innerskärgård, Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken. Halterna har justerats (normerats), via linjär mixad modell, för att kompensera för skillnader i längd och fetthalt. Figuren visar *least square means* samt konfidensintervall beräknade utefter Tukey's metod. Staplar märkta med olika bokstäver har signifikant skillnad i medelvärden.

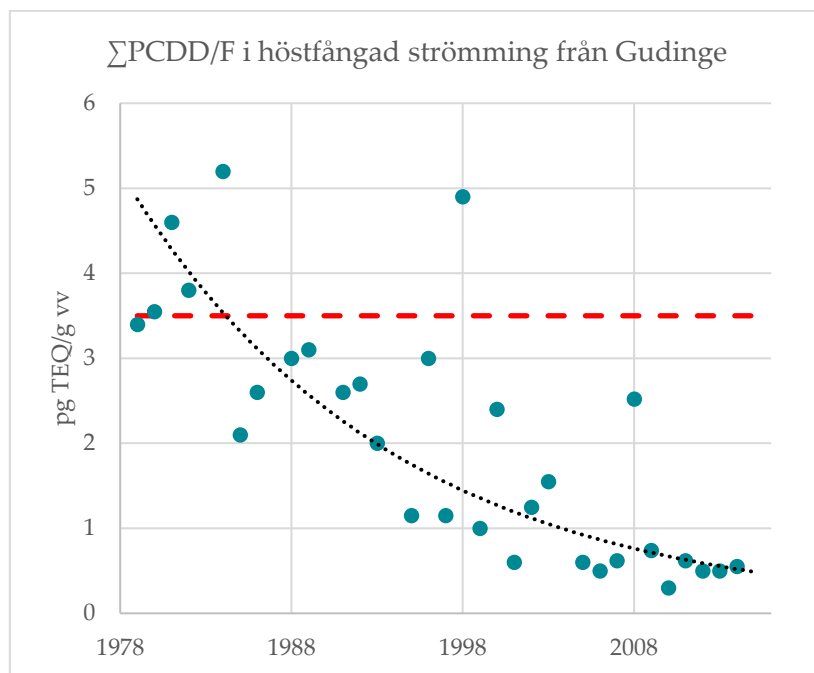
I **Figur 17** presenteras halterna per provlokal för att tydligare visualisera den geografiska variationen av både halter och insamlat provmaterial. Av figuren framgår i princip det som redogjorts för ovan: högst halter i Stockholms innerskärgård med avklingande halter mot ytterskärgården i en väst-östlig riktning. Av resultaten framgår också att det relativa bidraget till summan av TEQ från PCDD/F respektive dl-PCB är förhållandevis likartad i Bottenhavet, med en något högre andel av dl-PCB i nordligaste Bottenviken. Söder om Norrtälje, och framför allt i Stockholms innerskärgård, är bidraget från dl-PCB större än det från PCDD/F.



Figur 17. Halter av dioxinlika ämnen i strömning från Bottenviken, Bottenhavet och Egentliga Östersjön. Cirkeldiagrammens storlek speglar summahalten av Σ PCDD/F + dl-PCB från respektive lokal (visas som median, antalet analyser anges inom parentes). Det relativa bidraget till summahalten av PCDD/F respektive dioxinlika PCB:er framgår också. Den infällda kartan visar strömning från Stockholms skärgård.

För ytterligare diskussion och genomgång av den insamlade strömmingen från Svealandskusten, hänvisas till Waldetoft & Karlsson (2020). Bland annat konstateras att den höga PCB-halten i strömming nära Stockholm indikerar att staden är en lokal källa till PCB i vattenmiljön. Detta ligger i linje med tidigare studier av abborre från Stockholmstrakten (Karlsson & Viktor, 2014). Strömming anses dock inte på samma sätt som abborre vara en stationär fiskart, dvs att den lever inom ett begränsat område och att den halten man mäter speglar miljöförhållandena vid fångstplatsen. Att upprepade undersökningar nu visat en tydlig gradient med högre halter ju närmare stadskärnan man mäter tyder emellertid på att strömmingspopulationen i innerskärgården är förhållandevis stationär. Man kan även se att dioxinhalten i strömming föreföll högre i Svealandskustens nordligare delar. Halten överskred saluföringsgränsvärdet vid flertalet av de nordliga fångslokalerna, medan gränsen underskreds för samtliga prov från de mellersta och södra lokalerna. Haltförhöjningen sammanföll ungefärligen med gränsen mellan Egentliga Östersjön och Bottniska viken.

Sett över en längre period har dock halterna vid de nordligare lokalerna längs Svealandskusten minskat kontinuerligt, vilket visas av en tidsserie över dioxiner i strömming insamlade under hösten vid Gudinge (Fig. 18) inom ramen för nationell miljöövervakning.



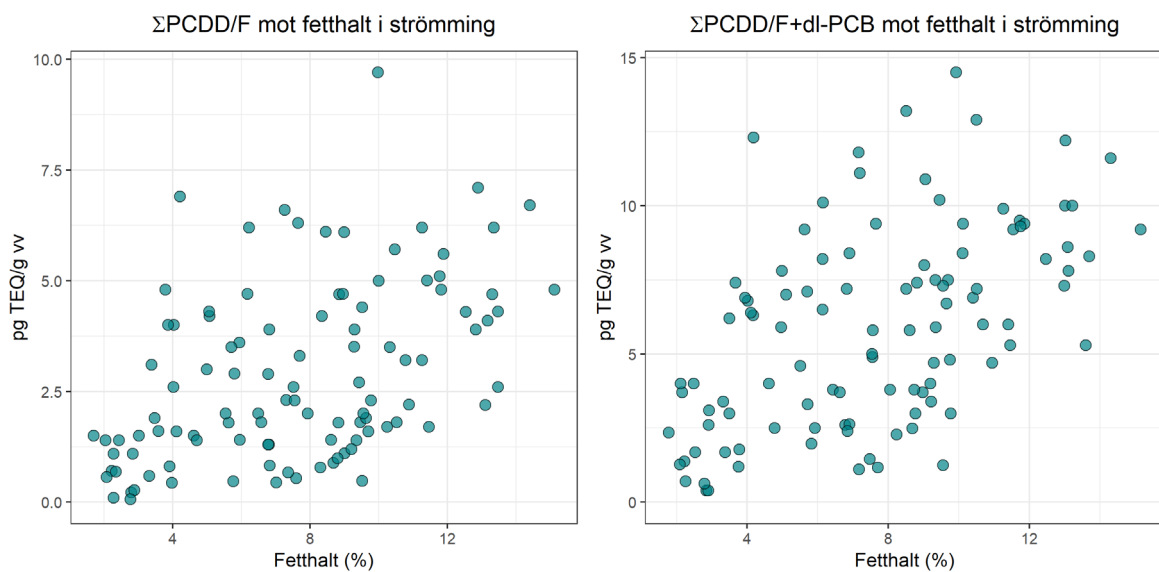
Figur 18. Tidsserie över dioxinhalt i höstfångad strömming från Gudinge. Efter Bignert et al. (2016). Gränsvärde för saluföring på 3,5 pg TEQ/g vv markerat med röd streckad linje.

Från och med hösten 2018 är strömming fångad från Stockholms skärgård och längre söderut inte bara undantagen inhemsk försäljning, utan även friskriven från exportförbudet (LIVSFS 2018:7). Denna strömming får alltså exporteras till andra länder inom EU. De berörda områdena är ICES-delområde 27, 26, 25 och 24. ICES-delområde 27 sammanfaller väl med de fångstområden vid vilka det noterats låga halter av dioxiner och PCB:er i strömmingen, detta undantaget Stockholms innerskärgård som är inkluderat i delområde 27. Däremot förekommer inget yrkesfiske efter strömming i Stockholms innerskärgård. Dessa resultat förstärker alltså bilden av att det är ett väl underbyggt beslut att tillåta export av strömming från detta område. Området som uppvisat låga halter har i grova drag markerats i Figur 19.

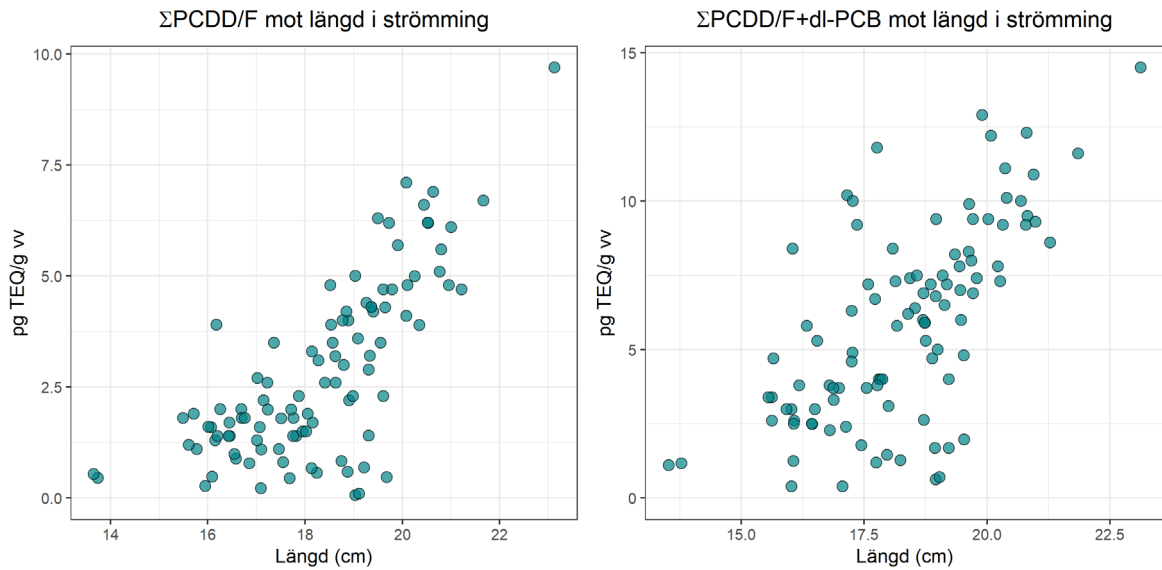


Figur 19. Översikt över det område (grönt) vid vilka halterna av dioxiner och PCB:er i strömning nästan uteslutande underskrider saluföringsgränsvärden (Waldetoft & Karlsson, 2020).

Studeras fetthaltens samband med dioxin och dl-PCB (Fig. 20) syns ett samband, fast med stor spridning, vilket visar att fetthalten ensamt inte är den dominerande förklaringen till den observerade variansen i halter. Motsvarande figur fast för samband med strömningens längd (Fig. 21) visar på ett tydligare samband. I strömningen tycks alltså dess längd (och därmed ålder på grund av stark korrelation mellan dessa) kunna förklara en större andel av haltvariationen än dess fetthalt. I siken var förhållandet det omvända.

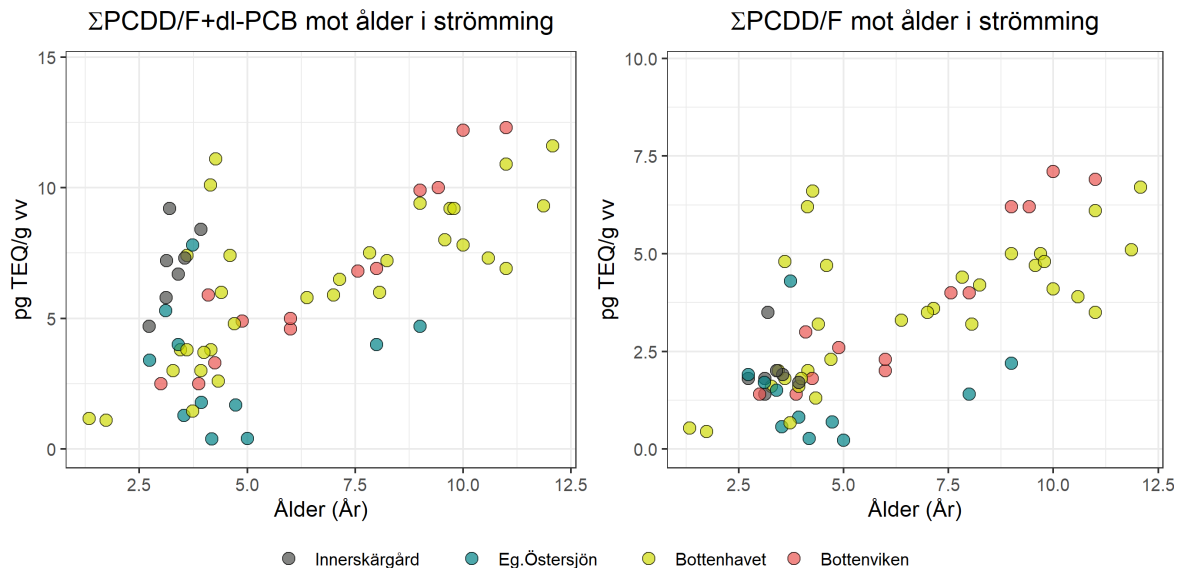


Figur 20. Scatterplot av dioxinlika ämnen och fetthalt i strömning.



Figur 21. Scatterplot av dioxinlika ämnen och strömmingens längd.

Även strömmingens ålder visar på tydliga samband med dess halter, något som tyder på att det sker en bioackumulering. Av totalt 105 samlingsprover har 63 samlingsprover åldersbestämts. Observera att det är medelåldern av individer i samlingsprovet som angetts som ålder. Nedan (Fig. 22) visas sambandet mellan ålder, Σ PCDD/F och Σ PCDD/F+dl-PCB. Sammantaget visar data på starka samband. Strömmingens längd är också stark korrelerad med dess ålder (Fig. 25). De olika vattenområdena har markerats ut för att särskilt peka ut proverna från Stockholms innerskärgård som avviker vad gäller förekomst av dioxinlika PCB.



Figur 22. Scatterplot över strömmingens ålder och halter av Σ PCDD/F och Σ PCDD/F+dl-PCB.

För att kvantifiera fetthaltens och längdens påverkan anpassades en linjär mixad modell. Fångstplats ansågs vara en normalfördelad slumpvariabel. Förklarande variabler var fetthalt, längd och vattenområde. Beroende variabel var Σ PCDD/F respektive Σ PCDD/F+dl-PCB (Tab. 5 och 6). Några estimat anges inte för "Vattenområde" eftersom det är en variabel med flera nivåer. Vattenområdet redovisas i **Figur 15**.

Tabell 5. Skattade samband mellan Σ PCDD/F+dl-PCB och fetthalt, vattenområde och längd, utefter linjär mixad modell. Estimat för "Vattenområde" anges inte.

	Estimat	p-värde
Fetthalt	0,13	0,045*
Vattenområde	-	<0,001***
Längd	1,24	<0,001***

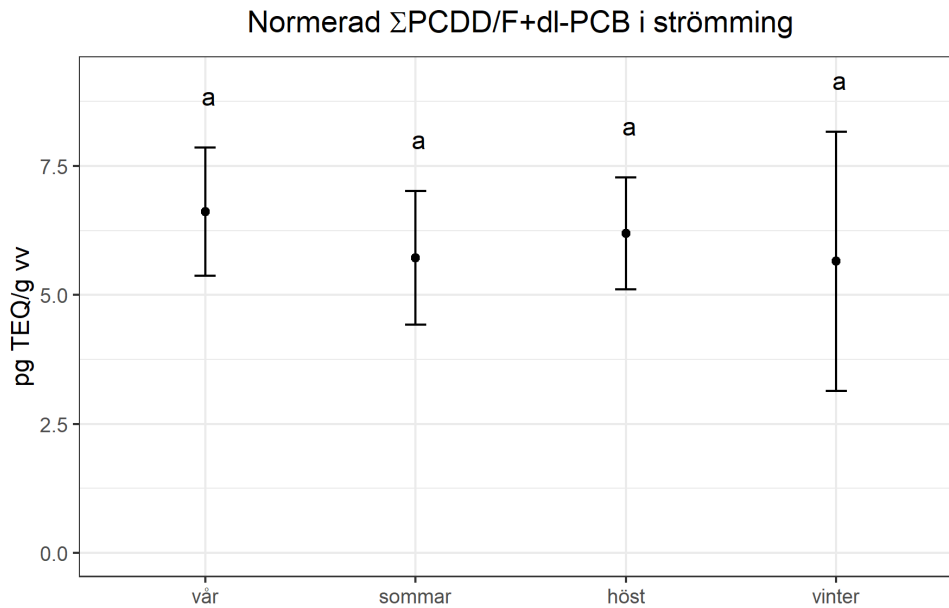
p-värdet för fetthalten var strax under signifikansnivån på 5%. Tolkningen är att om fetthalten ökar en procentenhet förväntas Σ PCDD/F+dl-PCB öka med 0,13 pg TEQ/g vv. En centimeters längdökning förväntas öka Σ PCDD/F+dl-PCB med 1,24 pg TEQ/g vv. Detta estimat är dock ett snitt. I strömmingen från innerskärgården, den lokal som avviker från övriga, sker mest troligt en betydligt större ökning av halten för varje centimeters längdökning.

Tabell 6. Skattade samband mellan Σ PCDD/F och fetthalt, vattenområde och längd, utefter linjär mixad modell. Estimat för "Vattenområde" anges inte.

	Estimat	p-värde
Fetthalt	0,071	0,096
Vattenområde	-	<0,001***
Längd	0,71	<0,001***

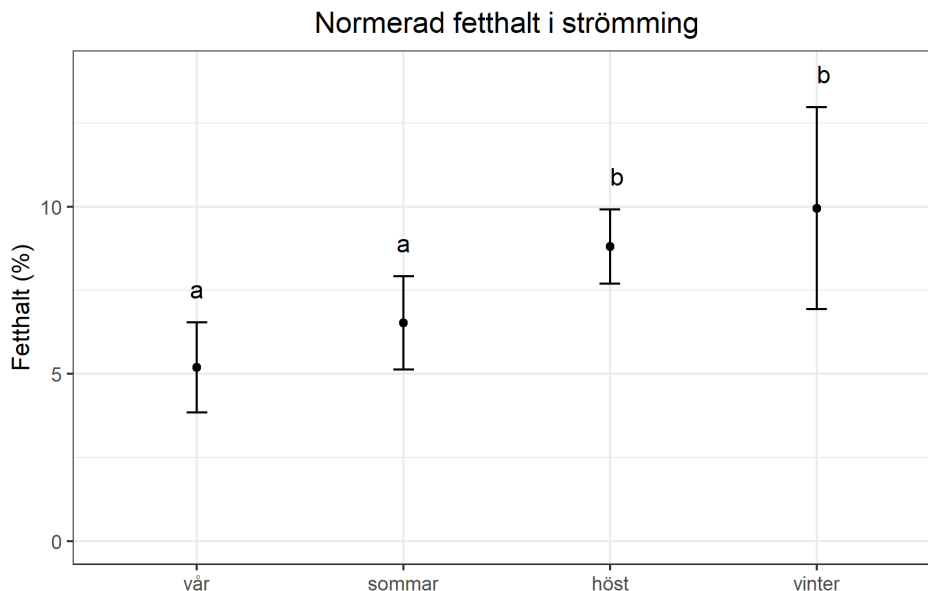
p-värdet för fetthalten är strax över signifikansnivån på 5%. Det kan alltså inte statistiskt säkerställas att fetthalten har en påverkan på strömmingens halt av Σ PCDD/F, även om ett visst samband tyckt synas i **Figur 20**. En centimeters längdökning förväntas öka Σ PCDD/F med 0,71 pg TEQ/g vv.

En annan frågeställning med relevans för yrkesfisket och provtagning för miljöövervakning är huruvida halterna i strömmingen varierar över året. Det har därför undersökts med en linjär mixad modell, med fångstplats som normalfördelad slumpvariabel och vattenområde och längd som kontrollvariabler (**Fig. 23**). Eftersom en eventuell årstidsskillnad kan vara en konsekvens av varierande fetthalt har inte fetthalten inkluderats som kontrollvariabel. Fetthaltens årstidsvariation undersöktes istället separat (**Fig. 24**). Efter att modellen anpassats till data användes Tukey's test för parvisa jämförelser för att estimeras skillnaderna mellan alla kombinationer av årstider. Det bör dock nämnas att insamlingen av strömming främst fokuserat på att undersöka skillnader mellan vår och höst. Av denna anledning dominerar proverna av vår- och höstfångad strömming. För vår, sommar, höst och vinter finns 28, 24, 47, respektive 4 prover. En stor del av de prover de som fångats under sommaren är dock från försommaren, varvid de är i samma stadiet i leken som en stor del av vårströmmingen. Årstider märkta med samma bokstav har ingen signifikant skillnad i halt mellan sig. I **Figur 23** är alla märkta med "a". Någon skillnad mellan årstiderna i halter av Σ PCDD/F+dl-PCB i strömming kan alltså inte hittas utifrån analysen av dessa prover.



Figur 23. Resultat av Tukey's test av årstidsvariation i Σ PCDD/F+dl-PCB (pg TEQ/g vv) i strömming. Ursprunglig modell kontrollerar för fångstplats, vattenområde och strömmingens längd. Staplar märkta med olika bokstäver har signifikant skillnad i medelvärden.

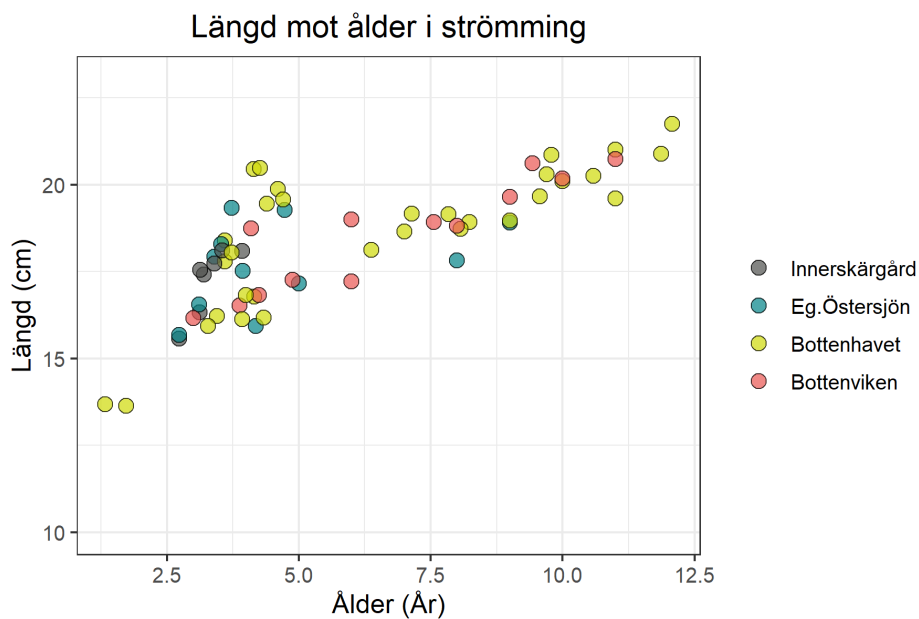
Motsvarande modell för skillnad i årstider med avseende på strömmingens fetthalt gav däremot att signifikanta skillnader förelåg (Fig. 24). Figuren tolkas som att fetthalten i strömmingen är signifikant högre under hösten och vintern jämfört med våren och sommaren. Resultaten visar alltså på att strömmingens fetthalt ökar från våren fram mot vintern. Däremot kan alltså inte denna förändring i fetthalt kopplas till någon förändring i halter av dioxinlika ämnen.



Figur 24. Resultat av Tukey's test av årstidsvariation i fetthalt (%) i strömming. Ursprunglig modell kontrollerar för fångstplats, vattenområde och strömmingens längd. Staplar märkta med olika bokstäver har signifikant skillnad i medelvärden. Ingen inbördes signifikant skillnad mellan staplar med samma bokstav.

Den sista frågeställningen för strömming är huruvida dess tillväxthastighet är lägre ju längre norrut i Östersjön man befinner sig. Enligt en tidigare föreslagen teori, omnämnd i bland annat Airaksinen et al. (2014) så kan en delförklaring till de högre halterna av dioxinlika ämnen som noterats i strömmingen från Bottniska viken vara att den strömming som lever längre norrut har en långsammare tillväxthastighet jämfört med den i Egentliga Östersjön. Denna långsammare tillväxthastighet leder då sannolikt till att strömming av en viss längd i genomsnitt är av högre ålder längre norrut. Effekten blir att dioxinlika ämnen då kunnat bioackumuleras under längre tid och halterna i strömming av samma längd i genomsnitt är högre längre norrut.

Den ovan nämnda frågeställningen har undersökts i våra data. Resultaten indikerar att det framför allt i Egentliga Östersjön föreligger en högre tillväxthastighet, vilket alltså bekräftar den gängse uppfattningen. I **Figur 25** baserad på samlingsprover av åldersbestämda individer kan två huvudsakliga grupperingar skönjas. Den ena gruppen med brantare lutning, och därav högre tillväxthastighet, domineras av prover från Egentliga Östersjön och Innerskärgården medan den andra gruppen med lägre tillväxthastighet domineras av prover från Bottenhavet och Bottenviken. Det förefaller att proverna från Egentliga Östersjön har betydligt lägre snittålder vid fångstillfället än proverna från de andra områdena, men att längderna är något mer snarlika i samtliga vattenområden. Den långsammare tillväxten i nordligare vattenområden kan alltså leda till att dioxinlika ämnen kunnat bioackumuleras i strömmingen under en längre tid.



Figur 25. Scatterplot över strömmingens ålder och längd.

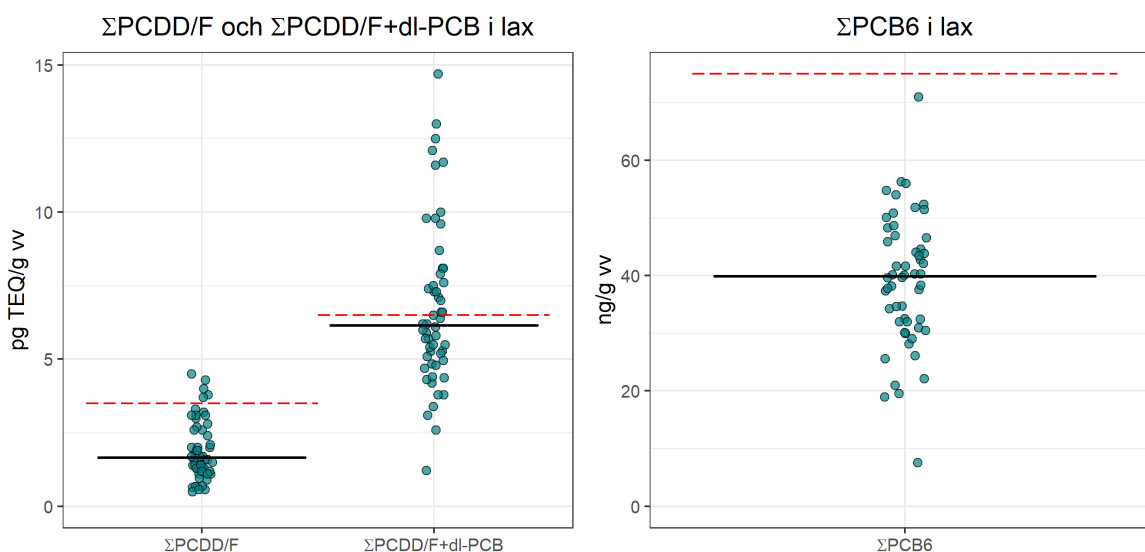
Lax

Lax från fyra fångstplatser längs Norrlandskusten har insamlats med fälla 2014–2019, från Torne i norr till Norrsundet i söder. Utöver dessa även från norra Kvarken och Indalsälvens delta (se **Fig. 6** tidigare i rapporten). Provmaterialet utgörs av 54 analyserade prover, varav merparten utgörs av individanalyser. I **Tabell 7** presenteras morfometriska parametrar för provmaterialet. I genomsnitt var längden 78 cm och vikten 5,5 kg. Fetthalten var i genomsnitt 9,4 % och varierade mellan 4,5 och 16 %.

Tabell 7. Morfometriska parametrar för insamlad lax från Bottniska viken under perioden 2014–2019. Avser medelvärden (fetstilt) och min- och maximum (parantes).

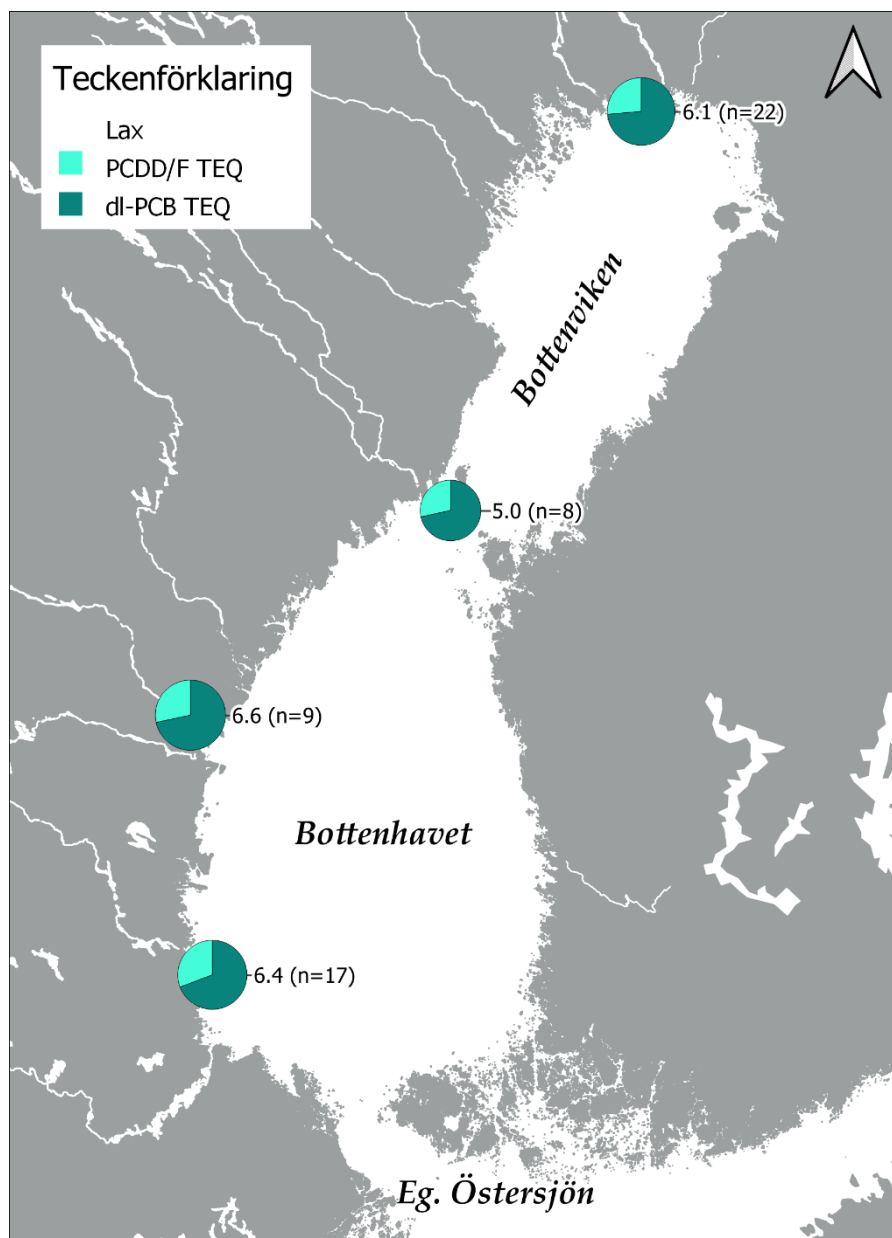
Art	Antal	Längd (cm)	Vikt (g)	CF (-)	Fetthalt (%)
Lax	54	78 (54–110)	5 500 (1 800–13 000)	0,94 (0,71–1,2)	9,4 (4,5–16)

I **Figur 26** presenteras uppmätta halter av dioxinlika ämnen och icke dioxinlika PCB:er i lax från Bottniska viken. Merparten av analyserade laxprover har resulterat i halter som underskrider EU:s saluföringsgränsvärde för Σ PCDD/F. Totalt har <5 % (5) av proverna överskridit 3,5 pg TEQ/g vv. Däremot gör det större relativa bidraget från dl-PCB att gränsvärdet för Σ PCDD/F + dl-PCB överskridits fler gånger (24) och medianvärdet för analyserad lax ligger just under denna gräns (6,5 pg TEQ/g vv). Av resultaten kan också observeras att variationen i halter av samtliga parametrar har varit förhållandevis stor.



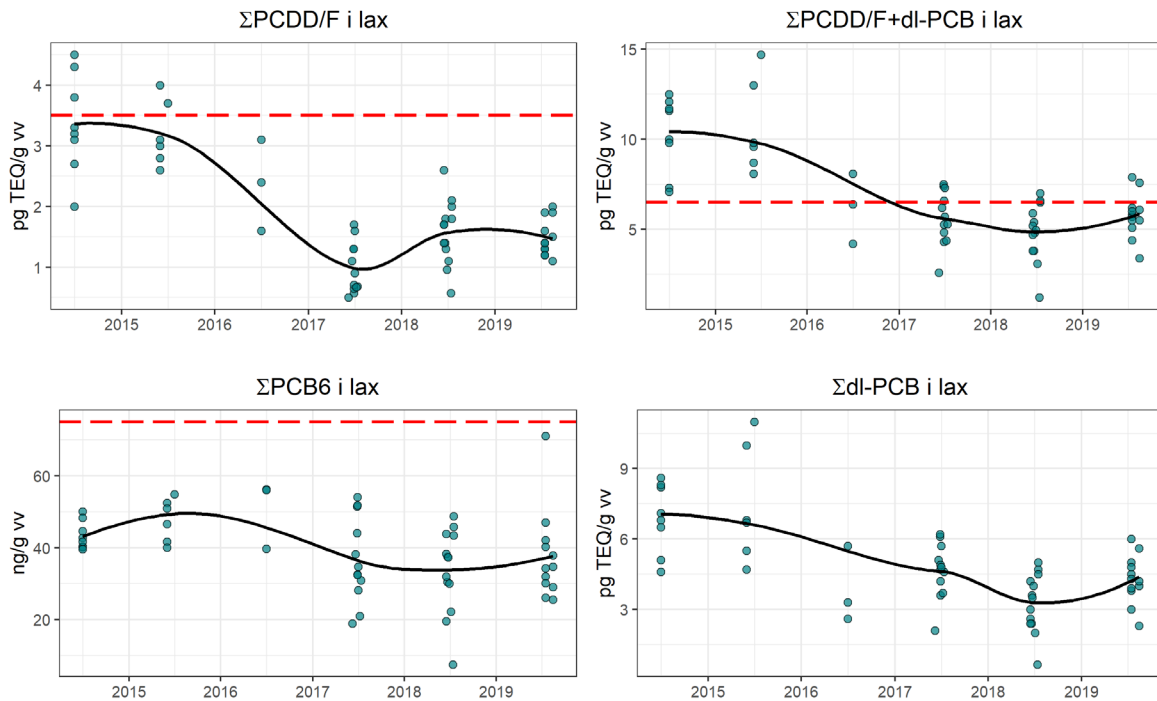
Figur 26. Uppmätta halter av dioxinlika ämnen i lax från Bottniska havet, där varje punkt i grafen representerar ett prov och svart linje medianen. Röd linje markerar EU:s saluföringsgränsvärden för respektive parameter (3,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F, 6,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F + dl-PCB samt 75 ng/g vv för Σ PCB₆).

I **Figur 27** presenteras halter av dioxinlika ämnen i lax från respektive fångstområde (från norr till söder: Torne, Kvarken, Indalsälven och Norrsundet). Av resultaten framgår ingen tydlig geografisk variation, utan snarare indikerar resultaten förhållandevis likartade halter i lax från Norrlandskusten (median 5,0–6,6 pg TEQ/g vv). Som tidigare nämnts utgörs den största andelen av TEQ:n av bidraget från dioxinlika PCB:er (dl-PCB). Den relativa fördelningen mellan PCDD/F och dl-PCB har i genomsnitt varit likartad vid samtliga fångstplatser. Detta är förväntat då laxen som vandrar upp i Norrlandsälvarna för att leka under en stor del av sitt vuxna liv levt pelagiskt i södra Östersjön och därmed utsatts för en likartad exponering av dioxinlika ämnen över tid.



Figur 27. Halter av dioxinlika ämnen i lax från Bottenviken och Bottenhavet. Cirkeldiagrammens storlek speglar summahalten av Σ PCDD/F + dl-PCB från respektive lokal (visas som median, antalet analyser anges inom parentes). Det relativa bidraget till summahalten av PCDD/F respektive dioxinlika PCB:er framgår också.

En avtagande trend vad gäller halter av dioxinlika ämnen i analyserade laxprover har kunnat observerats (Fig. 28). Den avtagande trenden syns för både PCDD/F och dl-PCB. Variabilitet i halter har varit relativt likartad mellan varje år. Att halterna av dioxinlika ämnen successivt minskat innebär att de under senare år generellt underskridit EU:s gränsvärden för saluföring för både Σ PCDD/F och Σ PCDD/F + dl-PCB. Att halterna minskat är i linje med vad svenska och danska livsmedelsmyndigheter också rapporterat (Bergkvist & Aune, 2020). Det är framförallt halter av dioxinlika PCB:er som minskar, vilket är logiskt med tanke på att ämnesgruppen varit förbjuden att använda sedan decennier tillbaka och att förekomsten av PCB i det storskaliga biogeokemiska kretsloppet, om än långsamt, minskar med tiden till följd av nedbrytning och fastläggning i mark och sediment.



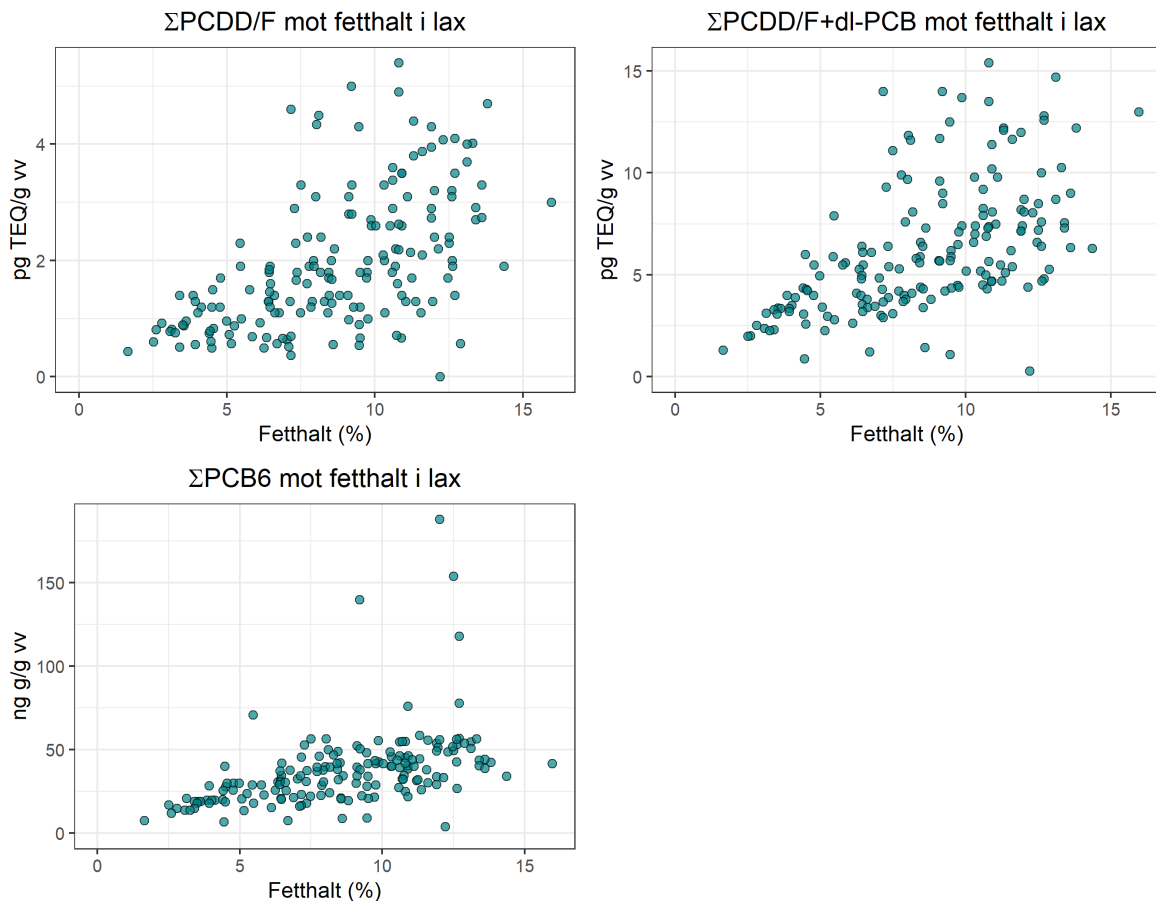
Figur 28. Σ PCDD/F (övre t.v.), Σ PCDD/F + dl-PCB (övre t.h.) och Σ PCB (nedre) i lax 2014–2019 från Bottniska viken. Samtliga analyserade prover redovisas som punkter för respektive år och den svarta kurvan visar trend mellan åren. Röd streckad linje visar EU:s saluföringsgränsvärde för respektive parameter.

Hur fångståret, laxens längd och fetthalt påverkat dess halter av dioxinlika ämnen undersöktes med en linjär mixad modell, där den beroende variabeln var Σ PCDD/F + dl-PCB (Tab. 8) respektive Σ PCDD/F (Tab. 9). Förklarande variabler var fetthalt, fångstår och längd. Fångstplats inkluderades som en normalfördelad slumpvariabel, för att kompensera för eventuell korrelation mellan individer från samma område. Figur 27 visar dock på en tydlig indikation att laxens halter är snarlika oavsett var den fångats.

Tabell 8. Skattade samband mellan $\Sigma\text{PCDD/F}+\text{dl-PCB}$ och fetthalt, vattenområde och längd, utefter linjär mixad modell.

	Estimat	p-värde
Fetthalt	0,22	0,055
Längd	0,058	<0,01**
Fångstår	-0,99	<0,001***

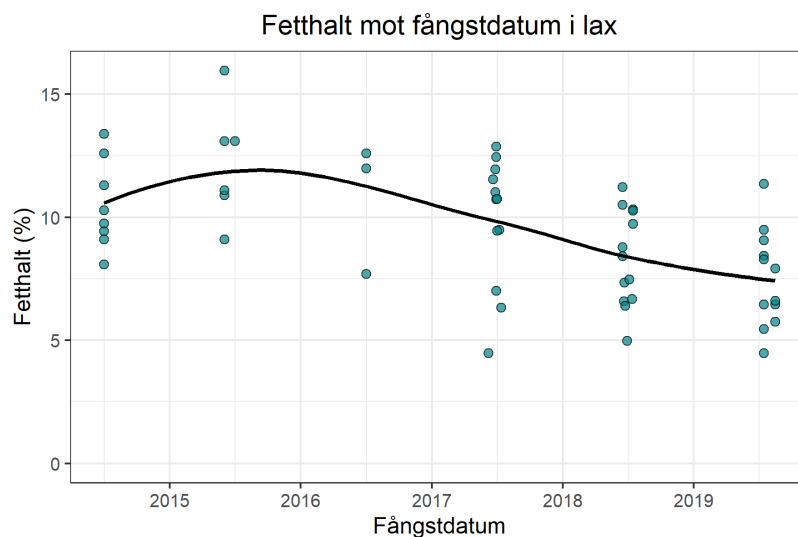
Fetthaltens p-värde var strax över signifikansnivån på 5%. En figur över sambandet med fetthalt visar dock att ett tydligt samband föreligger (Fig. 29), trots att det statistiska testet visade på icke-signifikans (här har även inkluderats de mätningar av replikatprov för lab-jämförelse och nack- och stjärtbitar som utförts inom projektet). En genomgång visade på en negativ korrelation mellan laxens fetthalt och när den fångades, d.v.s. att fetthalterna minskat mellan åren, vilket troligtvis påverkat den statistiska modellen via ett fenomen som kallas *multikollinearitet*, vilket förstörar p-värdena. När samma modell utan "Fångstår"-variabeln anpassades var fetthalten signifikant (p-värde <0,001).



Figur 29. Scatterplot av laxens fetthalt mot halter av de tre summamåtten $\Sigma\text{PCDD/F}$, $\Sigma\text{PCDD/F}+\text{dl-PCB}$ och ΣPCB_6 . I figuren har även mätningar av halt i nackparti, stjärtparti och duplikat för jämförelser inom och mellan laboratorier använts.

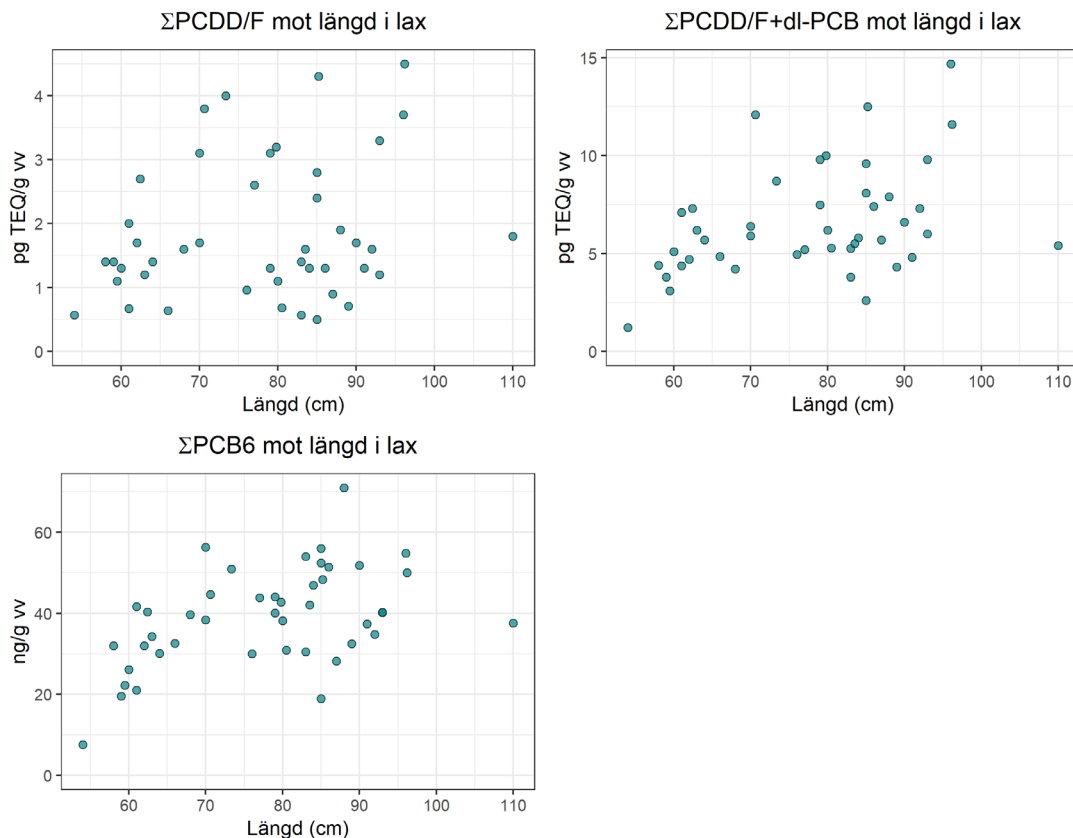
I **Figur 29** hade flertalet individer med hög fetthalt låga halter, men samtidigt syns att individerna med de högsta halterna av dioxin och PCB tillhör de fetare fiskarna. Att halten generellt sett är högre i fetare fisk framkom även vid analyser av endast den lax som analyserats för haltskillnader i nacke, mitt och stjärt (Soroosh et al., 2019). För $\sum\text{PCB}_6$ syns väldigt höga avvikande värden. Vid närmare genomgång fanns att samtliga dessa var från replikatanalyser som utförts av ett laboratorium i Krakow. Originalanalyserna (från samma individer alltså) utförda av det laboratorium som utfört i princip alla projektets analyser visade på halter som underskrider gränsvärdet (75 ng/g vv). Replikaten och de olika delarna är alltså inte med i modellen till grund för **Tabell 8**, utan är endast med i **Figur 29**.

Sambandet mellan fångstår och fetthalt är alltså negativt, vilket indikerar att laxens fetthalt minskar med åren (**Fig. 30**). En delförklaring till de minskande halterna över tid kan alltså vara att även fetthalten minskar över tid. Fetthalten kan dock påverkas av exempelvis laxens kön, om den odlats och satts ut som smolt eller om den är vild och hur långt den vandrat upp för att leka (längre vandring kan förbruka mer av fiskens fettreserv), varför den nedåtgående trenden i **Figur 30** bör tolkas med viss försiktighet.



Figur 30. Scatterplot av fetthalt och fångstdatum i lax. Svart linje markerar skattad trend, beräknad med "loess" (locally estimated scatterplot smoothing).

Estimatet för "Längd" (**Tab. 8**) tolkas som att en längdökning på en centimeter i genomsnitt motsvaras av en ökning av $\sum\text{PCDD/F+dI-PCB}$ med 0,058 pg TEQ/g vv. Ökar längden en decimeter antas alltså halten öka med 0,58 pg TEQ/g vv. **Figur 31** visar sambandet mellan längden och halten av de tre summamått av dioxiner och PCB.



Figur 31. Scatterplot av laxen längd mot halter av de tre summamått Σ PCDD/F, Σ PCDD/F+dl-PCB och Σ PCB₆.

”Fångstårets” estimat tolkas som att halten minskar i snitt med 0,99 pg TEQ/g vv per år. Detta estimat är dock endast applicerbart på de år som projektet löpt (2014–2019). Mest troligt är att en procentuell avklingning sker. Dessutom, i **Figur 28**, förefaller trenden inte vara varken tydligt linjärt eller procentuellt avtagande. Slutsatsen utifrån dessa data bör stanna vid att halterna med största sannolikhet avtar. Haltminskningens hastighet bör undersökas med längre tidsserier.

Motsvarande analys för Σ PCDD/F gav de resultat som visas i **Tabell 9**. Sambandet med fetthalt förefaller vara svagare för endast dioxiner, jämfört med då dioxinlika PCB var inkluderade. Detsamma gäller även laxens längd, som var icke-signifikant, vilket förstärks av **Figur 31** där väldigt stor spridning i mätvärdena syns, medan för Σ PCDD/F + dl-PCB och Σ PCB₆ förefaller dock sambandet vara starkare. Fångståret är fortsatt signifikant med negativt estimat, vilket indikerar att halterna avtar med tiden. Vid enkel linjär regression mellan fetthalten och Σ PCDD/F, alltså när inte fångstår och längd inkluderats i modellen till grund för **Tabell 8**, var dock sambandet signifikant. Fetthaltens korrelation med fångståret påverkar troligtvis analysen även i detta fall. Däremot, som sagt, är spridningen stor, att jämföra mot exempelvis motsvarande i sik, där mycket tydligare korrelation syns.

Tabell 9. Skattade samband mellan Σ PCDD/F och fetthalt, vattenområde och längd, utefter linjär mixad modell.

	Estimat	p-värde
Fetthalt	0,056	0,27
Längd	0,012	0,18
Fångstår	-0,41	<0,001***

Öring

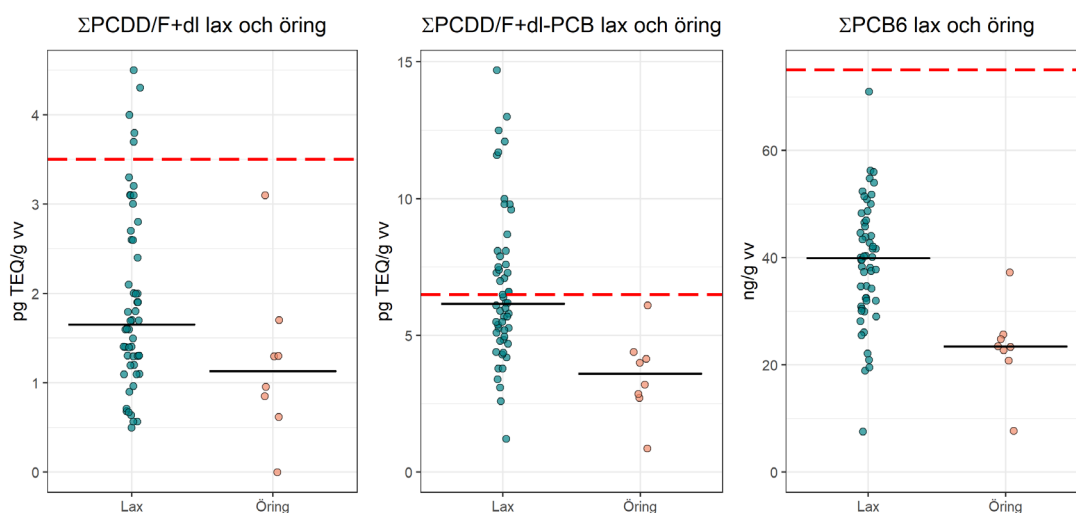
I **Tabell 10** presenteras morfometriska parametrar uppmätta i insamlad havsöring från Norrlandskusten (Torne, Indalsälven och Norrsundet). Öringen har insamlats under 2017–2019 och utgörs av åtta analyserade individprover. Jämfört med laxproverna har öringen varit mindre, medellängd 56 cm och medelvikt 2 kg. Konditionsfaktorn har dock varit lik den för lax; omkring 1. Öringen har i genomsnitt också varit magrare än laxen, den genomsnittliga fetthalten är 6,3 % jämfört med laxens medel på 9,4 %.

Tabell 10. Morfometriska parametrar för insamlad öring från Bottniska viken under perioden 2017–2019. Avser medelvärden (fetstilt) och min- och maximum (parantes).

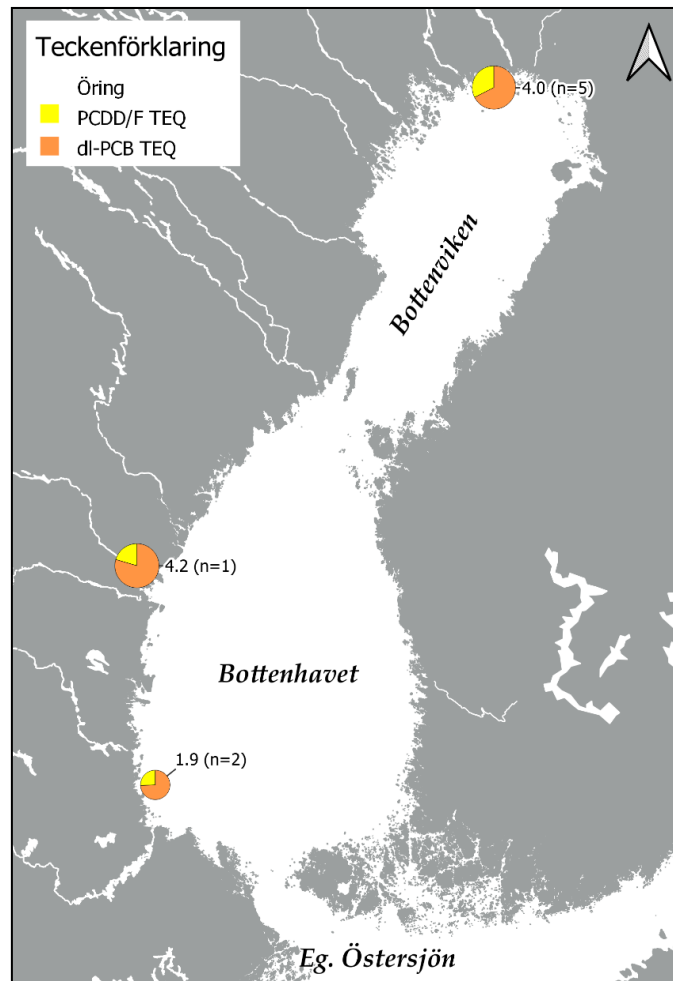
Art	Antal	Längd (cm)	Vikt (g)	CF (-)	Fetthalt (%)
Öring	8	56 (49–66)	2 000 (1 100–2 800)	1,1 (0,82–1,4)	6,3 (0,49–9,6)

Jämfört med lax är underlaget för havsöring mer begränsat (8 individprover). Resultaten pekar mot att öring generellt har lägre halter jämfört med lax (**Fig. 32**). Inget av öringsproverna överskred något gränsvärde för dioxinlika ämnen och icke dioxinlika PCB:er. Öringen har en snarlik fysiologi och ett likartat födoval som lax. Att det föreligger en skillnad i halter mellan lax och öring beror sannolikt till del av skillnader i fetthalt och möjligen också av att öringen lever mera stationärt i Bottniska viken medan laxen som fångas längs Norrlandskusten levt större delen av sitt i södra Östersjön där belastningen av dioxinlika ämnen genom atmosfärisk deposition är högre (Wiberg et al., 2013). Den geografiska variationen av analyserade prover samt fördelningen mellan PCDD/F och dl-PCB framgår av **Figur 33**.

Halterna i **Figur 32** testades för skillnad mellan arterna via envägs-ANOVA. Resultaten visade på signifikant lägre halter i öringen än i laxen avseende Σ PCDD/F+dl-PCB och Σ PCB₆ (p-värden: <0,01 och <0,001). Den skillnad som syns för Σ PCDD/F kunde inte säkerställas statistiskt (p-värde= 0,08).



Figur 32. Uppmätta halter av dioxinlika ämnen i lax och havsöring från Bottniska havet, där varje punkt i grafen representerar ett prov och svart linje medianen. Röd linje markerar EU:s saluföringsgränsvärden för respektive parameter (3,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F, 6,5 pg TEQ/g vv för Σ PCDD/F + dl-PCB samt 75 ng/g vv för Σ PCB₆).



Figur 33. Halter av dioxinlika ämnen i öring från Bottenviken och Bottenhavet. Cirkeldiagrammens storlek speglar summahalten av Σ PCDD/F + dl-PCB från respektive lokal (visas som median, antalet analyser anges inom parentes). Det relativa bidraget till summahalten av PCDD/F respektive dioxinlika PCB:er framgår också.

Födoval och betydelse av trofisk nivå

Eftersom många hydrofoba och persistenta föroreningar biomagnifieras, d.v.s. anrikas upp i födoväven är det viktigt att förstå födovävsinteraktionerna i ett system. Ett mått på detta är en organisms trofiska position (TP) eller med andra ord, trofinivå. Den trofiska positionen kan beräknas genom att studera en konsuments diet med hjälp av maganalyser men denna metod är vansklig eftersom man endast får en ögonblicksbild av vad djuret har ätit enär födan kan vara variabel över ett längre tidsperspektiv. Dessutom underskattas lätt födoorgansimer som är lättnedbrytbara eller för små för att enkelt kvantifieras visuellt (Matley et al., 2018). Ett alternativ är att analysera vävnadsinnehåll med avseende på kväve och kol samt två av deras isotoper ^{14}N / ^{15}N och ^{12}C / ^{13}C , och för en organism ta fram en specifik isotopsignatur. Med utgångspunkt från denna kan man dra slutsatser om vilken typ av föda som konsumerats och därmed placera en organism i den lokala näringsväven. Stabila isotoper erbjuder ofta ett bättre alternativ eftersom de inte är beroende av visuell identifikation och integrerar en organisms födohistorik under en längre period (Vander Zanden et al., 1997). Mekanismen man utnyttjar för att beräkna trofisk position är att andelen/kvoten kväveisotop, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (som benämns $\delta^{15}\text{N}$), relativt födodjurets, ökar med ökande trofinivå. Anrikningen har i metaanalyser visat sig ligga inom spannet är 3-4‰ mellan trofinivåer (Deniro & Epstein, 1981; Peterson & Fry, 1987). Idag används dock oftast 3,4 som s.k. trofisk fraktioneringskonstant vid beräkningar av trofisk position (Post, 2002).

För kol som inte anrikas på samma sätt som kväve anges den trofiska fraktioneringskonstanten till 0,4 ‰ (Post 2002). Andelen ^{13}C , d.v.s. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ (benämns $\delta^{13}\text{C}$) i biota speglar födovallets (kolets) ursprung, exempelvis om kolet är av terrestert eller akvatiskt ursprung, eller för helt akvatiska miljöer, om födan har sitt ursprung i litoralen eller i pelagialen där littoral födokällor generellt är mer anrikade i ^{13}C jämfört med pelagiala (Peterson & Fry, 1987; Boutton, 1991; Post, 2002; Visconti et al., 2014).

Resultat från miljöövervakningsprogram behöver för att vara jämförbara, justeras till en specifik trofisk position. Den rekommenderade metoden för att göra detta är just med hjälp av stabila isotoper ($\delta^{15}\text{N}$) (European Commission, 2014). Detta görs i överensstämmelse med EU:s vattendirektiv (WFD) för att möjliggöra jämförbarhet med miljökvalitetsstandarder enligt EQSbiota.

En organisms isotopiska signatur kan variera över tid och rum. Denna variation styrs dels av vilken föda som konsumeras dels av andra underliggande orsaker som påverkar självaste botten på näringskedjan, d.v.s. primärproducenterna. Detta kan, t.ex. vara cyanobakterieblomningar vilka genom kvävefixering anrikas relativt högre andel lätt ^{14}N kväve och på vis sänker kvävesignalen hos de organismer som konsumerar dem eller kväverening i vattenreningsverk där lätt kväve avlägsnas i reningsprocessen genom bakteriell nitrifikation/denitrifikation och ger en motsatt effekt (Savage, 2005).

Eftersom olika faktorer kan påverka basen i födoväven kommer även en organisms observerade trofiska position att variera i förhållande till denna bakgrundsnivå. För att kunna skatta den sanna trofiska positionen behövs därför kunskap om den isotopiska baslinjen. Primärproducenterna, som utgör födovävens basnivå, representerar den bästa baslinjen eftersom deras "diet" mer eller mindre är fixerad. Att mäta isotopsignalen hos primärproducenter från miljöprover är dock komplicerat eftersom det är praktiskt svårt att separera heterotrofa mikroorganismer från insamlat material (del Giorgio & France, 1996). Därför är det mycket vanligt att en primärkonsument med bestämd och avgränsad diet, t.ex. växtätande snäckor och musslor, istället används som baslinjeorganism (Post, 2002; Vourio et al., 2007). Eftersom baslinjen kan variera både rumsligt och

temporalt beroende på geokemiska och biologiska processer är det önskvärt att om möjligt samla in både baslinjedata och provmaterial vid samma tidpunkt och från samma område.

För att bättre förstå varför strömming (*Clupea harengus*) från olika lokaler i Östersjön och Bottniska viken (Bottenviken och Bottenhavet) uppvisar olika höga halter av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er omfattar detta projekt även provtagning för analys av stabila isotoper. Frågan vi vill besvara är på vilket sätt, om något, som strömmingens trofiska position har betydelse för den variation i dioxinhalter som vi sett.

Strömming

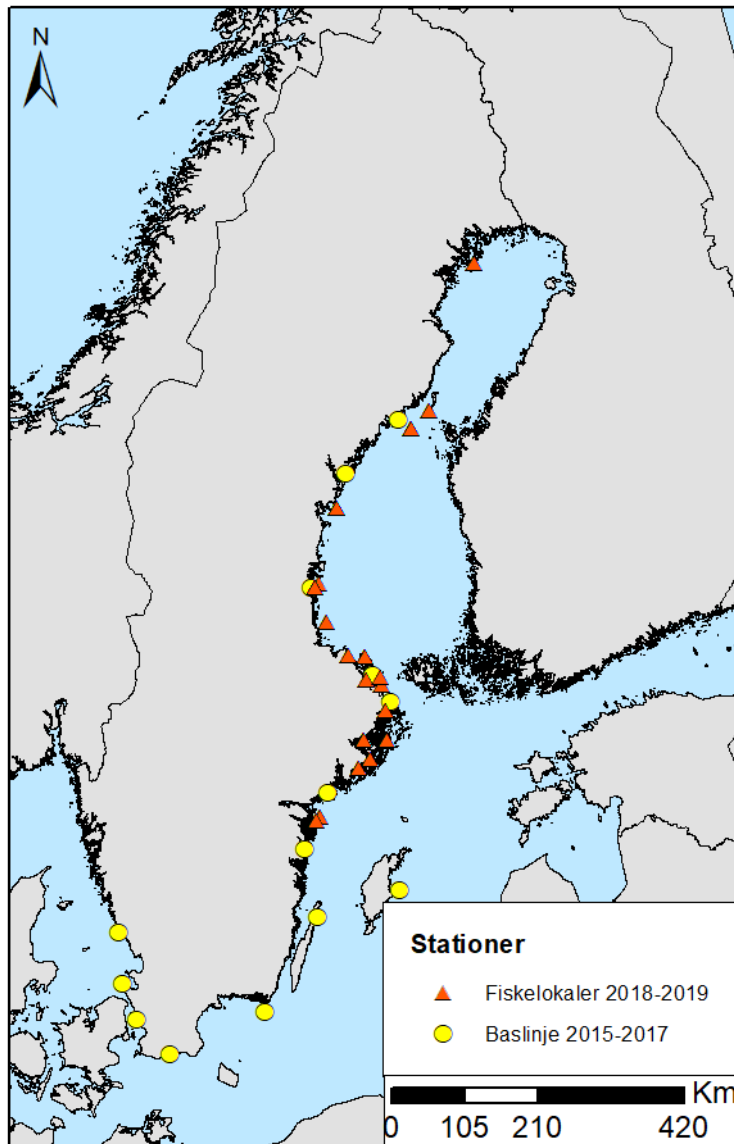
Strömming från 21 lokaler analyserades med avseende på andelen stabila isotoper av kol (C) och kväve (N). 188 individer, fångade 2018–2019 valdes slumpvis ut från större provfiskefångster, inom ramen för projektet. Utvalda lokaler sträcker sig längs kusten från Oxelösund i Östersjön till norra Espen i Bottenviken. Antal individer per lokal varierade mellan 3 och 36 (typvärde = 6) (Tab. 11). En jämn fördelning mellan kön (per lokal) eftersträvades där så var möjligt. Samtliga fiskar analyserades på individnivå.

Tabell 11. Fiskelokaler, områdesindelning, antal analyserade samt insamlingsår.

Vattenområde	Lokal	Antal	År
Bottenhavet	Bondhamn	24	2018
Bottenhavet	Bottenhavet 1	6	2019
Bottenhavet	Bottenhavet 2	3	2019
Bottenhavet	Grisslehamn	6	2019
Bottenhavet	Gräsö	12	2019
Bottenhavet	Gudinge	6	2019
Eg. Östersjön	Gälö	6	2019
Bottenhavet	Hargshamn	6	2019
Bottenviken	Holmöarna	6	2019
Bottenviken	Kvarken	6	2018
Eg. Östersjön	Lilla Nassa	11	2018
Bottenviken	N. Espen	6	2018
Bottenhavet	Norrsundet	6	2018
Eg. Östersjön	Norrtälje	6	2019
Eg. Östersjön	Runmarö	6	2019
Innerskärgård	Vaxholm	12	2018 & 2019
Bottenhavet	SD30	36	2018
Bottenviken	SD31	6	2018
Bottenhavet	Singö	6	2019
Eg. Östersjön	Oxelösund	6	2019
Eg. Östersjön	Vålarö	6	2019

Ingen specifik insamling av baslinjeorganismer (primärproducerade alger, vattenväxter eller bentiska primärkonsumenter) gjordes inom ramen för projektet. För beräkningar av trofisk position hos strömming användes istället isotopdata för blåmussla (*Mytilus edulis*) och östersjömussla (*Limecola balthica*) insamlad i Östersjön och Bottniska viken under perioden 2015–2017 (Karlsson et al., 2019). Från studien, som anger medelnivå av $\delta^{13}\text{C}$ och $\delta^{15}\text{N}$ från fjorton provtagningsstationer längs svenska kusten, har vi hämtat isotopdata från sex lokaler, insamlade under åren 2015–2017 och använt som baslinje-approximation (Fig. 34). Baslinjedata kopplades ihop med fångstplats för strömming baserat på geoposition och "nearest neighbour" algoritmen i GIS-

programmet QGIS (QGIS Development Team, 2019): d.v.s. baslinjedata parades med fångstplats baserat på närmaste avstånd. Karlsson et al. (2019), visar även att variationen av $\delta^{15}\text{N}$ -signalen är relativt stabil över tid (fluktuationen för $\delta^{15}\text{N}$ är ca $\pm 1 \text{ ‰}$) varför vi anser att detta kan utgöra en acceptabel baslinje-approximation. Vi har för våra beräkningar antagit ett $\delta^{15}\text{N}$ -värde för blåmussla lika med två. Trofisk fraktioneringskonstant för ^{15}N antas vara 3,4 vilket är det universella medelvärdet som oftast används i dessa sammanhang (Post, 2002).



Figur 34. Översiktsskarta över provtagningspunkter för isotopisk baslinje samt fiskelokaler för strömning.

Preparering av fisk inför analys av stabila isotoper genomfördes vid institutionen för akvatiska resurser, SLU, Sötvattenslaboratoriet i Drottningholm. Frusen muskelvävnad, tagen dorsalt på fisken, preparerades så att endast ren muskel användes (skinn och subkutant fett avlägsnades). Proverna torkades till konstant vikt i värmeskåp vid ca 55°C och maldes efter torkning till ett fint pulver (homogenat). Torkat homogenat placerades avslutningsvis i tennkapslar och vägdes inför analys.

Analys av stabila isotoper utfördes av institutionen för skogens ekologi och skötsel (SSIL), SLU, Umeå. Isotopanalysresultaten omfattar fraktion (andel) total-kol (ωC) respektive total-kväve (ωN),

uttryckt som gram C respektive gram N per gram torrsvikt muskelvävnad, samt isotopkvoterna $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ och $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$. Isotopkvoten benämns fortsättningsvis $\delta^{13}\text{C}$ respektive $\delta^{15}\text{N}$. Samtliga provomgångar kördes med etablerade ämnesstandarder (referensmaterial) inkluderade och justerades för eventuella systematiska avvikelser och för provstyrka. Deltavärdena, $\delta^{13}\text{C}$ och $\delta^{15}\text{N}$ anges i ‰ och beräknas i relation till de vedertagna internationella standarderna VPDB (Vienna PeeDee Belemnite) för kol och atmosfärisk N_2 för kväve. Eftersom hög fetthalt (> 5%) kan påverka $\delta^{13}\text{C}$, lipidkorrigerades kolisotopvärdena baserat på provets C:N-kvot (Post et al., 2007).

För att utvärdera den isotopiska baslinjens lämplighet för beräkning av trofisk position gjordes en rimlighetsbedömning baserad på tidigare kunskap om strömmingens födoval och förväntade trofiska position (Kline et al., 1998). Eftersom andelen rovlevande mysider (punggräkor) ökar i strömmingars diet med storlek och tid på året (Link & Garrison, 2002; Casini et al., 2004) bör man också förvänta sig se ett svagt positivt samband mellan kroppsstorlek, säsong och trofisk position. Förhållandet mellan dessa variabler testades statistiskt med en linjär mixad modell där fångstplats antogs vara en normalfördelad slumpvariabel. Vid bedömning av mätfelet i den skattade trofinivån togs naturlig årsvariation, felmarginal i den trofiska fraktioneringskonstanten och mätfel i den kemiska analysen i beaktning, eftersom dessa tillsammans bidrar till den sammanväga osäkerheten.

För att försöka identifiera relevanta biologiska parametrar som skulle kunna förklara uppmätta halter hos östersjöströmming testades en rad olika statistiska modeller, en för varje kongengrupp, uttryckt som toxiska ekvivalenter (TEQ). Modellerna specificerades som linjära mixade modeller där fiskeplats hanterades som en slumpvariabel. Som förklaringsvariabler användes medelvärden av fetthalt, ålder, trofinivå, $\delta^{13}\text{C}$ samt insamlingsmånad för de individer som ingick i ett samlingsprov. Som responsvariabler användes $\Sigma\text{PCDD/F}$ TEQ, $\Sigma\text{PCDD/F} + \text{dl-PCB}$ TEQ och ΣPCB_6 . Responsvariablerna log- eller kvadratrotstransformerades. Standardavvikelsen av den beräknade trofiska positionen undersöktes också för att kontrollera att den beräknade medeltrofinivån var representativ för samlingsprovet. Prover med starkt avvikande standardavvikelse exkluderades från vidare analys.

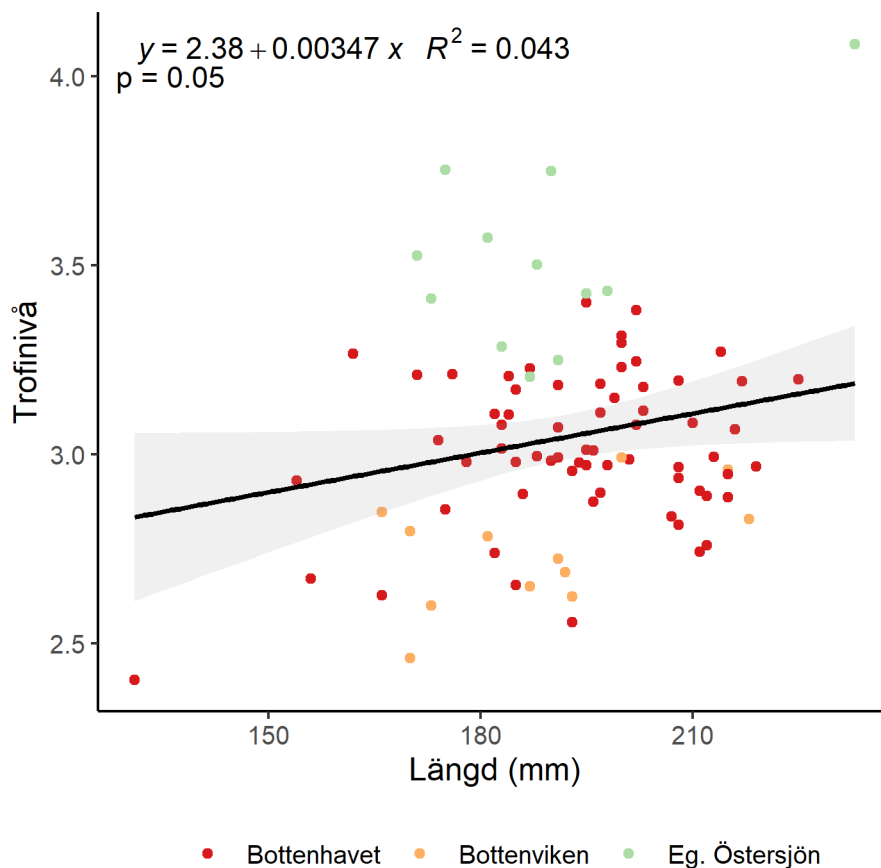
Strömming lever huvudsakligen av växtätande djurplankton. Därmed bör man förvänta sig en trofisk position ~ 3 (Möllmann & Köster, 1999; Casini et al., 2006). Det är dock känt att strömming även kan äta rovlevande djurplankton som mysider och i viss mån, även fiskyngel (Flinkman et al., 1992; Link & Garrison, 2002; Casini et al., 2004). Indirekt kan strömmingens trofinivå också påverkas av att primärkonsumenterna konsumerar heterotrofa mikroorganismer (Hansson et al., 1997). Vi kan därmed tänka oss två extrema värden inom vilka den uppmätta trofinivån borde ligga inom:

- i) strömming livnär sig uteslutande på primärkonsumenterna (djurplankton) som i sin tur är 100% herbivora. Detta resulterar i en trofinivå = 3.
- ii) Djurplankton livnär sig på 50% heterotrofa mikroorganismer och 50% växtplankton. Strömming konsumerar 70% djurplankton och 30% djurplanktonätande mysider eller fiskyngel (Möllmann et al., 2004) vilket motsvarar en trofinivå = 3,8.

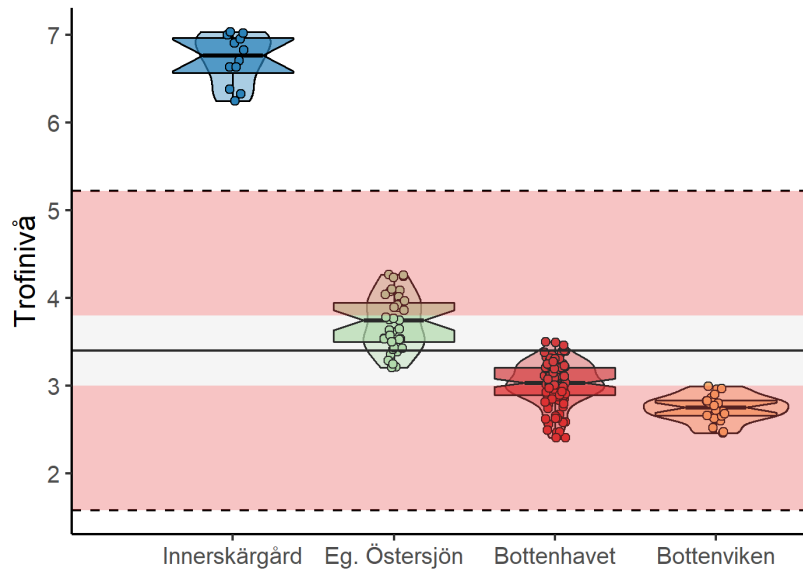
Det är därmed sannolikt att strömmingens sanna trofinivå varierar mellan 3 och 3,8 vilket också är i linje med litteraturen där ett globalt medelvärde på 3,4 anges (Fishbase.se, 2020). Tar man även hänsyn till osäkerheterna i parametrarna som används för att beräkna den trofiska positionen resulterar detta i ett spann på (1,6–5,2).

Strömmingar insamlade längs med östersjökusten 2018–2019 skattades i huvudsak till en trofinivå mellan 2,5 och 4. Sambandet mellan trofinivå och längd var som förväntat svagt positivt (**Fig. 35**)

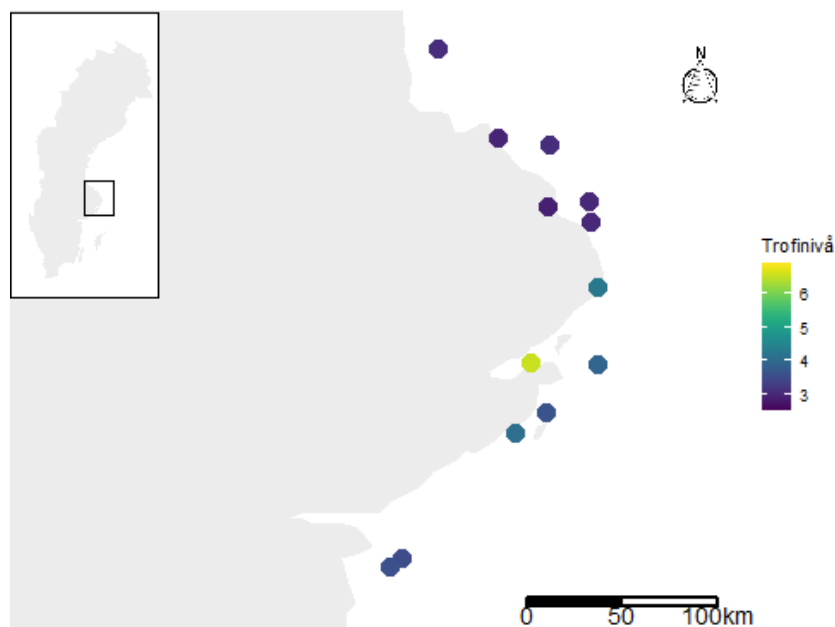
och bekräftades av statistisk signifikans vid anpassning av den mixade modellen. Om den sammanvägda osäkerheten i skattningen av trofinivå inkluderas i bedömningen (Fig. 36) är dessa resultat i linje med tidigare kunskap om strömmingars födoval (Möllmann & Köster, 1999; Casini et al., 2006). Det är dock tydligt att strömming från innerskärgården (Vaxholm) avviker från detta mönster med en beräknad trofinivå på ca 7 (Fig. 36). Även ett prov insamlat på Gälö hamnar inom detta kluster och är sannolikt ett felmärkt prov. Den beräknade trofinivån i Vaxholm är orimligt hög och saknar en tydlig biologisk koppling. Det är dock troligt att avvikelser beror på ett felaktigt baslinjevärde, vilket här härrör från Simpnäsklubb utanför Väddö, d.v.s. betydligt mer utomskärs och norrut från Vaxholm där den isotopiska signaturen troligen är annorlunda. I Figur 37 ser man också tydligt att trofinivån skiljer sig mellan Stockholms innerskärgård och öppet hav. Denna typ av kustnära anrikning av ^{15}N kan uppstå till följd av bakteriell nitrifikation/denitrifikation i vattenreningsverk. Dessa kemiska processer orsakar en selektiv eliminering av lättare kväve-isotoper, s.k. fraktionering, vilket leder till en högre isotopisk baslinje (Hansson et al., 1997; Savage & Elmgren, 2004; Savage, 2006) och kan feltolkas som en förhöjd trofinivå hos konsumenter om en felaktig, lägre baslinje används.



Figur 35. Samband mellan trofinivå och fisklängd. Färgkodningen visar olika områden i Östersjön. Innerskärgården är exkluderad från denna analys.



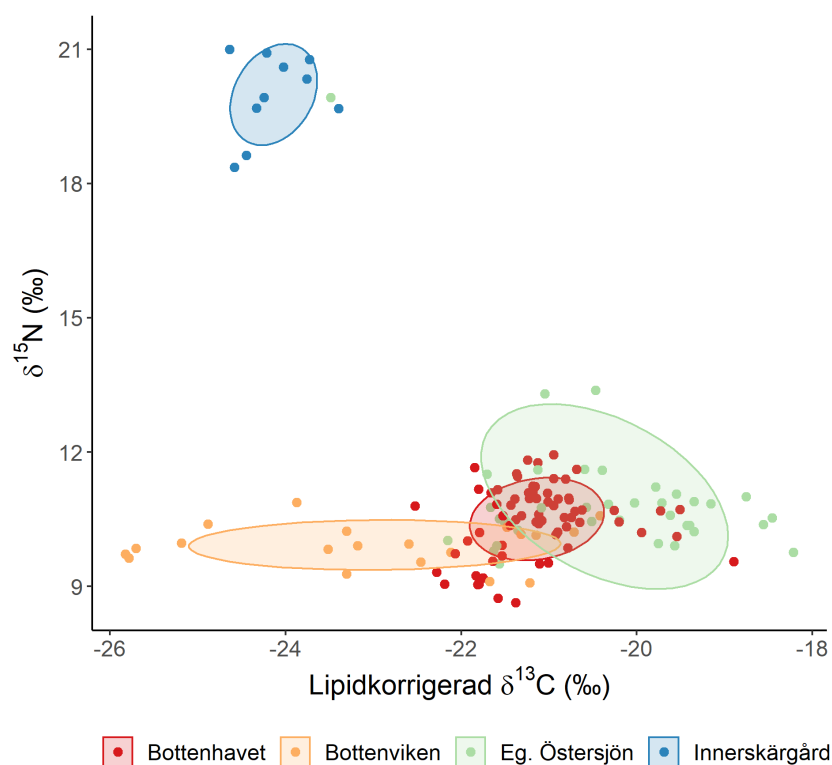
Figur 36. Trofinivå i olika delar av Östersjön visade i syd-nordlig riktning. Punkter visar värden för enskilda strömningar. Box visar första och tredje kvartilen där den horisontella linjen motsvarar medianen. Lång, heldragen horisontell linje visar den teoretiska medeltrofinivån och grå band tänkbart spann vid olika sannolika dietsammansättningar. Den lägsta nivån antar en diet som består av 100% djurplankton som i sin tur livnärs sig på 100% växtplankton. Den övre nivån antar en strömmingsdiet bestående av 70% mindre djurplankton som lever av 50% växtplankton och 50% heterotrofa mikroorganismer, samt 30% djurplanktonätande mysider. Röda band visar förväntad osäkerhet p.g.a. fluktuationer isotopisk baslinje, trofisk fraktionering och analytisk osäkerhet. Violinplottarna visar fördelningen av data. Två extremvärden är borttagna då dessa identifierades som outliers.



Figur 37. Medeltrofinivå hos strömning på olika lokaler längs Svealandskusten. Lokalerna är i ordning från syd till nord Oxelösund, Vålarö, Gålö, Runmarö, Lilla Nassa, Vaxholm, Norrtälje, Grisslehamn, Hargshamn, Singö, Gräsö och Gudinge.

Eftersom ^{13}C inte anrikas i vävnader i samma utsträckning som ^{15}N kan $\delta^{13}\text{C}$ användas som en "markör" för att grovt spåra födokällor och rörelsemönster (Kline et al., 1998; Post, 2002). I kombination med $\delta^{15}\text{N}$ kan man få en bild av en organisms resursutnyttjande genom att studera den individuella variationen i kol och kväveisotopsignal (Simenstad, 1985).

Östersjöströmming av liknande storlek uppvisar i medelvärde och över året relativt liknande habitat/födoutnyttjande (Fig. 38). Egentliga Östersjön och Bottenhavet har isotopiskt liknande signaler och grupperna överlappar till stor del både i avseende på kol och kväve. Egentliga Östersjön är dock mer anrikt i ^{13}C jämfört med Bottenhavet och framförallt Bottenviken vilket troligtvis är kopplat till högre påverkan av avrinning från vattendrag i norra delen av Sverige där kolet till större del är av landbaserat ursprung (Peterson & Fry 1987, Rolff & Elmgren 2000). Tydligt avvikande är igen strömming från Vaxholm som uppvisar en samlad isotopisk signal med höga $\delta^{15}\text{N}$ och låga $\delta^{13}\text{C}$ -värden.

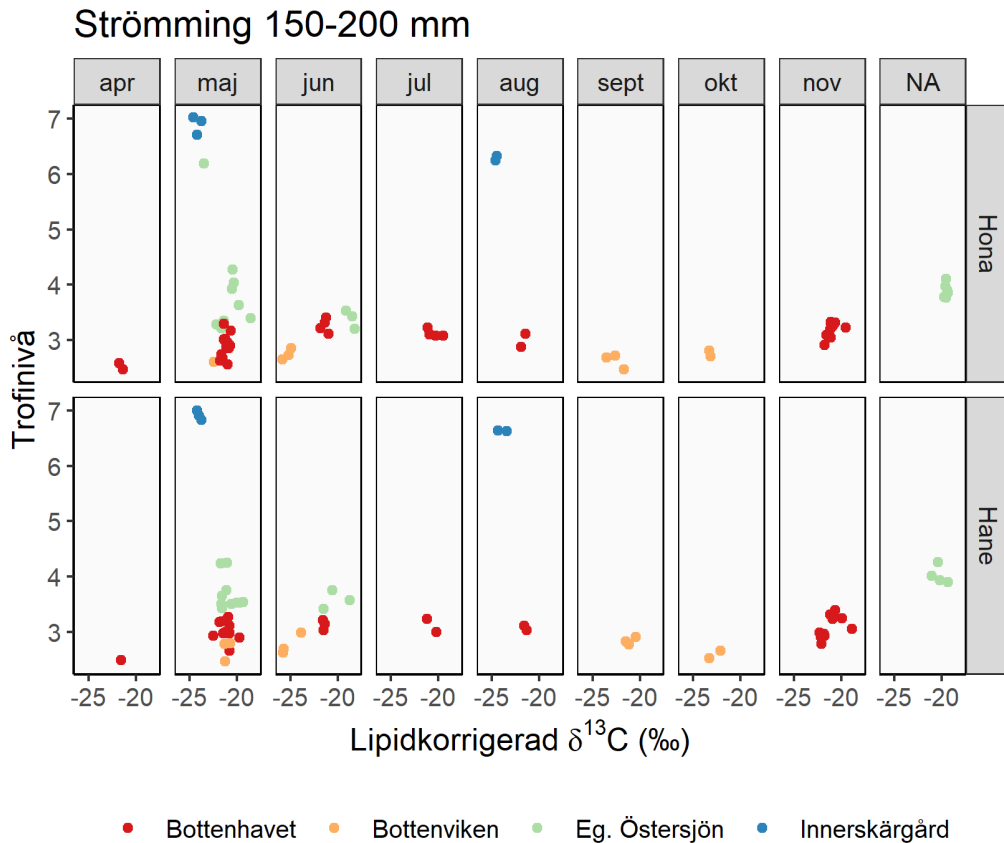


Figur 38. Isotopisk biplot för strömming (15–20 cm) från olika lokaler i Östersjön. Punkter visar individuella värden för $\delta^{13}\text{C}$ och $\delta^{15}\text{N}$. Färgade fält visar nischbredd – desto större area, desto mer varierad föda.

En intressant observation i detta sammanhang är att $\delta^{13}\text{C}$ -nivåerna sammanfaller för prover från Bottenviken, Bottenhavet och egentliga Östersjön i maj men separerar tydligt i varje havsområde under juni. $\delta^{13}\text{C}$ för strömming från innerskärgården (Vaxholm) är dock relativt stabilt under maj och augusti (Fig. 39). Sammantaget kan detta tolkas som att strömming från större delen av Östersjön utnyttjar samma habitat tidigt på våren men separerar senare på säsongen när de vandrar in mot kusten för lek. Detta mönster är inte synligt för Vaxholmsströmmingen vilken också avviker kraftigt i trofinivå.

Den avvikande trofinivån och avvikande $\delta^{13}\text{C}$ -värdena kan tyda på ett lokalt bestånd av strömming som troligtvis uppehåller sig långa perioder i närheten av lekområdet. Hade strömmingen endast vandrat in temporärt för lek borde dess trofinivå ligga mer i linje med de

prover som samlats in längre ut på kusten. Om lokala bestånd är mer generellt förekommande antyder det att strömming, som huvudsakligen anses vara en pelagial art som befinner sig kustnära endast sporadiskt, påverkas av lokala föroreningar i högre utsträckning än man tidigare trott.



Figur 39. Trofisk position och $\delta^{13}\text{C}$ för strömming inom storleksintervallet 15-20 cm insamlad längs med östersjökusten över året och per kön.

Två samlingsprover uppvisade höga standardavvikelser för trofisk position (Egentliga Östersjön och Bottenhavet) vilket drevs av två individer med avvikande trofisk position. Dessa prover exkluderades från vidare statistiska analyser då medeltrofinivån inte bedömdes vara representativ för samlingsprovet. Av de undersökta förklaringsvariablerna var det endast ålder som var statistiskt signifikant och regressionskoefficienten positiv, vilket innebär att när alla andra förklaringsvariabler hålls konstanta (tas hänsyn till) så ökar dioxinhalterna i strömming med ålder. Signifikansen noterades vid modellenpassning av halter PCDD/F samt PCDD/F+dl-PCB (p-värde <0,001). Övriga förklarande variabler var: trofinivå, $\delta^{13}\text{C}$, ålder, fetthalt och fångstmånad. Detta visar att strömming i Östersjön bioackumulerar dioxiner och dioxinlika PCB:er vilket är i linje med tidigare undersökningar (Wiberg et al., 2013). Sannolikt är detta även kopplat till lägre tillväxthastighet. Tillväxten tenderar att sakta ned när en fisk når reproduktiv ålder vilket gör att äldre fiskar också växer långsammare (Jobling, 1994). Långsammare tillväxt är i sig också kopplat till lägre metabolisk aktivitet vilket leder till lägre bioackumulationskapacitet (Arnot & Gobas, 2004; Quinn et al., 2019). Man kan dock tänka sig att denna mekanism också kan motverkas av fysiologisk stress som leder till ökad basalmetabolism och passivt upptag via gälar (Arnot & Gobas, 2004).

Eftersom de äldsta strömmingarna generellt återfinns i de nordligaste lokalerna där både salthalt och medeltemperatur är lägre är det sannolikt att dessa upplever en högre grad av fysiologisk stress (Rajasilta et al., 2011), högre metabolisk aktivitet och därmed också högre upptag av svårnedbrytbara föroreningar vilket skulle kunna förklara de högre halterna (fettnormaliserade halter) i Bottenviken och Bottenhavet (se tidigare stycke om strömming i "Halter och trender i undersökta arter och vattenområden"). Låg tillväxthastighet medför också en långsammare uppbyggnad av biomassa och utspädningseffekten, s.k. "growth dilution" blir svagare och föroreningshalterna blir därmed relativt högre.

Att inte fetthalt identifierades som en viktig variabel för bioackumulation av fettlösliga föroreningar i det undersökta strömmingsmaterialet är anmärkningsvärt eftersom en mängd studier visat på denna koppling. Svaga eller obefintliga samband har dock observerats i tidigare undersökningar. Wiberg et al., (2013), t.ex. undersökte strömming längs med den svenska kusten och fann en svag koppling mellan fetthalt och dioxinhalt. På västkusten och Bottenhavet var till och med förhållandet negativt. Liknande mönster har även observerats hos olika arter av laxfisk (Stow et al., 1997). De faktiska mekanismerna bakom detta är oklara men en förklaringskulle kunna vara relativt snabba förändringar i kondition, t.ex. i samband med lek. Föroreningar som normalt är bundna till fettvävnad kan vid snabb viktning redistribueras till andra vävnader istället för att elimineras när fettmetaboliseras (Wiberg et al., 2013).

Trofinivå uppvisade likt fetthalt inget statistiskt signifikant samband med halter av dioxinlika ämnen. Teoretiskt sett skulle man förvänta sig ett sådant samband då det är väletablerat att dioxiner och dioxinlika PCB:er biomagnifieras. Strömming är dock en fisk med relativt snäv diet där endast de allra största individerna kan förväntas konsumera föda på högre trofinivåer. Det realiserade trofiska spannet är därmed inte stort, och om man även tar hänsyn till osäkerheterna i baslinjen så är det observerade resultatet inte särskilt förvånande. För att kunna identifiera ett samband mellan trofinivå och dioxinbelastning hos strömming skulle det behövas mer precisa metoder för bestämning av framförallt baslinjen. För detta ändamål skulle ämnesspecifika isotopanalyser kunna användas där baslinjeinformation kan extraheras från samma prov som ska trofinivå-bestämmas vilket skulle eliminera problem med tid- och rumsspecifik insamling och analys av baslinjeorganismer (Blanke et al., 2017; Ek et al., 2018; Ishikawa, 2018).

Sik

Sik (*Coregonus spp.*) tillhör ett artkomplex med mycket varierande morfologi (storlek, utseende) och födopreferenser (Svärdson, 1979; Amundsen et al., 2004). Detta medför att det inom en sjö kan finnas flera olika ekotyper som antingen är specialiserade på djurplankton eller huvudsakligen lever av bentiska organismer och insektslarver (Svärdson, 1979). Som grupp kan därför siken ha en ekologisk nisch som är mycket bred.

Som ovan redovisas har det identifierats tydliga skillnader i halter av dioxinlika ämnen mellan yrkesfiskefångade sikar i Vänern och Vättern där Vänersik i regel har haft högre halter. Detta mönster förklarades till stor del av fiskens fetthalt som är betydligt högre i Vänersik jämfört med Vätternsik. En ytterligare förklaring skulle kunna vara att Vänersik har en högre trofisk position. Syftet med denna undersökning var därför att jämföra sikens trofiska position i Vänern och Vättern för att se om detta möjligtvis skulle kunna vara en bidragande orsak till de skillnader som observerats i föroreningshalter i sik mellan sjöarna. För att skatta sikens trofiska position i Vänern och Vättern gjordes först ett urval av data för att hitta rumsligt matchande par av baslinjeorganismer och sik. Då baslinjeorganismer och sik i de flesta fall inte insamlades samma år antogs det att årsvariationen inom ett område var försumbar (Tab. 12).

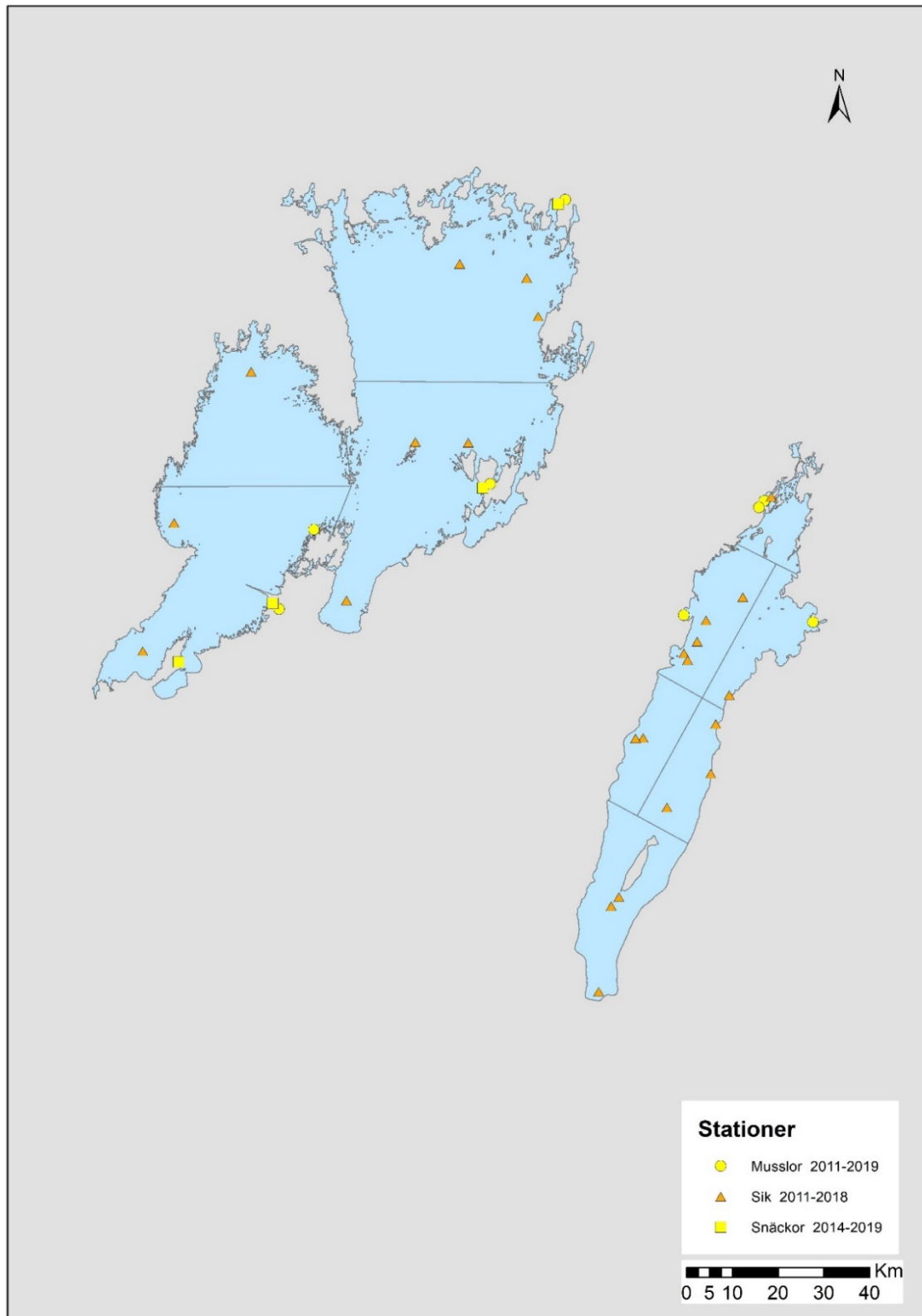
I Vänern fanns två baslinjeorganismer tillgängliga, musslor och snäckor. Musslorna antas återspegla den pelagiska födoväven då de filtrerar vattenkolumnen medan snäckor betar på strandnära alger och påverkas därmed mer av littoral kol- och kvävekällor. Kol och kvävesignalen från både musslor och snäckor användes för att skatta trofinivån i Vänern. Eftersom det är känt att flera olika ekotyper med olika födomönster av sik förekommer tillsammans i både Vänern och Vättern samt att individer kan röra sig mellan litoralen/botten och pelagialen var det lämpligt att inkludera informationen från båda dessa källor.

Vättern har en betydligt brantare strandlinje än Vänern och därför var insamlingen av baslinjeorganismer begränsad till den norra delen av sjön. Sjöns näringsfattiga natur gjorde det dessutom mer komplicerat att överhuvudtaget hitta lämpliga baslinjeorganismer. Därför finns endast data för sötvattensmusslor tillgängligt från ett begränsat geografiskt område (Fig. 40).

För att undersöka lämpligheten i att extrapolera baslinjevärden till okända områden undersöktes korrelationen mellan longitud, latitud och trofisk position. Starka rumsliga mönster och kraftigt avvikande trofinivåer skulle därmed indikera en felaktig baslinjeskattning i de okända områdena.

Tabell 12. Sammanställning av isotopdata för sik och baslinjeorganismer i Vänern och Vättern per år och område.

Sjö	Område	År	Organism	n	medel $\delta^{13}\text{C}$	SD $\delta^{13}\text{C}$	medel $\delta^{15}\text{N}$	SD $\delta^{15}\text{N}$
Vänern	Nordost	2014	Sik	2	-25,1	0,6	13,4	0,5
Vänern	Nordost	2015	Sik	12	-26,0	1,3	12,6	0,5
Vänern	Nordost	2018	Sik	22	-25,0	2,2	11,9	0,5
Vänern	Nordost	2019	Musslor	6	-32,4	0,7	7,7	0,1
Vänern	Nordost	2019	Snäckor	3	-28,5	1,7	6,9	0,2
Vänern	Sydost	2014	Musslor	18	-28,9	3,4	7,3	1,2
Vänern	Sydost	2014	Snäckor	6	-29,3	0,3	7,4	0,2
Vänern	Sydost	2015	Sik	14	-25,8	1,0	12,9	0,4
Vänern	Sydost	2017	Sik	15	-23,8	2,5	12,3	0,8
Vänern	Sydost	2018	Sik	4	-22,7	3,2	12,3	0,7
Vänern	Sydväst	2012	Musslor	17	-26,0	0,4	6,9	0,5
Vänern	Sydväst	2014	Musslor	6	-23,9	4,3	6,2	0,8
Vänern	Sydväst	2014	Snäckor	13	-21,8	1,1	7,1	0,3
Vänern	Sydväst	2017	Sik	14	-23,5	2,3	12,4	0,5
Vättern	Nordost	2014	Musslor	6	-22,7	1,6	6,7	0,1
Vättern	Nordost	2017	Sik	17	-22,1	2,9	11,2	0,6
Vättern	Nordväst	2011	Sik	2	-22,4	0,5	13,3	0,4
Vättern	Nordväst	2012	Sik	10	-23,0	0,6	12,1	0,7
Vättern	Nordväst	2014	Musslor	6	-27,2	1,3	7,8	0,6
Vättern	Nordväst	2014	Sik	4	-23,0	0,8	11,7	0,8
Vättern	Nordväst	2017	Sik	4	-21,2	1,6	12,5	0,5
Vättern	Norr	2011	Musslor	6	-27,2	0,5	5,9	0,3
Vättern	Norr	2014	Musslor	6	-26,9	0,5	6,3	0,5
Vättern	Norr	2017	Sik	5	-22,0	1,4	10,4	0,7



Figur 40. Översiktsskarta över provtagningspunkter för isotopisk baslinje samt fiskelokaler för sik där stabila isotoper har analyserats.

För att beräkna sikens trofiska position användes två metoder. Dels en Bayesiansk ansats där information om alla tillgängliga baslinjeorganismers isotopiska värden användes och där all variation och osäkerhet i parametrarna togs hänsyn till (Quezada-Romegialli et al., 2018), dels en enklare metod som tillät skattning av trofinivå på individnivå. I den Bayesianska ansatsen användes en trofisk diskriminationsfaktor på $3,4 \pm 0,98$ SD för $\delta^{15}\text{N}$ och $0,39 \pm 1,3$ SD för $\delta^{13}\text{C}$ (Post 2002) medan endast kvävesignalen användes i den senare metoden. Alla tillgängliga sikar, oavsett storlek som analyserats för stabila isotoper användes för beräkning av trofisk position. Den Bayesianska metoden ger bästa möjliga skattning av medelvärden och associerade osäkerheter men tillåter inte beräkning av trofisk position på individnivå.

Med den andra, enklare metoden beräknades trofisk position (TP) på individnivå enligt formeln:

$$\text{Ekvation 1} \quad TP = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{2:a \text{ konsument}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{baslinje}}) / \Delta_n$$

Där λ = baslinjens trofiska position (2 för musslor) och Δ_n = den trofiska fraktioneringskonstanten för kväve (3,4). Denna metod tog alltså varken hänsyn till eventuellt förekommande andra baslinjeorganismer eller till kolisotopsignal.

Siken i Vänern är både fetare och större än den i Vättern (Vänern: medellängd= 396 ± 32 mm, Vättern: 357 ± 46 mm). För att testa om den trofiska nivån skiljer sig mellan sjöarna är det viktigt att kontrollera för dessa skillnader. För att testa huruvida fisklängd korrelerar med trofisk position modellerades sikens trofinivå (beräknad enligt ekvation 1) med en linjär mixad modell där fisklängd och sjö modellerades som fixa förklaringsvariabler och fångstplats som en slumpvariabel. Här begränsades data till att endast inkludera individer från områden där baslinjedata fanns tillgänglig.

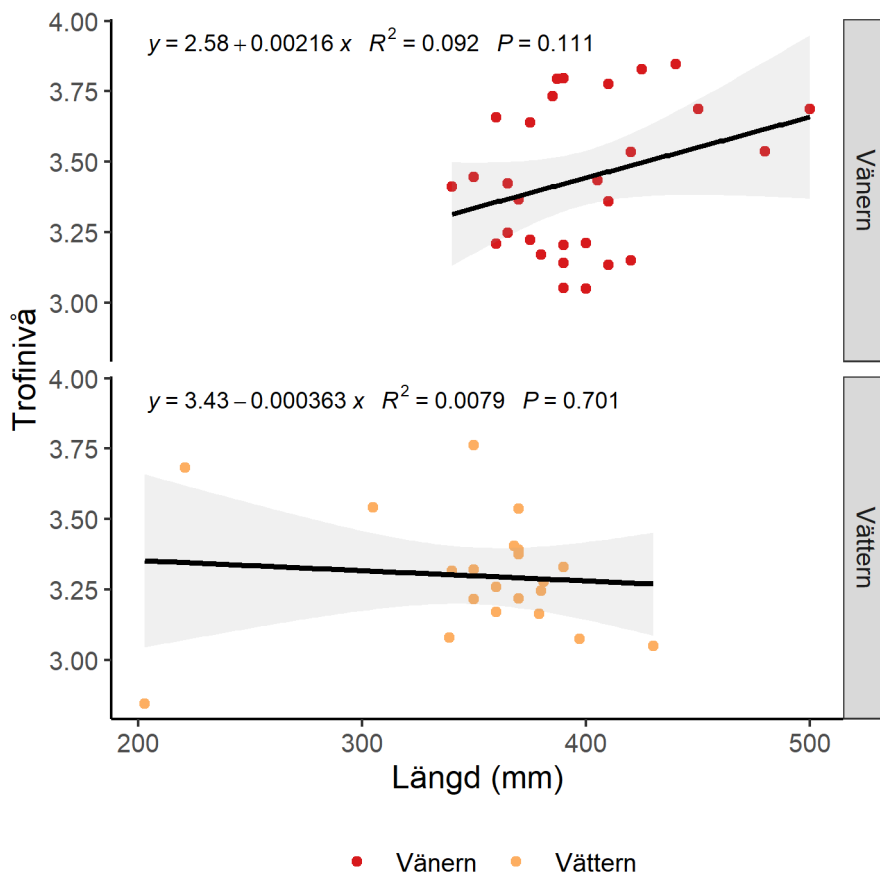
För att undersöka den skattade baslinjens tillförlitlighet och för att upptäcka ev. rumsliga och temporala mönster som skulle kunna störa tolkningen av trofisk position i de två sjöarna undersöktes isotopvariationen grafiskt med avseende på geografisk position och tid.

För att försöka identifiera relevanta biologiska parametrar som skulle kunna förklara halter av dioxinlika ämnen i sik från Vänern och Vättern testades en rad olika statistiska modeller, en för varje kongengrupp, uttryckt som toxiska ekvivalenter (TEQ -viktad summa kemiska föreningar baserat på deras toxicitet uttryckt per g våtvikt prov). Modellerna specificerades som linjära mixade modeller med fiskeområde som slumpvariabel. Som förklaringsvariabler användes medelvärden av fetthalt, fisklängd, trofinivå, $\delta^{13}\text{C}$, insamlingsmånad för de individer som ingick i ett samlingsprov samt sjö (Vänern eller Vättern). Sikar som fångats i områden där baslinjedata saknades exkluderades. Som responsvariabler användes $\Sigma\text{PCDD/F TEQ}$ (klorerade dioxiner och furaner), $\Sigma\text{PCDD/F+ dl-PCB TEQ}$ (plana, "dioxinlika" PCB:er) och ΣPCB_6 (indikator-PCB:er). Responsvariablerna kvadratrotstransformerades för att uppfylla antagandet om homoskedasticitet. Standardavvikelsen av den beräknade trofiska positionen undersöktes också för att kontrollera att den beräknade medeltrofinivån var representativ för samlingsprovet. Prover med starkt avvikande standardavvikelse exkluderades från vidare analys.

Det fanns inget statistiskt signifikant samband mellan fisklängd och trofisk position (Tab. 13, p-värde = 0,28, Fig. 41). Det fanns heller inte någon statistiskt signifikant skillnad i trofisk position mellan sjöarna (Tab. 13, p-värde = 0.40). Detta tyder på att sikens diet är likartad med avseende på trofinivå. Den enskilda dietsammansättningen kan dock skilja mellan både område och sjö. För att få svar på sikens dietsammansättning skulle det behövas en kombinerad analys av både maganalyser och isotopiska mixingmodeller (Stock & Semmens, 2018).

Tabell 13. Statistiska resultat från en linjär mixad modell där trofinivå modellerades som en funktion av olika miljö- och biologiska förklaringsvariabler. Fiskeplats hanterades som en slumpvariabel. Trofisk position beräknades endast i områden där rumsligt matchande baslinjedata fanns tillgängligt.

Variabel	Estimat	p-värde
Längd (mm)	-0,002	0,28
Sjö=Vättern	0,26	0,40



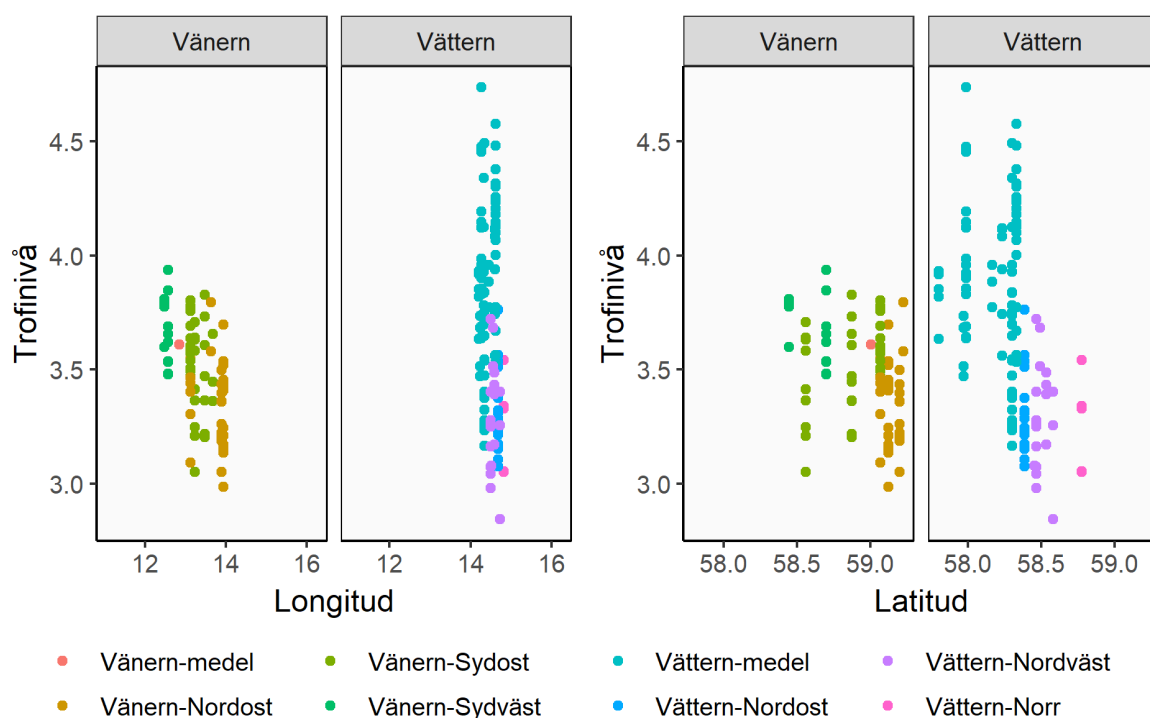
Figur 41. Samband mellan fisklängd och trofisk position i Väner och Vättern i områden där matchande baslinjedata fanns tillgängligt. Grå band visar 95% konfidensintervall.

I Vättern finns en tydlig rumslig gradient där trofisk position ökar med ca en trofinivå från väst till öst och med ca 0,5–1 trofinivå från norr till söder (Fig. 42). Detta mönster kan dock bero på en extrapolering utanför dataområdet. Eftersom ingen baslinjedata finns från södra Vättern är det omöjligt att veta om det vi ser drivs av verkliga dietskillnader eller skillnader i isotopisk baslinje. Den relativt låga variationen i trofinivå i den norra delen indikerar dock att den extrapolerade

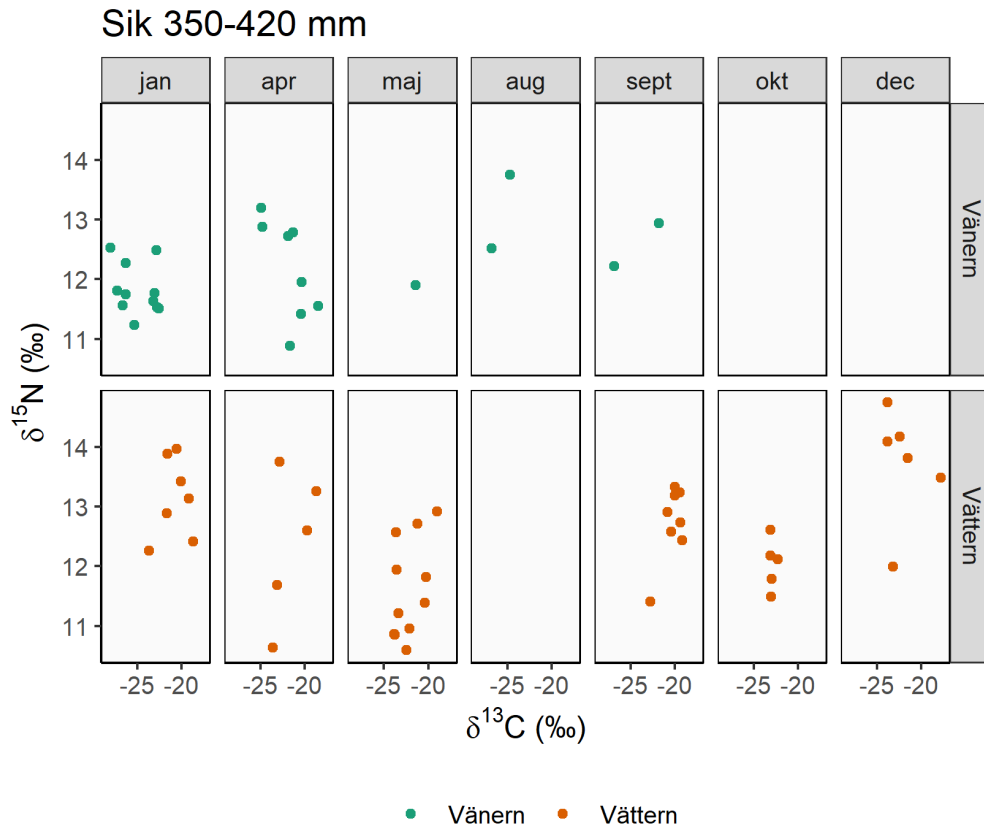
ökningen i söder kan vara en artefakt orsakad av felskattad baslinje. För att klargöra detta skulle baslinjedata, främst från den södra delen av sjön behöva analyseras.

I Vänern var den rumsliga täckningen i baslinje betydligt bättre och här varierar trofinivån mindre jämfört med Vättern. Det finns dock en viss gradient i öst-västlig riktning med något högre trofinivå i Dalbosjön (Fig. 42). Ökningen är dock relativt marginell och skulle kunna orsakas av lokala födobetingelser.

Sett över tid verkar det finnas en säsongsvariation, huvudsakligen i Vättern med högre kvävevärden på vår-vintern jämfört med sommar-höst (Fig. 43). Det är dock osäkert huruvida detta är en variation orsakad av dietförändringar över säsongen eller skiften i den baslinjen; vårvinterproverna är huvudsakligen från södra Vättern där baslinjedata saknas. I Vänern är dataunderlaget koncentrerat till våren vilket gör att inga mönster kunnat påvisas.



Figur 42. Trofinivå som en funktion av longitud och latitud i Vänern och Vättern. "Vänern-medel" och "Vättern-medel" är datapunkter som baseras på ett baslinjemedelvärde för hela sjön och är därmed extrapoleringar utanför dataområdet.



Figur 43. $\delta^{15}\text{N}$ som en funktion av $\delta^{13}\text{C}$ per månad och sjö. Data är begränsade till fisk av liknande storlek.

Sikens trofiska position, skattad med en Bayesiansk ansats var likartad mellan områden och sjöar och varierade mellan 2,9–3,6 i Vättern och 3,3–3,8 i Vänern (Tab. 14). Dessa värden överensstämmer väl med det globala medelvärdet på $3,5 \pm 0,3$ SE (www.fishbase.org). Detta tyder på att dieten huvudsakligen består av sekundära konsumenter såsom snäckor, olika typer av evertebrater och i viss mån rovlevande djurplankton såsom mysider ("Sik – Artbestämning från SLU Artdatabanken").

Tabell 14. Skattad trofisk position för sik för de områden där rumsligt matchande baslinjedata fanns tillgänglig. Skattningen tar hänsyn till osäkerheter i alla parametrar. Data presenteras som percentiler i fördelningen. 50% motsvarar medianvärdet. Analysen har inte tagit hänsyn till längdskillnader mellan sjöarna men sambandet mellan längd och trofisk position är inte statistiskt signifikant och kan därför ignoreras i detta sammanhang.

Sjö	Område	2,5 %	50 %	97,5 %	95% CI
Vättern	Norr	2,9	3,3	3,6	2,9-3,6
	Nordost	3,2	3,3	3,5	3,2-3,5
	Nordväst	3,0	3,3	3,6	3,0-3,6
Vänern	Sydväst	3,5	3,6	3,8	3,5-3,8
	Sydost	3,4	3,5	3,8	3,4-3,8
	Nordost	3,3	3,5	3,8	3,3-3,8

Halter av dioxinlika ämnen analyserades huvudsakligen på individnivå (83% av proverna) men ett fåtal prover var samlingsprover som bestod av 2–6 individer. Ett av dessa prover uppvisade avvikande standardavvikelse för trofisk position och exkluderades från vidare statistiska analyser då medeltrofinivån inte bedömdes vara representativ för samlingsprovet.

I den statistiska modell som anpassades till data var föroreningshalter (PCDD/F, PCDD/F +dl-PCB och PCDD₆) positivt associerade med fisklängd och fetthalt när alla andra förklaringsvariabler (vattenområde, trofinivå, fångstmånad och $\delta^{13}\text{C}$) hölls konstanta. Detta är i linje med vad man funnit vid tidigare undersökningar (Waldetoft, 2019). Det positiva sambandet med längd är troligtvis kopplat till ålder då det är känt att dessa substanser är bioackumulerande i fisk (tex: Jackson, 1997; Borgå et al., 2005; Madenjian et al., 2015) Ålder kunde dock inte användas direkt som förklaringsvariabel eftersom flertalet individer inte hade åldersbestämts.

Precis som för strömmingen fanns det inget statistiskt signifikant samband mellan halt av dioxinlika ämnen och trofisk position. Detta kan bero på låg statistisk styrka samt osäkerheter associerade med baslinjen. Analys av ämnesspecifika isotoper för bestämning av baslinjen skulle sannolikt öka precisionen i estimaten (Blanke et al., 2017; Ek et al., 2018; Ishikawa, 2018).

Det fanns även ett negativt samband mellan $\delta^{13}\text{C}$ och alla testade kontaminantgrupper förutom PCB₆. Detta skulle kunna tyda på att halterna av dioxinlika ämnen är kopplade till specifikt resursutnyttjande i specifika habitat. Den negativa korrelationen antyder att ackumulationen av dioxinlika ämnen huvudsakligen sker via den pelagiala födoväven. Detta mönster skulle dock kunna vara en artefakt orsakad av ett genomslag av lättare kolisotoper från fett i muskelproverna. Det är praxis i dessa sammanhang att antingen extrahera fett från isotopprover kemiskt eller kompensera för det analytiskt (Post et al., 2007). C:N kvoten i proverna kan användas som en indikator för fetthalt och prover överskridande C:N= 3.5 bör korrigeras (Post et al., 2007). Olyckligtvis saknas denna information för merparten av våra prover. För att närmare kunna undersöka hur resursutnyttjande bidrar till halter av dioxinlika ämnen i sik skulle en mer utförlig spatiotemporal insamling av olika typer av baslinjeorganismer behöva göras samt kombineras med flera olika typer av stabila isotoper så som $\delta^{34}\text{S}$ för att kunna kvantifiera bidraget från sediment relativt pelagialen (Croisetière et al., 2009). Sammanfattningsvis fann vi inget stöd för att skillnaderna i halter av dioxinlika ämnen i sik mellan Vänern och Vättern är kopplade till trofinivå. Den starka kopplingen till fetthalt tyder istället på att de övergripande födoförhållandena är bättre och näringshalterna högre i Vänern vilket leder till ökad fettbildning och högre kapacitet för dioxinlika ämnen att ackumuleras.

Test av handhållen fetthaltsmätare

Under 2017 gjordes försök att med en handhållen fetthaltsmätare (Fig. 44) bestämma fetthalt i fisk. Försöket utfördes på fångster från yrkesfiskare verksamma i Vänern och Vättern. I och med att fiskens fetthalt visats ha stark korrelation med dess halt av klororganiska ämnen finns intresse av att kunna sortera ut de fetaste fiskarna ur en fångst, samt att identifiera områden, bestånd och årstider med mager fisk. Målsättningen med undersökningen var att:

- Utvärdera möjlighet att använda en handhållen direktregistrerande fetthaltsmätare som även kan användas av yrkesfiskare
- Undersöka hur fetthalten varierar med art, storlek, plats och fiskens morfometri
- Undersöka hur fetthalten varierar mellan olika delar hos fisken
- Undersöka om fiskare kan rangordna och bedöma fetthalten via visuell bedömning

En mer utförlig beskrivning av försöken med fetthaltsmätaren redovisas i Karlsson et al. (2018).



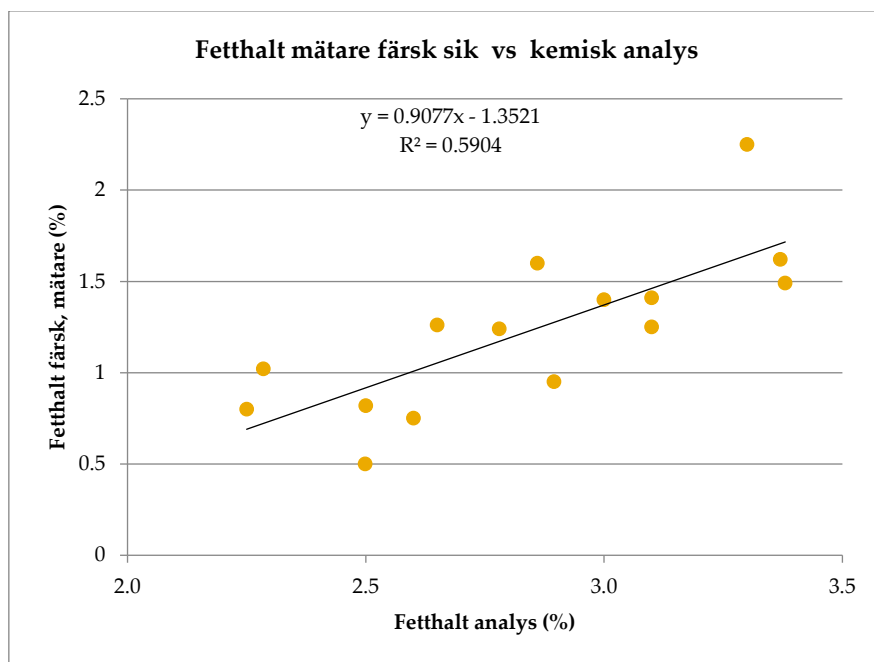
Figur 44. Fetthaltsmätning av sik med handhållen mätare.

Själva mätaren var av märket Distell (modell FFM 692) och mäter halten genom att hållas enligt instruktion mot fiskens yta. Fisken behöver alltså inte skäras upp för att mätning ska kunna genomföras. Mätaren utnyttjar samband mellan vatten- och fetthalt för att bestämma fetthalten. Beräkningen sker dock via en algoritm som är artspecifik, och för sik finns inte en sådan framtagen, varför den för röding användes istället.

Fångsterna från de två sjöarna innehöll arterna sik, röding, öring, lax och lake. Inledningsvis rangordnades all sik av fiskarna själva, utifrån uppskattad fetthalt. Därefter uppmättes fetthalten i all fisk. För att undersöka instrumentets precision mättes fetthalten två gånger i var femte fisk. Mätaren testades även på fryst fisk som levererats till IVL av yrkesfiskare från Vänern och Vättern,

i samband med att denna dissekerades och provbereddes för analys av dioxiner och PCB och fetthalt.

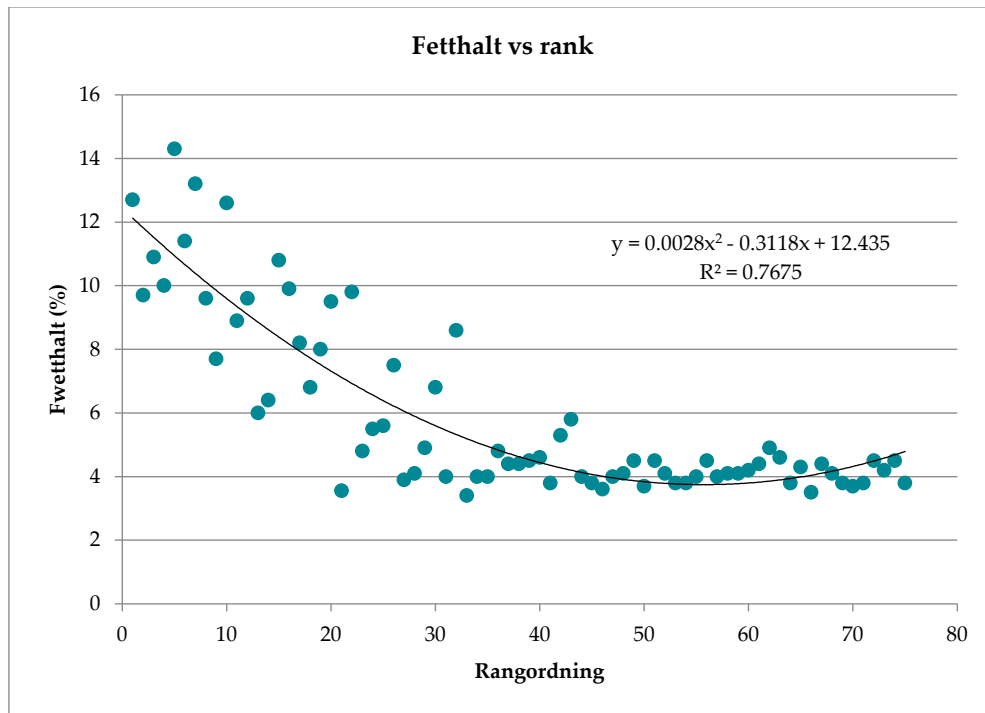
Fetthalten i den sik som i färskt skick mättes med den handhållna mätaren hade en signifikant korrelation med den fetthalt som mättes vid biokemisk extraktion. Förklaringsgraden var ungefär 60% (Fig. 45). Fetthalten i den sik som mättes efter att den fryst och tinats hade dock en närmast obefintlig korrelation med den fetthalt som mättes vid biokemisk extraktion. Förklaringsgraden var i det fallet 9%.



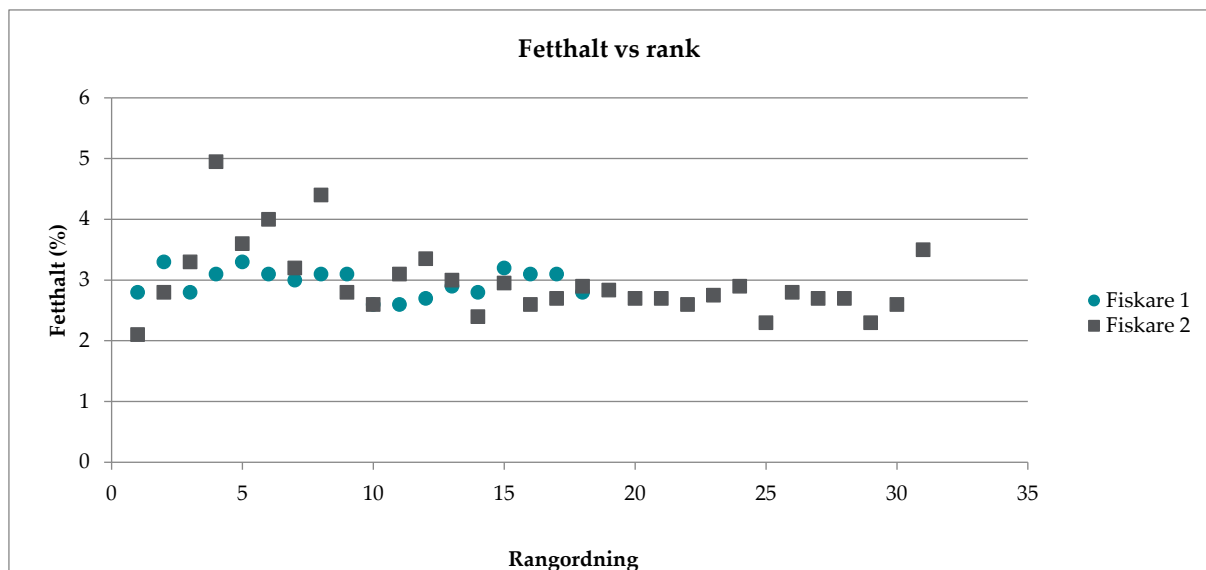
Figur 45. Fetthalt hos färsk sik uppmätt med fetthaltsmätare jämfört med fetthalt analyserad med biokemiska metoder.

Undersökning av samvariation mellan fetthalt och morfometriska mått gav vid handen att Fulton's konditionsfaktor, $100 \cdot \text{vikt}(\text{gram}) / \text{längd}(\text{cm})^3$, var den variabel som hade störst potential som en proxy för fetthalten (öring: korrelation=0,79, sik: korrelation=0,38, röding: korrelation=0,54). För sik testades även en multipel regressionsmodell innehållande fler morfometriska variabler, men konditionsfaktorn var den enda som i statistiskt hänseende var värd att behålla i modellen.

Resultaten från experimentet där siken rangordnades efter uppskattad fetthalt visade på att fiskarna i Vänern var mycket träffsäkra i sin bedömning (Fig. 46). 78% av fiskens fetthalt kunde förklaras av dess rangordning. I Vättern däremot uppnåddes inte alls samma resultat. Anledningen är högst troligt är att siken från Vänern är lättare att rangordna då den har större variabilitet i fetthalt. I Vättern är fiskarna mer lika avseende fetthalt och konditionsfaktor och därför svårare att rangordna korrekt utifrån fetthalt (Fig. 47).



Figur 46. Rangordning av sikar fångade i Vänern av fiskare jämfört med fetthalt uppmätt med en fetthaltsmätare (färs fisk).



Figur 47. Rangordning av sikar fångade i Vättern av två fiskare jämfört med fetthalt uppmätt med en fetthaltsmätare (färs fisk).

Bedömningen är att den handhållna fetthaltsmätaren är användbar för att sortera ut de fetaste fiskarna i en fångst och därmed en andel av de fiskar med potentiellt högst halt av klororganiska ämnen. Det visade sig dock att mätning på tinad fryst fisk bör undvikas, vilket även tillverkaren påpekat. Vid upprepade mätningar av samma fiskar noterades en variation på ca 10% mellan mät-tillfällen. Denna varians är inte särskilt stor men bör ändå beaktas vid bedömning av osäkerhet. Det noterades också att man vid mätning bör vara uppmärksam på kraftigt avvikande värden. Orsaken kan vara att sensorn inte hållits mot fisken på ett korrekt sätt, vilket i så fall motiverar en ommätning.

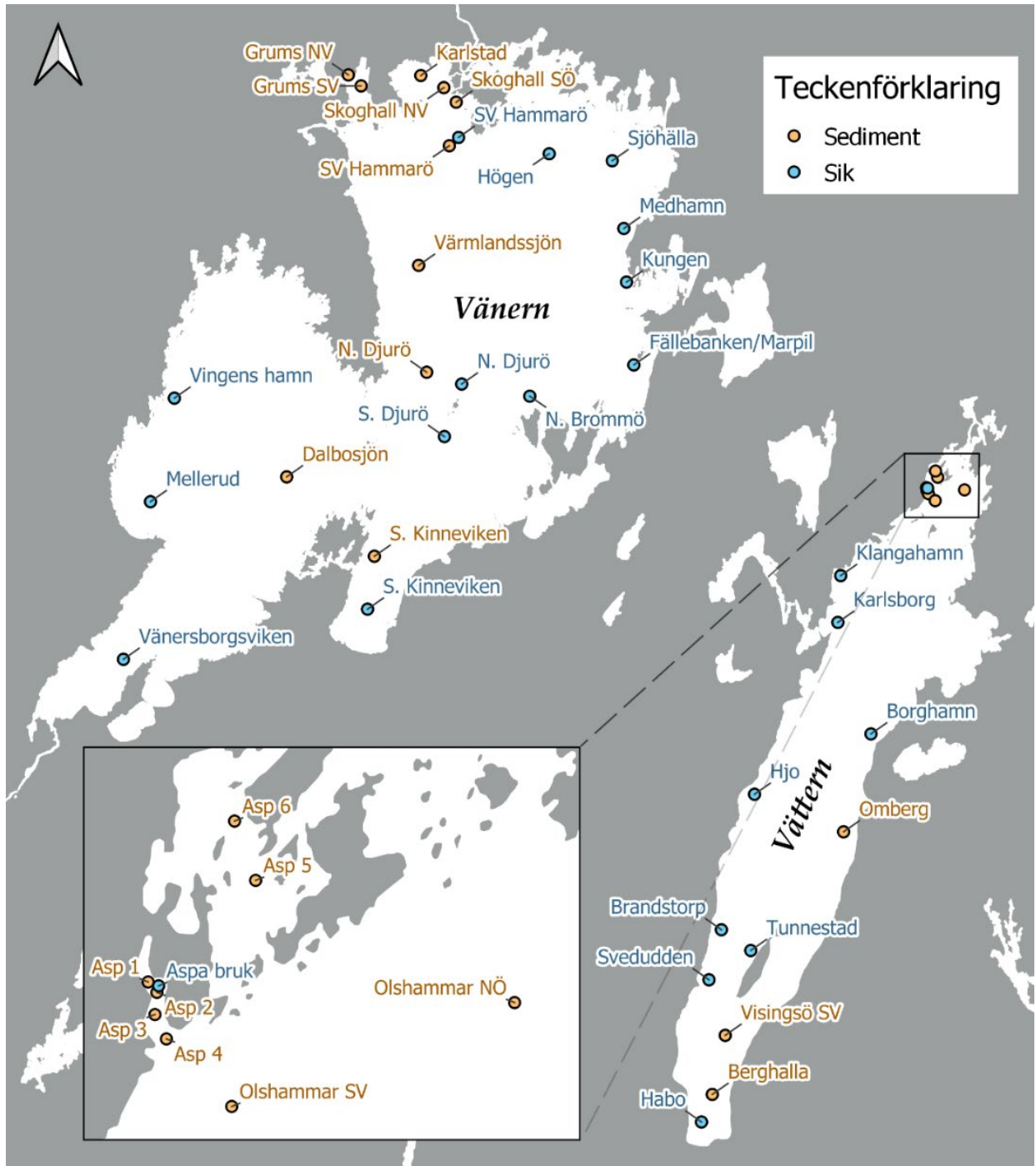
Korrelation med sediment

Som tidigare nämnts i rapporten begränsas yrkesfisket i Vänern och Vättern efter feta fiskarter som lax, öring, röding och sik av förhöjda halter av klorerade dioxinlika ämnen (dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er). Över tid har halterna av dessa ämnen gradvis sjunkit sedan mätningar påbörjades på 1970-talet. Halterna är emellertid fortfarande så pass höga att de understundom överstiger EU:s gränsvärde för saluföring inom Europeiska unionen. Sverige har beviljats ett undantag att inom det egna landet saluföra vissa aktuella arter under förutsättning att ansvarig livsmedelssäkerhetsmyndighet tillhandahåller kostråd. Sik (*Coregonus spp.*) omfattas emellertid inte av undantaget. Hösten 2011 konstaterade Livsmedelsverket att sik från Vänern innehåller förhöjda halter av dioxinlika ämnen och något år senare även att sik från Vättern kan ha halter som överstiger gränsvärdet för saluföring. Variationen i halter mellan olika samlingsprover av sikmuskel från sjöarna var betydande. En av de stora frågeställningarna inom detta projekt har varit att klarlägga under vilka förutsättningar det går att bedriva fiske efter sik som tillgodoser kraven på livsmedelssäkerhet.

De dominerande källorna för tillförsel av dioxinlika ämnen till Vänern och Vättern och om historiska utsläpp är av betydelse för dagens förhållanden är mindre väl känt. På grund av detta vet man också lite om betydelsen av det geografiska läget för fångstplatsen och om det finns lokala variationer i halter i siken som kan kopplas till förorenade områden. För att utreda detta togs delrapporten "Dioxiner i sediment och fisk från Vänern och Vättern" (Hållén & Karlsson, 2018) fram med syfte att belysa: 1) vilka halter av dioxinlika ämnen som förekommer i sediment i anslutning till cellulosaindustrier och på andra platser i Vänern och Vättern, 2) hur haltutvecklingen sett ut i ett historiskt perspektiv samt 3) eventuell samvariation mellan halter i fisk och sediment. Nedan följer en sammanfattad version av rapporten.

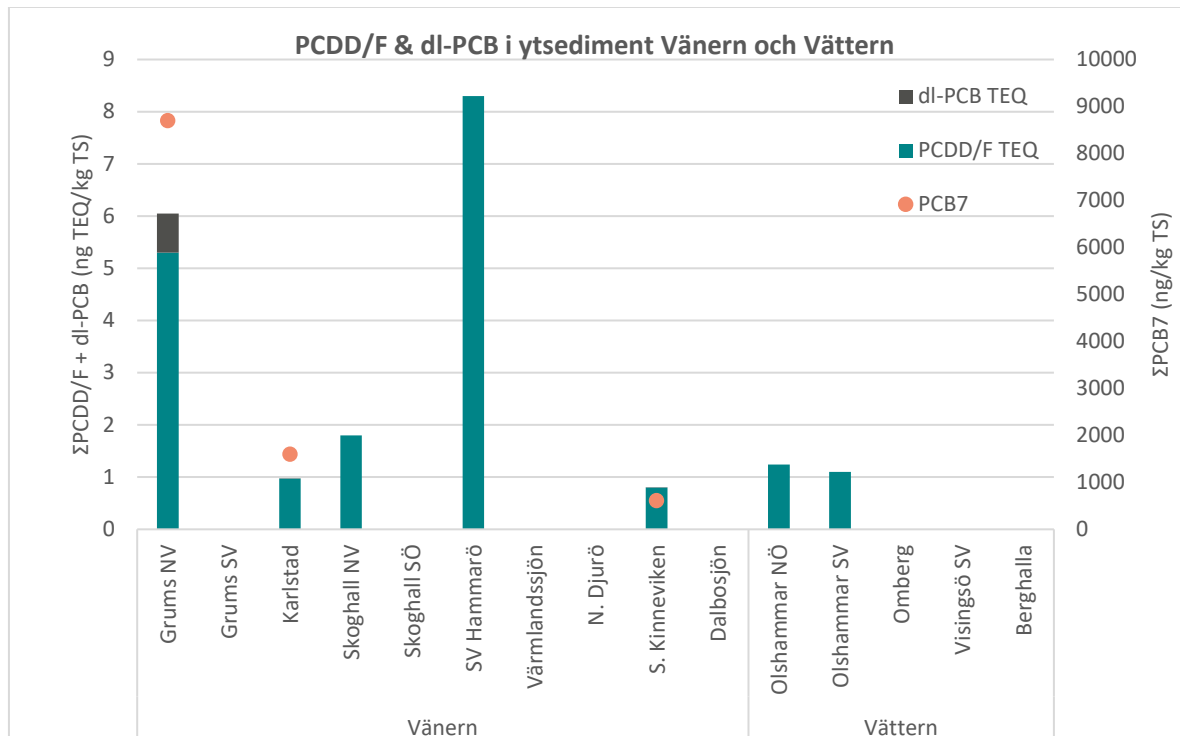
Studien baserades på insamlade sedimentprover från tio platser i Vänern och fem platser i Vättern från år 2015 samt ytsediment i en transekt med ökande avstånd från Aspa bruk i norra Vättern som insamlades i maj 2017. Dessutom inkluderas tre analyser av ytsedimentprover från Vättern tagna år 2012 (Vätternvårdsförbundet, opubl. data). Sambandsanalysen mellan fisk och sediment utgick från det då insamlade provmaterialet av sik (*Coregonus spp.*) från sjöarna, d.v.s. sik fångad mellan år 2015–2018; 84 prover (156 individer) från Vänern och 74 prover (116 individer) från Vättern. Ett antal analyser av gädda (*Esox lucius*, n=2) och abborre (*Perca fluviatilis*, n=4) från norra Vättern (nordöst om Aspa bruk) inkluderades också. Provpunkter för sediment och sik framgår av **Figur 48**. För detaljerad beskrivning av det då ingående provmaterialet av både sediment och fisk hänvisas till Hållén & Karlsson (2018).

Samband mellan halter av dioxiner och furaner (PCDD/F), dioxinlika PCB (dl-PCB) samt indikator-PCB:er (Σ PCB₆) i sediment och fisk utvärderades genom att studera variation mellan halter i olika delområden för Vänern och Vättern, samt med den multivariata analysmetoden principal-komponentanalys (PCA). I PCA används kortfattat algebra för att reducera antalet dimensioner i datasetet och presenterar data grafiskt på ett sätt som mönster i datapunkter och samband mellan olika variabler tydligare framgår. För beskrivning av PCA-metodiken hänvisas till Bilaga 3 i Hållén & Karlsson (2018). Indata till analysen var halter av PCDD/F (17 kongener) och dioxinlika PCB (12 kongener) i sediment och fisk från platserna som framgår av **Figur 48**. För att på ett bättre sätt kunna jämföra uppmätta halter i sediment och fisk (som har olika enheter), omvandlades halterna till relativa halter för varje enskild kongen, för att visa hur stor andel av totalhalten varje kongen utgör.

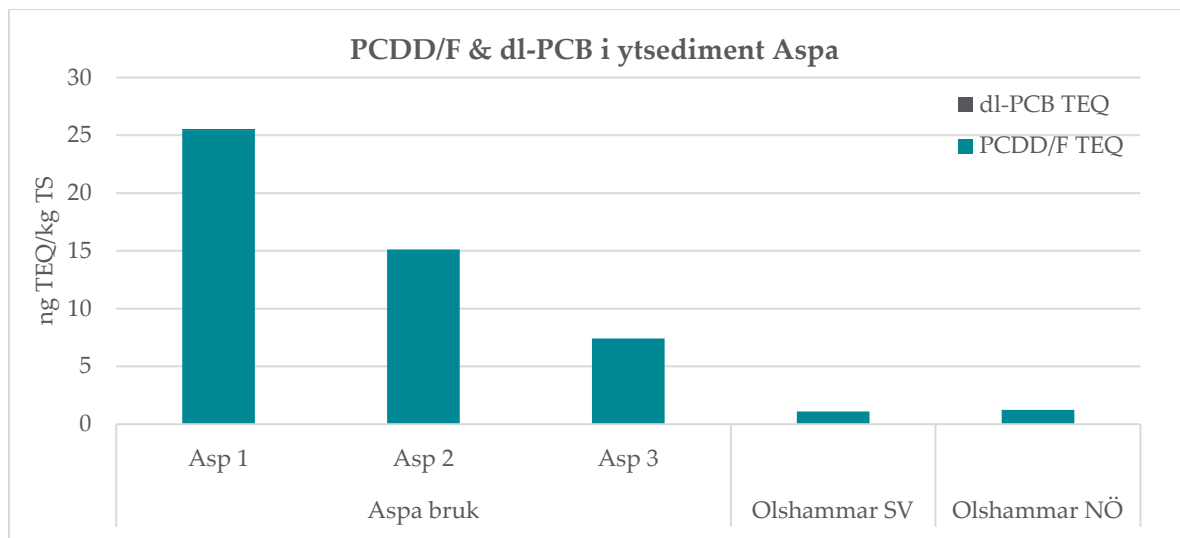


Figur 48. Karta som visar provplatser för sik (2015-2018) och sediment (2015-2017) i Vänern och Vättern (Hällén & Karlsson, 2018).

Sedimentprover från Vänern och Vättern visade generellt låga halter av PCDD/F och dl-PCB, många fall under analysmetodens detektionsgräns. Detekterbara halter av PCDD/F uppmättes i ytsediment från recipienterna till Skoghall (Skoghall NV, Skoghall SÖ och SV Hammarö), Gruvön (Grums NV) och Aspa (Olshammar NÖ, Olshammar SV), se **Figur 49**. Ytsedimentprover i en transekt med ökande avstånd ut från Aspa bruk visade en avklingning av halter med ökande avstånd från bruket (**Fig. 50**). Detta påminner i stora drag om situationen utanför industrier i Bottniska viken (Malmaeus et al., 2012) och längre ut i Östersjön (Wiberg et al., 2013).



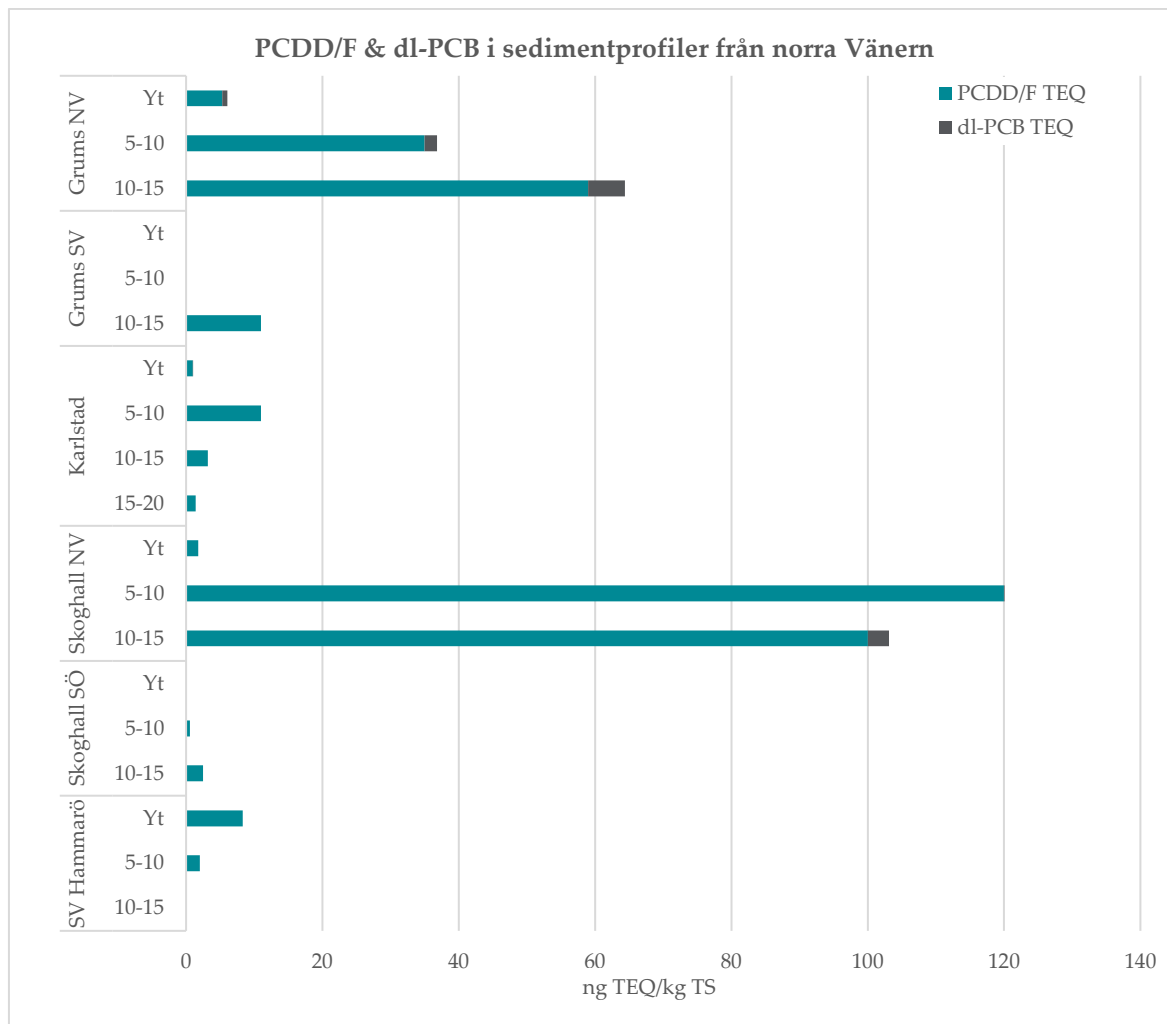
Figur 49. PCDD/F, dl-PCB och PCB7 i ytsediment från Vänern och Vättern, prover från 2015 och 2017 (Hållén & Karlsson, 2018). Halter under detektionsgräns har satts till 0.



Figur 50. PCDD/F och dl-PCB i ytsediment från recipienten till Aspa bruk i Olshammar, norra Vättern. Proverna är tagna 2017 med ökande avstånd från utsläppspunkten (Hållén & Karlsson, 2018). Halter under detektionsgräns har satts till 0.

I **Figur 51** presenteras halter av PCDD/F och dl-PCB i sedimentprofiler från norra Vänern. Observera att provtagningsstationerna är förlagda i transekter från Gruvöns och Skoghalls bruk och ut mot öppnare delar. Provtagningsstationerna är väldokumenterade och har tidigare använts för miljöbedömningar av massaindustrins utsläpp (Grahn, 2003). Vid övriga provpunkter i Vänern och Vättern var i princip samtliga sedimentprofiler under detektionsgräns, varvid de inte

redovisas i grafen nedan. Utan för industrirecipienterna syns generellt avtagande halter mot sedimentytan, undantaget SV Hammarö, vilket indikerar att den historiska belastningen av ämnena varit större än vad de är idag. Detta är kongruent med det generella mönstret utanför svenska skogsindustrier (Malmaeus et al., 2012).



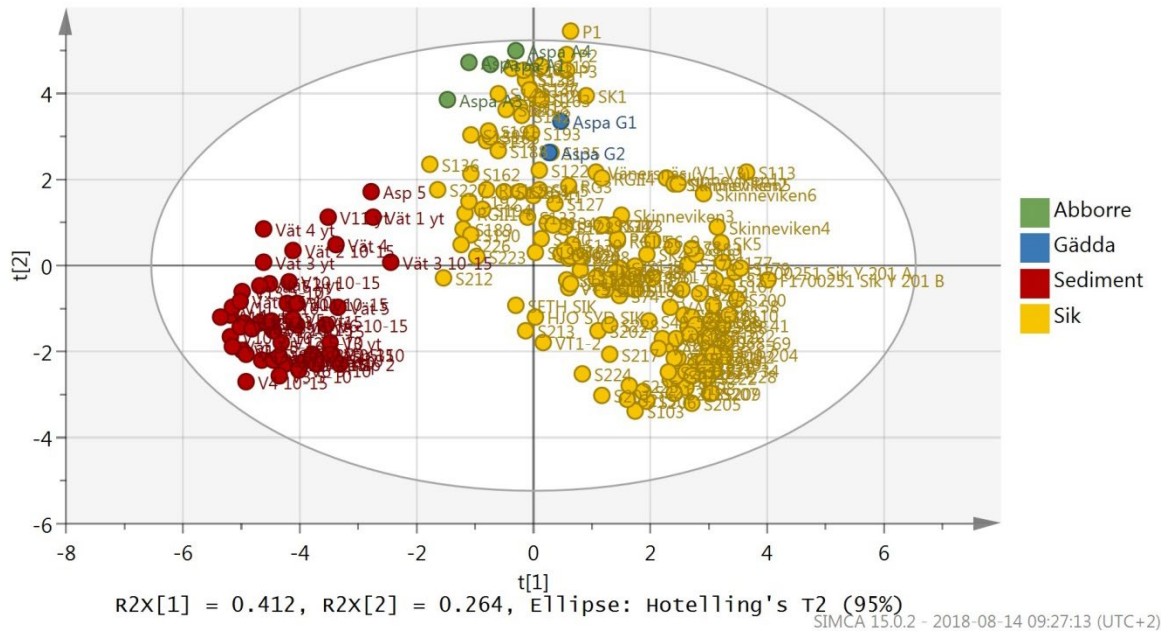
Figur 51. PCDD/F och dl-PCB i sedimentprofiler från norra Vänern (Hällén & Karlsson, 2018). Haltprofilerna visar på avtagande halter i ytligare, och mer recent avsatta sediment, vilket indikerar att belastningen av ämnena varit större historiskt. Halter under detektionsgräns har satts till 0.

I syfte att undersöka eventuella geografiska samband mellan PCDD/F och PCB i sediment och fisk, delades data upp i tre delområden i Vänern (norra Värmlandssjön, södra Värmlandssjön och Dalbosjön) och tre i Vättern (norra Vättern, mellersta Vättern och södra Vättern), från norr till söder. Inom varje delområde slogs sik- och sedimentprover ihop till ett medelvärde och jämfördes mot varandra i avseende på PCDD/F samt dl-PCB. Sik (muskelprover) jämfördes mot sediment, då provmaterialet av andra fiskarter var mer begränsat. Av resultaten framgick ingen tydlig geografisk trend för sik från sjöarnas olika delområden, halterna var förhållandevis homogena i de olika delarna av sjöarna (Hällén & Karlsson, 2018). Trots att halterna i sik var betydligt högre i proverna från Vänern jämfört med prover från Vättern, var halterna i ytsediment förhållandevis lika i de två sjöarna. I både Vänern och Vätterns sediment syns en gradient med högre halter i de norra delarna av sjöarna. Detta beror sannolikt på att flertalet av dessa prover var tagna i eller intill recipienter till massa- och pappersindustrier belägna i de norra delarna av sjöarna.

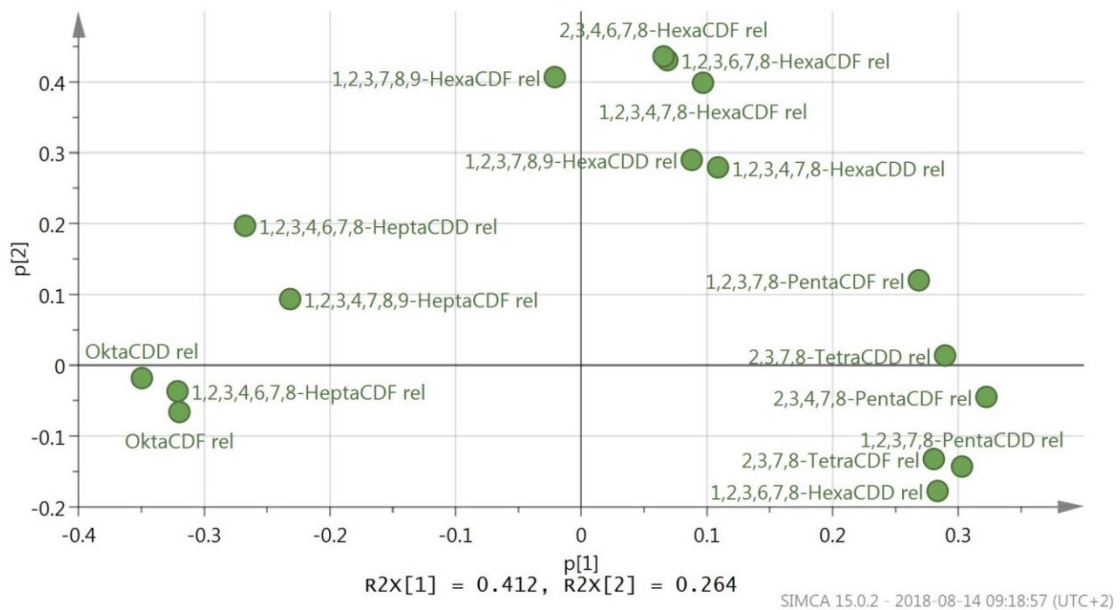
Källor av PCDD/F till vattenmiljön inkluderar bland annat användning av tetra- och pentaklorfenolpreparat vid träskyddsimpregnering, klorblekning inom pappers- och massaindustrin samt förbränningsprocesser (t.ex. avfallsförbränning och metallproduktion). De två förstnämnda är typiska punktkällor (som sedan 80- och 90-talen fasats ut), medan förbränning leder till en diffus transport av ämnena via atmosfären och kan spridas en lång stäcka innan det belastar ett vatten via atmosfärisk deposition. Till den atmosfäriska depositionen som sker till våra stora sjöar och Östersjön bidrar bland annat förbränningskällor med låg teknisk standard där bidraget från östra och södra Europa är betydande. Det har vidare visat sig problematiskt att identifiera specifika atmosfäriska källor för PCDD/F (Shatalov et al., 2012a, b), där småskalig, okontrollerad förbränning kan vara en betydande utsläppskälla till atmosfären (McLachlan & Undeman, 2020).

Olika källor till PCDD/F har olika fördelning av enskilda kongener inom ämnesgruppen, vilket ger respektive källa en form av "fingeravtryck". Då dessa ämnen är stabila och resistenta mot de flesta nedbrytningsprocesser i miljön (EPA, 2000), är kongenfördelningen förhållandevis stabil också i miljön. Teoretiskt kan kongenfördelningen i t.ex. PCDD/F-förorenade sediment kopplas till dess ursprungliga källor med multivariat statistisk modellering givet att man vet "fingeravtrycket" för källan/källorna (Paatero & Tapper, 1994; EPA, 2004). Vidare skiljer sig kongenfördelningen av dioxinlika ämnen i fisk, bland annat till följd av kongenspecifika skillnader i hur de tas upp och metaboliseras i fisken. Detta gör det svårare att rakt av koppla kongenfördelningen i fisk till dess ursprungliga källa. T.ex. framgick ingen tydlig koppling mellan kongensammansättningen i sediment- och fiskprover från 11 kustområden i södra Bottenhavet (Malmaeus et al., 2012). I Assefa et al. (2019) tacklade man detta genom att ta fram omvandlingsfaktorer mellan sediment och strömming från Bottniska havet i syfte att extrahera källornas ursprungliga kongenfördelning. Resultaten visade att atmosfäriska källor är av dominerande betydelse för halterna i strömming, men att det relativa bidraget från historiska klorfenolkällor har ökat efter 2000.

I Hällén & Karlsson (2018) genomfördes en statistisk sambandsanalys med hjälp av PCA i syfte att undersöka eventuella samband i kongenfördelning av PCDD/F och dl-PCB mellan sediment och fisk (sik, abborre och gädda), från Vänern och Vättern (**Fig. 52–53**). Observera att resultaten för dl-PCB ej presenteras i denna rapport då de var likartade resultaten för PCDD/F. Scoreploten i **Figur 52** visar hur de olika sediment- och fiskproverna förhåller sig till varandra med avseende på kongenmönster av PCDD/F, där prover som ligger nära varandra i figuren tenderar att samvariera i datasetet. Prover som ligger långt ifrån varandra samvarierar däremot inte, eller har en negativ samvariation, d.v.s. att halterna är höga i det ena provet och låga i det andra. Analysen resulterade i två kluster av prover, ett bestående av sedimentproverna till vänster och ett med fiskproverna till höger vilket kan ses som en tydlig indikation på att kongenmönstret av PCDD/F skiljer sig mellan sediment- och fiskproverna. Från loadingploten i **Figur 53** framgår att PCDD/F-kongenerna med högst kloreringsgrad, som ligger till vänster, karaktäriserar kongenmönstret i sedimentproverna. På motsvarande sätt karaktäriseras fiskproverna av lågklorerade PCDD/F. De hexa-klorerade kongenerna var under detektionsgräns i majoriteten av proverna och hade därför en liten inverkan i analysen.



Figur 52. Sambandsanalys av fisk- och sedimentprover från Vänern och Vättern med avseende på PCDD/F. Sedimentprover (röda) ligger till vänster i figuren medan fiskprover (gula, gröna och blå) ligger till höger, vilket indikerar att kongenmönstret av PCDD/F i proverna från dessa matriser skiljer sig åt.

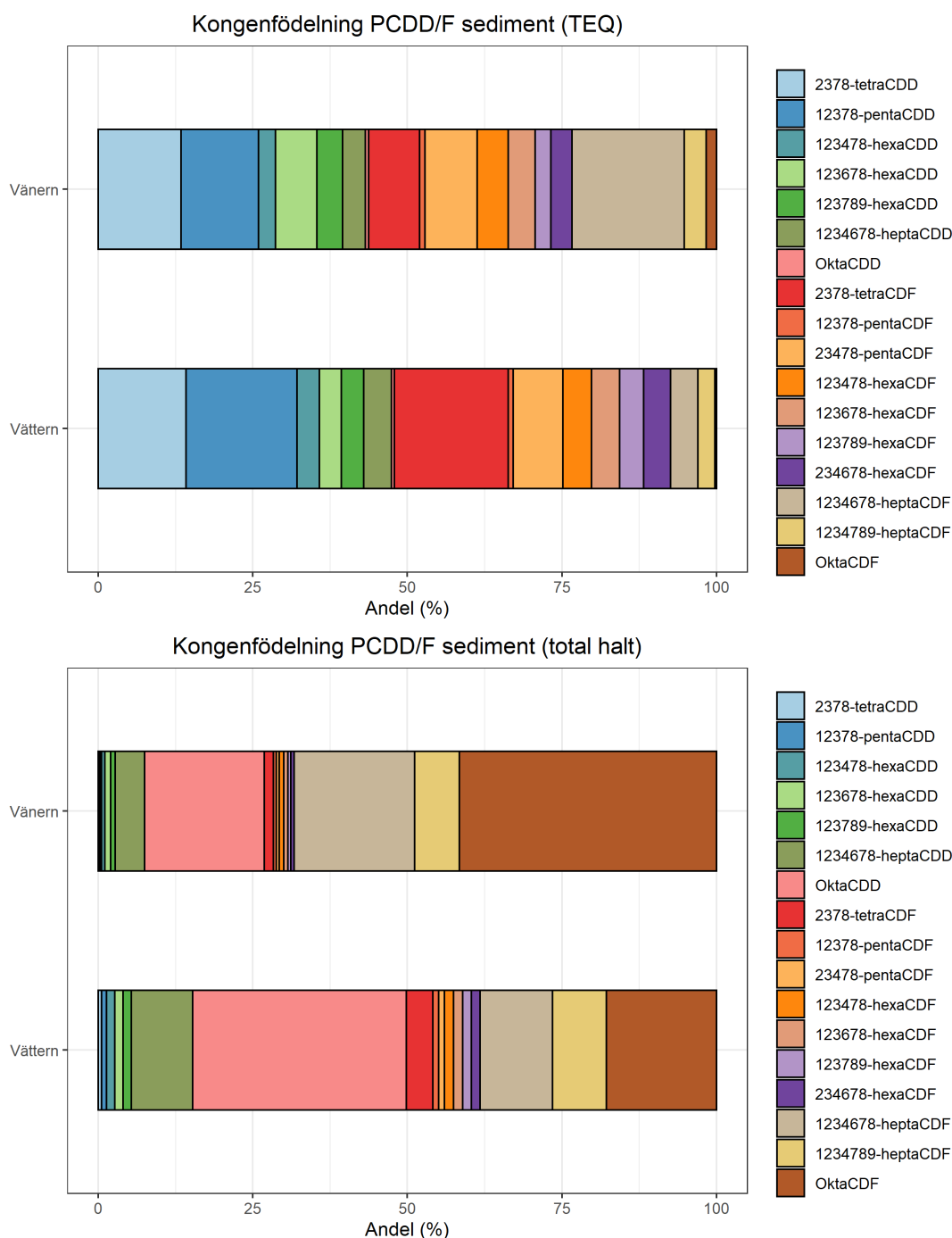


Figur 53. Förklarar hur halterna av PCDD/F fördelar sig i prover i Figur 52. Kongener som ligger längre från origo har en större inverkan på variationen i proverna jämfört med kongener som ligger nära origo, vars halter generellt är låga eller likartade i proverna.

Kongenfördelningen i sedimentprover från Vänern och Vättern (**Fig. 54**) visar att den genomsnittliga TEQ-halten i sedimentprover från Vänern utgjordes till 18 % av kongenen 1234678-heptaCDF. I sedimentproverna från Vättern dominerades istället TEQ av 2378-tetraCDF (18 %). I tolkningen av dessa resultat ska tilläggas att flertalet av proverna var från de norra delarna av

sjöarna i närhet till pappers- och massaindustrier, och det var i princip endast dessa som resulterade i PCDD/F-halter över detektionsgräns för någon av kongenerna (se **Figur 49–51**). När istället fördelningen av faktiskt uppmätta halter studeras, dvs utan viktning till TEQ, framgår att framför allt högklorerade PCDD/F dominerar halterna i sedimenten (andelen av lågklorerade 2378-tetraCDF utgör ca 4 % av summahalten i Vätternproverna). Förskjutningen beror på att de lågklorerade kongenerna anses vara mer toxiska än de högklorerade och således bidrar mer till TEQ-halten (van den Berg et al., 2006). Exempelvis var endast två av totalt 50 sedimentanalyser över detektionsgräns för 2378-tetraCDD och 12378-pentaCDD, men i genomsnitt stod de ändå för drygt 25% av TEQ-halten i sjöarna, en artefakt av att halter under analysmetodens detektionsgräns ansattes till halva detektionsgränsen.

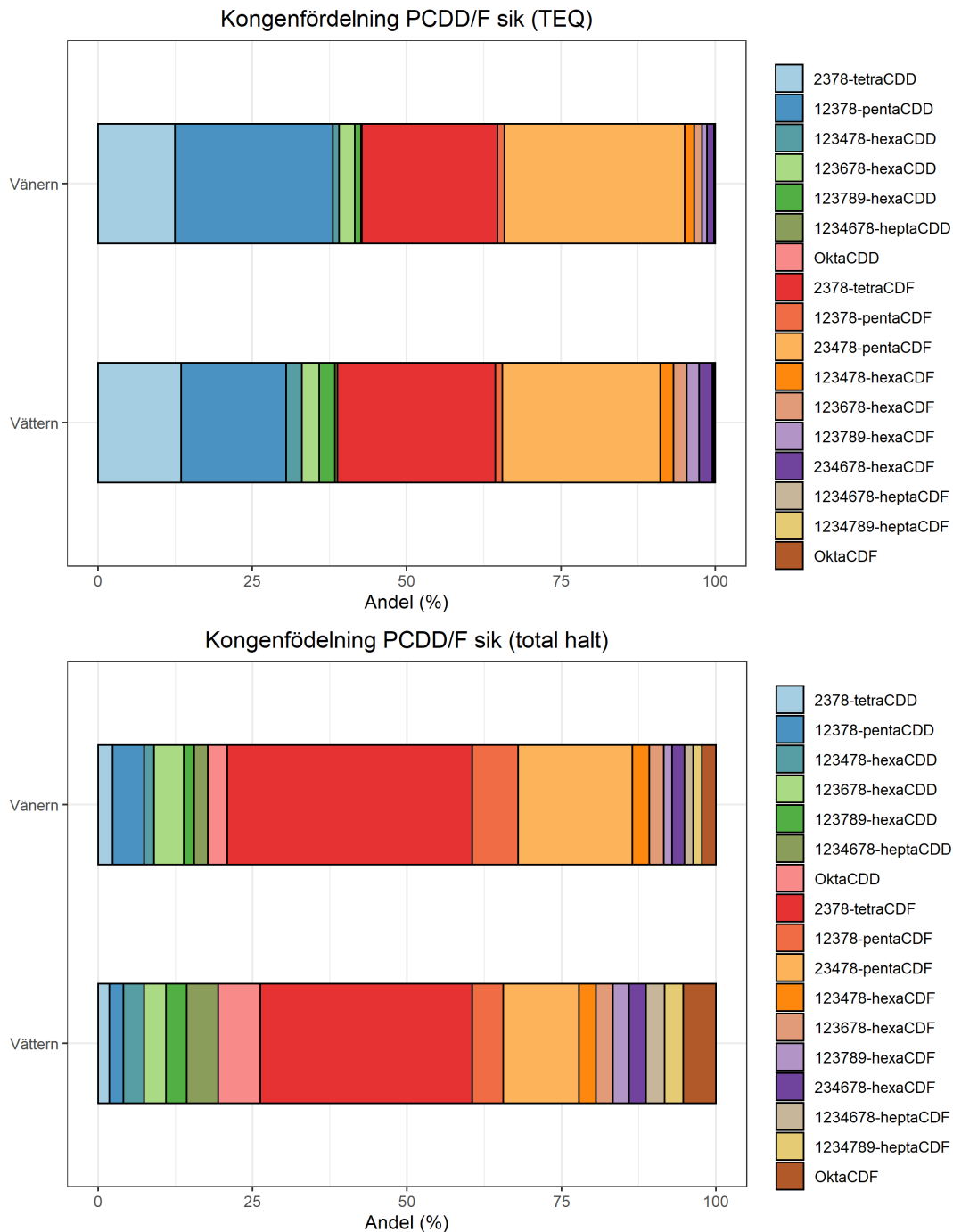
Ett relativt stort bidrag från högklorerade PCDD/F indikerar att atmosfärisk bakgrundsdeposition är en bidragande källa, där framför allt oktaCDD dominerar sammansättningen (Sundqvist et al., 2010, Assefa et al., 2018). På platser runt norra Vänern och dess tillrinningsområde har det historiskt förekommit att sågverk använt klorfenoler för träimpregnering (Olle Grahn., NordMiljö, pers. komm.). Tekniska blandningar av tetraklorfenol utgörs till störst andel av högklorerade PCDF, vilka också återfinns i pentaklorfenol men här dominerar istället andelen heptaCDD och oktaCDD (Varitanen et al., 1995; Sundqvist et al., 2010; Li et al., 2012). Detta sammanfaller med att högklorerade furaner (1234678-heptaCDF och oktaCDF) dominerade i sedimentproverna från norra Vänerns kustområden, framför allt i proverna från Karlstad, Skoghall NV och Skoghall SÖ. Det stora bidraget från 2378-tetraCDF i Vätternproverna kommer från proverna utanför Aspa bruk samt Olshammar SV och Olshammar NÖ i norra Vättern (i övriga Vättern-prover detekterades inga halter av PCDD/F i sedimenten). Denna kongen har traditionellt förknippats med klorgasblekning tillsammans med 1278-tetraCDF, 12378-pentaCDF och 2378-tetraCDD (Rappe et al., 1989). 2378-tetraCDF har också visats utmärka sediment från bland annat Norrsundet (Malmaeus et al., 2012).



Figur 54. Relativ fördelning av PCDD/F-kongener i sediment från Vänern och Vättern. Övre grafen visar relativa halter omräknade från TEQ och nedre när halterna inte räknats om till TEQ. Hälften av proverna var under detektionsgräns för samtliga kongener och räknades inte in i analysen.

Bidraget från olika PCDD/F-kongener till den totala TEQ-halten i sikprover från Vänern och Vättern presenteras i **Figur 55**. Resultaten visade att fyra (lågklorerade) PCDD/F-kongener dominerade den totala TEQ-halten i sik från sjöarna: 2378-tetraCDD, 12378-pentaCDD, 2378-tetraCDF samt 23478-pentaCDF. Fördelningen av det relativa bidraget från olika kongener var förhållandevis likartat mellan sjöarna. Det ska dock tilläggas att halterna var lägre i Vättern-proverna jämfört med proverna från Vänern, samt att samtliga kongener var under detektionsgräns i ett flertal av proverna varav dessa inte kunde inkluderas i analysen. Till exempel var

kongen 12378-pentaCDD (som stod för ca 27 % av TEQ i Vänersiken), knappt detekterbar i Vätternsiken men utgjorde likväl ca 23 % av TEQ i genomsnitt i denna. Det kan också tilläggas att kongenfördelningen i sik från Vänern och Vättern var lik den i sik från Bottniska viken (Hällén & Karlsson, 2018). I princip är det samma kongener som utmärker i strömning från Östersjön, men där dominerar framför allt 23478-pentaCDF TEQ-halten och bidraget från 2378-tetraCDD är mindre betydande jämfört med siken.



Figur 55. Relativ fördelning av PCDD/F-kongener i sikprover från Vänern och Vättern. Ett flertal av proverna (framför allt från Vättern) var under detektionsgräns för samtliga kongener och inkluderades därför inte i analysen.

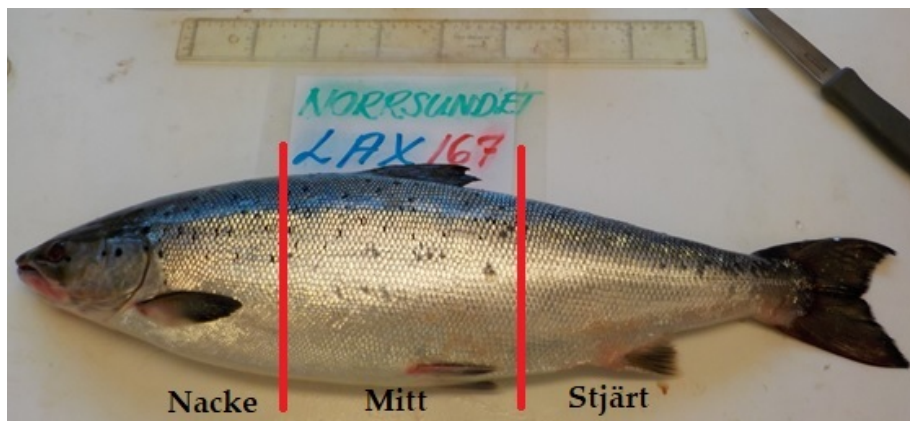
Slutsatser:

- I de delar av Vänern och Vättern som tidigare varit lokalt belastade har halter av undersökta klororganiska ämnen minskat dramatiskt. Sedimentprofiler visar avsevärt lägre halter i nyligen avsatta ytsediment jämfört mot äldre djupsediment.
- Halter av PCDD/F och PCB i ytsediment är generellt mycket låga och knappt detekterbara i sjöarnas öppna delar medan en gradient kan skönjas med högre halter in mot skogsindustrirecipienter i sjöarnas norra delar.
- Det finns inga uppenbara samband mellan kongensammansättning av PCDD/F och PCB i fisk och sediment, mest troligt som följd av skillnad mellan olika kongeners affinitet till partiklar samt fiskars förmåga att ta upp och omsätta olika kongener.
- Halterna i sediment från Vänern och Vättern präglas huvudsakligen av högklorerade PCDD/F och lågklorerade PCB-kongener. Fördelningen var omvänd i siken, med högre andel av lågklorerade PCDD/F och högklorerade PCB-kongener.
- Halterna i sik var förhållandevis homogen mellan olika delar av sjöarna. Detta, tillsammans med hög andel av högklorerade PCDD/F-kongener i sedimenten, talar för att den huvudsakliga källan till dagens dioxin- och PCB-problematik är storskalig atmosfärisk deposition av luftburna föroreningar och att den fetare siken i Vänern tar upp mer av ämnena jämfört med den magrare Vätternsiken.

Beredda produkter, halter i olika delar av fisken, osäkerhet i analyser

Följande kapitel sammanfattar den under projektet tidigare publicerade delrapporten författad av Soroosh et al. (2019). Rapporten undersökte tre huvudsakliga frågeställningar: huruvida halten av dioxin och PCB i fet fisk skiljer sig mellan fiskens olika delar (nacke, mitt och stjärt i detta fall), hur halten av dioxin och PCB påverkas av att fisken tillagas, samt hur stor osäkerhet som är förknippad med kemisk analys av dessa ämnen i fet fisk.

Undersökningen av den första frågeställningen, om variation mellan fiskens olika delar, grundade sig på analys av nacke, mitt och stjärt i lax och öring (Fig. 56). En linjär mixad modell anpassades, och resultaten gav vid handen att halten av dioxin och PCB är som högst i fiskens nacke och lägst i stjärtpartiet. Nacken visade på ca 8% högre halt av dioxiner och dl-PCB och 5% högre ΣPCB_6 jämfört med mittdelen. Stjärtpartiet visade på ca 20% lägre halt av dioxiner och dl-PCB och 16% lägre ΣPCB_6 jämfört med mittdelen. Denna analys grundades på en stickprovstorlek om 75 observationer, från 17 laxar och tre öringar.



Figur 56. Visualisering av laxens och öringens olika delar.

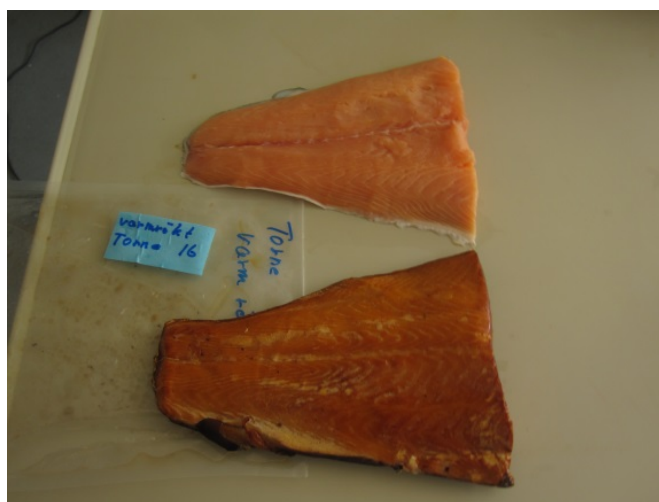
Förändringarna sammanföll med högre fetthalt i nackdelen och lägre fetthalt i stjärtpartiet, vilket föreföll rimligt utifrån de lipofila egenskaperna hos dioxiner och PCB. Resonemanget om högre halter i feta bitar styrktes ytterligare av den analys av bitar med eller utan subkutant fett och buk fett som genomfördes, där analyser av muskel som inkluderade detta fett visade på högre halter av dioxin och PCB. Inkludering av buk fett i provet resulterade i 16% ökning av dioxin och dl-PCB. Dioxin och PCB-halten i buk fett var minst dubbelt så hög som i motsvarande individs muskelmassa. Vid jämförelse av hela filén med motsvarande mittbit fanns en indikation på att filén generellt sett har lägre halter av dioxinlika ämnen än mittbiten. I de prover som studerats här var fetthalten ca 29% lägre i filén jämfört med i mittbiten, vilket indikerar att halten av dioxinlika ämnen kan vara lägre i filén än i mittbiten. Resultaten från jämförelsen mellan olika delar, med/utan buklist, subkutant fett med muskel och filé mot mittbit summeras i **Tabell 15**.

Tabell 15. Summering av resultat avseende skillnader mellan olika delar av lax och öring. Värdena avser procentuella skillnader för aktuell del jämförd mot mittbiten. Resultaten för "nacke", "stjärt" och "med buklist" är baserade på ett relativt stort urval, så dessa resultat anses i högre grad gälla generellt, medan "filé" och "subkutant fett" baseras på mindre urval, varför de resultaten anses vara svagare indikationer.

Del	fett (%)	Σ PCDD/F (%)	Σ PCDD/F+ dl-PCB (%)	Σ PCB6 (%)
Nacke	+9,6	+8,0	+8,0	+5,4
Stjärt	-26	-22	-22	-16
Filé	-29	-24	-24	-18
Med buklist	+20	+16	+16	+11
Subkutant fett	+96	+190	+160	+150

Utvärdering av hur tillagning av fisken påverkar dess halter av dioxiner och PCB testades för följande tillagningsmetoder: gravning, varm-och kallrökning av lax samt rökning och fermentering av strömming.

Strömmingen analyserades som samlingsprover. De tillagade och råa proverna togs från samma fångst för att minimera påverkan från störande faktorer. För laxen analyserades ena sidan av en individ rå och den andra tillagad (Fig. 57).



Figur 57. Rått stjärtparti av lax (överst) och varmrökt stjärtparti (nederst). Båda delar från samma individ.

På grund av små stickprovsstorlekar kunde inga definitiva slutsatser dras, men däremot framkom en indikation av att gravning kan reducera halterna. Det är dock inte entydigt om minskningen är en egentlig sådan eller om gravningen påverkar den kemiska analysen men inte den egentliga halten. För varm och kallrökning noterades inga minskningar. Fetthalten minskade dock, vilket troligt även lett till en minskning av dioxin och PCB. Det kan dock vara så att minskningen kompenseras av en avgång av vatten, som därmed ökar halten dioxin och PCB på färskviktsbasis räknat.

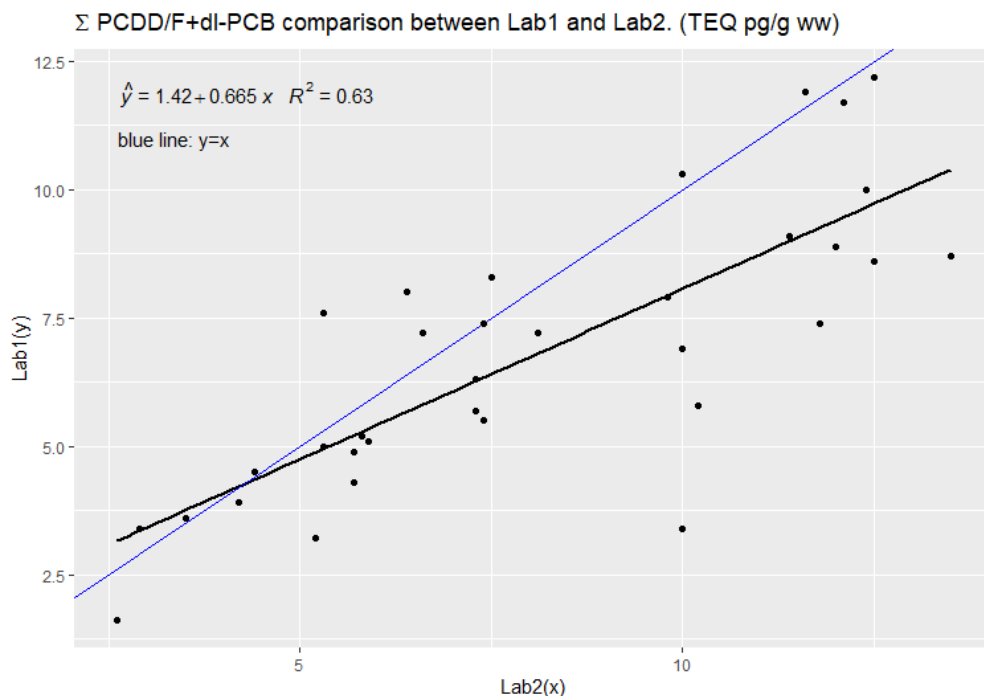
Även förändring i halt av PAH (PAH4) undersöktes för de olika tillagningsmetoderna. Av detta framkom att halten PAH ökar markant vid varmrökning av fisken. Övriga tillagningsmetoder visade inte på någon tydlig ökning av avseende PAH. Sedan författandet av Soroosh et al. (2019) har viss förändring av gränsvärdena avseende livsmedelsprodukters innehåll av PAH skett (EU 2020/1255). Bakgrunden är att de gränsvärden som beslutats i EG 1881/2006 föreslogs sänkas år

2011, men den senaste utvärderingen visade på att de förändringar i räkningprocessen som skulle behöva implementeras skulle vara för ekonomiskt belastande, men även att de rökta produkternas organoleptiska egenskaper (smak, lukt, konsistens och färg) inte skulle kunna bevaras. Därav har nu beslutats att denna sänkning av gränsvärdena inte kommer att implementeras i flertalet länder, däribland Sverige.

Den sista frågeställningen, om mätfel och systematisk bias vid den kemiska analysen, undersöktes genom att två av varandra oberoende och ackrediterade laboratorier fick duplikatprover skickade till sig. 11 prover var av sik, 20 av lax och tre av strömming. Laboratoriernas analysvar jämfördes därefter. Duplikatprover skickades, i separata omgångar, även till ett och samma laboratorium. Av dessa var 15 prover av sik, 22 av lax och ett av strömming. Denna "inom-lab" analys möjliggjorde undersökning av hur konsekventa analyser från ett och samma laboratorium är.

Resultaten visade på märkbara skillnader mellan laboratorierna, men inte på märkbara skillnader inom ett och samma lab. Det bör dock hållas i minnet att skillnader i halt för ett duplikat inte enkom beror av mätfel i den kemiska analysen. Två provmatriser från ett homogeniserat samlingsprov kan ha något olika halter. Alltså, även om ett lab har 0% mätfel i analysen, skulle viss variation ändå synas vid analys av duplikatprover. Avvikelseerna innehåller här alltså såväl osäkerhet från kemisk analys som provberedning.

Resultaten visade på att ett lab konsekvent rapporterat högre halt än det andra. Medianhalten av dioxin och dl-PCB var omkring 10-20% högre i deras analysvar. Det är dock oklart huruvida detta gäller över tid eller om det var en tillfällighet. **Figur 58** visar de två laboratoriernas analysvar av dioxiner och dl-PCB plottade mot varandra. Den blå linjen har lutningskoefficient=1, vilket är den önskvärda som skulle inträffa om de två laboratorierna uppmätte i snitt samma halter. Svart linje är en regressionslinje anpassad till faktiska data.



Figur 58. Jämförelse mellan Lab1 och Lab2 avseende replikatmätningar av ΣPCDD/F+dl-PCB. Blå linje markerar trendlinje om Lab1 och Lab2 skulle rapportera i snitt samma värden.

Resultaten visade även på att analyser av fetthalt är betydligt mer träffsäkra än de av dioxin och PCB. Det framkom även indikation av att analyser av ett och samma labb har högre träffsäkerhet än om olika labb analyserar duplikaten. 80-83% av variansen ett set av duplikaten kunde förklaras av det andra då samma utförde analyserna, med motsvarande var 64-73% när olika labb analyserade duplikaten. Sammantaget visade analyssvaren av duplikatprover på att mätfel vid analys av innehåll av dioxin och PCB i fet fisk inte är en försumbar faktor.

För kemiska ämnen sker bedömningen av analysresultat mot ett gränsvärde med hänsyn tagen till mätosäkerhet. Det innebär att den uppmätta halten minus mätosäkerheten ska vara större än gränsvärdet för att det ska räknas som en avvikelse (Livsmedelsverket, 2017). Den mätosäkerhet man får dra av är den mätosäkerhet som rapporteras av laboratoriet. För dioxiner och dioxinlika PCB ligger den rapporterade osäkerheten vanligen på +/- 20%. När man skall mäta den genomsnittliga halten av dioxiner i ett parti med fisk kommer den totala mätosäkerheten att innehålla både provtagningsosäkerhet och mätosäkerhet från analysen. Provtagningsosäkerheten härstammar från att snitthalten dioxin och PCB i det urval av individer som skickas på analys kommer att vara, inom ett osäkerhetsintervall med viss bredd, kring partiets snitthalt.

Samma dataset som användes ovan, användes här till att skatta hur stor del av variationen i analysresultat som beror på laboratoriets mätosäkerhet. Data från mager sik (fetthalt < 3%) analyserades med en linjär mixad modell enligt följande:

$$\text{dioxin.dlPCB} = \mu + \text{medel.fetthalt} + \text{Provbeteckning} + \varepsilon$$

Där *dioxin.dlPCB* är $\Sigma\text{PCDD/F+dl-PCB}$ (pg TEQ/g vv), μ är interceptet, *medel.fetthalt* är medelvärdet mellan den fetthalt som rapporteras av de olika laboratorierna, *provbeteckning* är den mixade effekten, och ε är feltermen. Resultatet från analysen ger en skattning på variansen från mätningen V_{lab} på 1,03.

För att skatta variansen från provtagningen beräknades residualvariansen för modellen

$$\text{dioxin.dlPCB} = \mu + F\text{ångst} + \varepsilon$$

där en *fångst* är sikar som fångats vid samma plats och tillfälle. Denna variabel behandlades som en random effect. I analysen inkluderades yrkesmässigt fångad sik från Vättern från fångstplatser där dioxinhalterna ligger under gränsvärdet. Den skattade residualvariansen, vilket är lika med den totala mätosäkerheten för individuella sikar V_{tot} är 1,79.

Variansen från provtagningen kan beräknas som:

$$V_{\text{prov}} = V_{\text{tot}} - V_{\text{lab}}$$

Det skattade värdet av provtagningsvariansen blir då $V_{\text{prov}} = 0,73$. Vid analys av samlingsprover sjunker variansen från provtagningen V_{prov} med ökat antal individer medan variansen för laboratorieanalysen V_{lab} är konstant. Av **Tabell 16** framgår hur variansen och den totala expanderade osäkerheten (U) beror på antalet individer i samlingsprovet och provtagningsosäkerhetens andel av den totala variansen. Vid samlingsprov om 10 individer fås $U=2,1$ TEQ vilket kan tolkas som att mätvärdet med 95% konfidens kommer att ligga inom intervallet:

$$\text{TEQ}_{\text{sann}} \pm 2.1$$

Denna osäkerhet är större än den som rapporteras från laboratoriet vilket betyder att det finns en teoretisk risk att ett parti som uppfyller gränsvärdet felklassificeras på grund av mätfel. Eftersom halterna i de partier som studerats i projektet legat i intervallet 2-5 TEQ är risken för att få ett mätvärde överstigande gränsvärdet korrigerat för mätosäkerhet nästintill försumbar. För enstaka individer är $U = 2,65$ TEQ vilket innebär att det finns en inte helt försumbar risk att ett en individ från ett parti med verklig halt 5,0 TEQ får ett uppmätt värde överskridande det korrigerade gränsvärdet. Från ett bestånd med genomsnittliga halter strax under gränsvärdet (6,5 pg TEQ/g) finns också en, icke försumbar, sannolikhet att få enstaka mätvärden på uppemot 9 pg TEQ/g från ett samlingsprov.

Redan vid ett samlingsprov på 3 individer kommer provtagningsosäkerheten att utgöra en mindre del av den totala osäkerheten och vid 5 eller fler individer är mätosäkerheten från laboratoriet helt dominerande (Tab. 16). Med tanke på att halterna i de bestånd fisket riktas mot ligger med god marginal under gränsvärdet bedöms risken att ett parti sik från Vättern felaktigt skulle klassificeras som otjänligt vara liten så länge man fiskar på de fångstplatser som erfarenhetsmässigt innehåller måttliga halter.

Beräkningarna i exemplet baseras på ett antagande om att variansen är oberoende av halten. I verkligheten kan vi se att variansen ökar något med ökade halter i partiet. Beräkningarna i exemplet kan alltså antas underskatta risken för felklassificerade partier, när den verkliga halten närmar sig gränsvärdet.

Tabell 16. Exempelberäkningar av hur stor del av osäkerheten i en mätning som utgörs av osäkerhet förknippat med provtagning respektive mätfel i analysen. U anger den expanderade mätosäkerheten, som är konfidensintervallets bredd, medan utot motsvarar roten ut mätningens varians, V_{tot} .

n	V_{prov}	V_{lab}	V_{tot}	u_{tot}	U (TEQ)	V_{prov}/V_{tot}
1	0,73	1,03	1,76	1,33	2,65	41%
3	0,24	1,03	1,27	1,13	2,26	19%
5	0,15	1,03	1,18	1,08	2,17	12%
7	0,10	1,03	1,13	1,06	2,13	9%
10	0,07	1,03	1,10	1,05	2,10	7%

Sammantaget indikerar detta att:

1. givet de halter vi sett i yrkesmässigt fångad sik från Vättern är risken att ett parti kasseras på grund av "otur" liten.
2. mätosäkerheten är större än vad som rapporteras av laboratorerna
3. man ska inte dra alltför stora växlar på enstaka höga mätvärden. Eftersom laboratorerna står för den största osäkerheten gäller detta också samlingsprover.

Sammanfattande diskussion och slutsatser

Ett förhållandevis stort material med analyser av dioxin- och PCB-halter i olika fiskarter från Östersjön, Vänern och Vättern har utvärderats inom ramen för projektet. Det kan konstateras att det föreligger relativt stora variationer både mellan arter och mellan olika fångstområden. I **Tabell 17** ges en sammanfattande tabell av genomsnittliga halter i undersökta arter och vattenområden.

Tabell 17. Medianhalter av fett och dioxinlika ämnen i undersökta arter och vattenområden 2014–2019. Värderna i fet stil överskrider gränsvärderna

Art/område	Antal analyser	Fetthalt %	Σ PCDD/Fs pg TEQ /g vv	Σ PCDD/Fs + dl-PCB pg TEQ/g vv	Σ PCB ₆ ng/g vv
Sik					
-Vänern	103	3,7	3,6	6,3	21
-Vättern	127	1,3	0,3	2,2	16
-Bottniska viken	44	1,8	0,14	0,56	6,5
Strömning					
-Egentliga Östersjön	24	4,4	0,82	2,4	21
-Stockholms innerskärgård*	12	9,4	1,9	7,3	148
-Bottenhavet**	47	8,9	4,2	7,4	35
-Bottenviken	20	5,3	2,5	5,0	27
Lax					
-Bottniska viken	56	9,5	1,7	6,2	40
Öring					
-Bottenhavet	3	5,6	0,85	2,9	23
-Bottenviken	5	7,4	1,3	4	23

*från Mälarens mynning till Vaxholm **inklusive Ålands hav

Halterna i sik från Vänern var väsentligt högre än i Vättern och Bottniska viken. En förklarande faktor är att den Vänersik som undersökts i projektet generellt varit fetare jämfört med de andra områdena. **Figur 10** illustrerar den starka korrelationen mellan fetthalt och föroreningshalter. Om halterna normeras (kompenseras) för fetthalt blir skillnaden mellan Vänern och Vättern betydligt mindre (**Fig. 11**). Varför siken från Vänern generellt varit fetare är alltjämt höljt i dunkel. De isopanalyser som genomförts ger inget stöd för att födan till sik från Vänerns huvudsakligen kommer från en annan trofinivå än den från Vättern. Det är väl känt att sik förekommer i olika underarter (Svärdson, 1979) och en plausibel förklaring är att den sik som fångats i Vänern tillhör en eller flera underarter med skild fysiologi från de övriga områdena. En annan tänkbar förklaring är att de övergripande födoförhållandena är bättre och näringshalterna högre i Vänern vilket leder till ökad fettbildning och därmed ökade förutsättningar för dioxinlika ämnen att ackumuleras.

Fetare sik förekommer även i begränsad omfattning i Vättern men den är mer sällsynt och lever närmare strandzonen jämfört med den pelagiska sik som utgjort en majoritet av det analyserade materialet från Vättern. Projektets resultat ger en tydlig bild av att halterna i yrkesmässigt fångad sik från Vättern generellt med marginal underskrider gränsvärderna för saluföring. På den östra sidan av sjön i höjd med Ödeshög var dock halterna i siken som ingått i materialet av någon anledning högre (**Fig. 8**). I praktiken råder idag ett saluförbud för sik från Vättern då varje parti som skulle kunna säljas behöver kontrolleras genom analyser att halterna ligger under

gränsvärdet. Detta innebär kostnader som ofta skulle överstiga försäljningsvärdet av partiet. Detta är i grunden en olycklig situation då halterna i yrkesmässigt fångad (nätfiskad) sik med stor sannolikhet i en stor del av Vättern ligger under gränsvärdena. I efterföljande kapitel diskuteras ett förslag till *kontrollprogram* som skulle kunna möjliggöra försäljning av sik från Vättern.

En korrelation mellan ålder och föroreningshalter kan skönjas i det undersökta sikmaterialet (**Fig. 14**). Liknande korrelation till längd har även påvisats (Waldetoft, 2019). Detta är logiskt och indikerar att det sker en bioackumulation av ämnena. Det har däremot inte påvisats några säsongsmässiga variationer av vare sig fett- eller föroreningshalter i sik. Fiskens lekcykel eller eventuell skillnad i födoval mellan årstider tycks således inte ha någon avgörande betydelse för föroreningsinnehållet. Detta talar för att i de fall det är aktuellt att formera partier som ska kontrolleras med avseende på föroreningsinnehåll så kan perioden fisken samlas in och successivt fryses in under sträckas ut i tiden. Sik har samlats in under perioden 2014-2019. Det är en förhållandevis kort period för att kunna urskilja eventuella trender. I sikmaterialet från Vänern går det att skönja en avtagande trend under undersökningsperioden. Det ska emellertid framhållas att insamlingen av sik inte gjorts på ett sådant sätt som är optimalt för trendanalyser. Insamlingen har skett utifrån yrkesfiskarnas vilja och möjligheter att samla in fisk. En djupare analys av data där vi kontrollerat för skevheter i dataunderlaget, exempelvis att fisk under olika år samlats in från olika områden, indikerar emellertid att det inte går att urskilja någon trend.

I strömming förelåg skillnader i halter mellan Egentliga Östersjön och Bottniska viken (**Tab. 4; Fig. 15**). Halterna var lägre i Egentliga Östersjön och låg väl under gränsvärdena för saluföring. En på sätt och vis komplicerande faktor för att utvärdera eventuella geografiska skillnader var att fetthalten i strömming skiljde sig avsevärt mellan havsbassängerna och där halterna av dioxinlika ämnen var som högst (Bottenhavet och Stockholms innerskärgård) var även fetthalterna högst (**Tab. 4**). Med hänsyn tagen till skillnader i fetthalt och storlek minskar de inbördes skillnaderna i halter av dioxinlika ämnen mellan de undersökta havsbassängerna (**Fig. 16**) men det går alltså att urskilja lägre halter i Egentliga Östersjön. En intressant fråga som väcks av resultaten är om strömmingen från Bottenhavet faktiskt är fetare eller om det är en artefakt. Omfattningen av den provtagning som genomförts och de uppmätta halt skillnader tyder *inte* på att skulle röra sig om en slumpmässig variation. Resultaten från projektet styrker hur som helst att beslutet att friklassa strömming från vissa delar av Östersjön (LIVSFS 2018:7) är väl underbyggt. I de inre delarna av Stockholms skärgård var emellertid halterna av PCB i strömming uppseendeväckande höga (Waldetoft & Karlsson, 2020). Detta talar för att det finns ett lokalt förhållandevis stationärt bestånd av strömming i innerskärgården som exponeras för stadens miljöfarliga lämningar. Ur yrkesfiskets perspektiv är detta inget större problem. Det sker inget kommersiellt fiske i innerskärgården. Däremot förekommer husbehovs- och fritidsfiske.

Med hjälp av isotopanalyser undersöktes om det finns en skillnad i trofinivå mellan strömming från Egentliga Östersjön och Bottniska vilket skulle kunna vara en förklarande faktor bakom observerade skillnader i förorenings- och fetthalter. Några signifikanta skillnader mellan havsbassängerna kunde emellertid inte identifieras med undantag för att Stockholms innerskärgård som hade en avvikande isotopsignal (**Fig. 38**), vilket stärker uppfattningen att det där finns ett lokalt och förhållandevis stationärt strömmingsbestånd.

I Bottenviken och de norra delarna av Bottenhavet sker det yrkesmässiga strömmingsfisket huvudsakligen på våren och är till stor del inriktat på att få fram råvara till surströmmingsberedning medan det längre söderut pågår mer eller mindre året runt med de intensivaste perioderna vår respektive höst. Inom projektet undersöktes om det finns några säsongsmässiga variationer i föroreningshalter som eventuellt skulle kunna nyttjas för att styra fisket mot vissa årstider. Framförallt jämfördes vår- mot höstfångad strömming men några tydliga indikationer på

skillnader förelåg inte (**Fig. 24**). Däremot förelåg en logisk skillnad i fetthalt mellan de undersökta årstiderna med successivt ökande fetthalter från våren och fram emot vintern (**Fig. 25**). Detta avspeglades dock inte av en motsvande säsongsvariation i halter av dioxinlika ämnen.

Däremot förelåg ett tydligt och förhållandevis brant samband mellan halter av dioxinlika ämnen och fiskens längd och ålder. Ju yngre och därmed mindre fisk (**Fig. 21**) desto lägre halter av dioxinlika ämnen, vilket är logiskt med tanke på ämnernas bioackumulerande egenskaper. I genomsnitt sjunker halten av dioxinlika ämnen räknat som TEQ med 1 pg/g v v per centimeter kortare fisk (inom intervallet 15-20 cm). Det är således en ganska avsevärd reduktion i föroreningsinnehåll som kan åstadkommas genom att styra fisket mot mindre storleksklasser. Att jämföra storleksklasser rakt av mellan havsbassänger är emellertid vanskligt. Ju längre norrut man rör sig i Östersjön desto långsammare blir tillväxten (**Fig. 22**). Detta kan förklaras av den salthaltstress som den i grunden marina arten sill/strömming erfar i de utsötade nordliga havsbassängerna. I genomsnitt är således en strömming i Bottenviken av en viss längd äldre än en strömming med motsvarande längd från Egentliga Östersjön (**Tab. 4**)

Halterna av dioxinlika ämnen i lax var som förväntat likartad mellan de fyra fångstområdena längs Norrlandskusten (**Fig. 27**). Laxen lever större delen av sitt vuxna liv i södra Östersjön och vandrar tillbaka till sin härkomstälvs i samband med lek. De föroreningshalter man mäter i laxen speglar således i första hand den exponering av dioxinlika ämnen de utsatts för under sin tillväxtfas i södra Östersjön. Det förelåg i likhet med sik och strömming en korrelation mellan dioxinlika ämnen och fetthalt (**Fig. 29**) respektive storlek (**Fig. 31**). En avtagande och statistiskt säkerställd tidstrend med avtagande halter noteras för perioden 2014-2019 (**Fig. 28**). Livsmedelsverket har inom ramen för den nationella livsmedelskontrollen erhållit en liknande bild med avtagande halter under senare år (Bergkvist & Aune, 2020). Under 2018 var halterna särskilt låga. En bakomliggande faktor kan vara att fetthalten det året också var låg i såväl det av projektets (**Fig. 30**) som SLV:s undersökta material från lax. En period av fem år är som tidigare påtalats en förhållandevis kort period att utvärdera eventuella trender men det kan hur som helst konstateras att lax som idag fångas utanför den svenska kusten med stor sannolikhet har halter av dioxinlika ämnen som understiger gränsvärdena. På sikt borde en friklassning av lax från Östersjöområdet vara inom räckhåll. Dessförinnan borde det vara möjligt att etablera ett *kontrollprogram* med en gemensam årlig insamling och kontroll av dioxinlika ämnen i lax från fiskare som önskar exportera till den europeiska marknaden, vilket diskuteras i följande kapitel.

Saluföring av viltlevande havsöring sker i begränsad omfattning i Sverige och endast ett fåtal individer från Bottniska viken har analyserats inom ramen för projektet. Öring anses mer stationär än lax och den öring som analyserats har därför sannolikt levt större delen av sina liv i Bottenviken respektive Bottenviken och speglar den exponering den de utsatts för. Halterna i öring var generellt lägre än de som uppmättes i lax (**Fig. 32**), vilket möjligen indikerar att belastningen av dioxinlika ämnen framförallt PCB är lägre i Bottniska viken jämfört med laxens tillväxtområden i Egentliga Östersjön. Å andra sidan var också öringen generellt mindre och kan därmed ha varit yngre jämfört med den analyserade laxen. Några åldersbestämningar på lax eller öring har inte utförts inom ramen för projektet.

Sammantaget kan följande generaliserande slutsatser dras från genomförda undersökningar

- De dioxinlika ämnernas inneboende egenskaper, bland annat att de är fettlösliga och att de bioackumuleras är viktiga faktorer att ta hänsyn till för att kunna förstå observerade skillnader inom och mellan arter och olika fångstområden. Fetthalt visar en mer eller mindre tydlig korrelation med föroreningshalter för samtliga undersökta arter. Ur en yrkesfiskares perspektiv är detta emellertid av mindre vikt då gränsvärden för saluföring

och kostråd utgår från halter på färskviktsbasis. Även storlek och ålder var korrelerade till halter av dioxinlika ämnen, mest uttalat i strömming, vilket pekar på betydelsen av bioackumulation. Däremot kan inte några tecken på biomagnifikation utläsas ur studien.

- Sett över en längre tidsrymd minskar halterna av dioxinlika ämnen i miljön. Inom projektet har en avtagande tidstrend för perioden 2014-2019 noterats för lax. Framförallt har halter av dl-PCB avtagit, vilket är logiskt med tanke på att ämnesgruppen varit förbjuden att använda i decennier. Halter av dioxinlika ämnen i lax ligger idag i de flesta fall under saluföringsgränsvärdena, vilket borgar för att en export av lax ska kunna återupptas framöver. I dagsläget behöver dock varje parti som ska saluföras i EU utanför Sverige kontrolleras genom analyser. En förhållandevis svårtolkad EU-förordning reglerar hur provtagning av partier ska genomföras. På sikt bör en friskrivning eller ett branschgemensamt kontrollprogram vara möjligt.
- Halter av dioxinlika ämnen i sik skiljer sig mellan Vänern, Vättern och Bottniska viken. I Bottniska viken har samtliga analyserade prover legat långt under gränsvärden. I Vättern har ett fåtal (6 av totalt 127 analyserade prover) haft halter över gränsvärdena. Sannolikheten att yrkesmässigt fångad pelagisk sik skulle ha halter över gränsvärden bedöms vara låg. Ett branschgemensamt kontrollprogram bör kunna komma till stånd som garanterar att de krav på livsmedelskontroll som Länsstyrelserna runt Vättern gemensamt fattade 2015 tillgodoses. I Vänern är däremot halter av dioxinlika ämnen som överskrider gränsvärden vanligt förekommande i sik. En faktor som tydligt förklarar detta är att den Vänerssik som analyserats i projektet generellt varit fetare. Varför Vänerssiken generellt är fetare har emellertid inte kunnat klarläggas. Isotopanalyser för att undersöka eventuella skillnader i födoval mellan Vättern- och Vänerssik har inte påvisat några skillnader som förklarar observerade skillnader i fetthalt. Sik (*Coregonus spp.*) har en komplicerad systematik med flera underarter, vilket skulle kunna vara en förklaring till observerade skillnader. Relativt svaga ålders- och storlekssamband till uppmätta halter av dioxinlika ämnen har påvisats. Vilken årstid siken fångas på verkar också spela liten roll för vilka halter av dioxinlika ämnen den innehåller.
- I strömming var halterna i Egentliga Östersjön lägre jämfört med Bottniska viken och låg generellt under gränsvärdena medan de i Bottniska viken i medeltal var i nivå med dessa. I Stockholms innerskärgård var emellertid halterna av PCB uppseendeväckande höga och speglar sannolikt en lokal föroreningssituation. Någon systematisk variation i halter mellan olika årstider kunde inte identifieras, ej heller någon skillnad i isotopsignal som pekar mot skilda födoval mellan havsbassängerna. Däremot förelåg ett tydligt storlekssamband med lägre halter i mindre och generellt yngre individer. Ett sätt för fiskerinäringen att med relativt enkla medel minska dioxininnehållet i den saluförda strömmingen vore att fokusera på mindre storleksklasser.
- Det förefaller inte som att olika beredningsmetoder såsom rökning, gravning, fermentering och stekning på något avgörande sätt påverkar innehållet av dioxinlika ämnen. Ett skäl kan, när det gäller rökning, vara att parallellt med att det avgår fett och dioxinlika ämnen så minskar också vattenhalten under rökningprocessen varför halten av dioxinlika ämnen på färskviktsbasis förblir densamma.

- I lax konstaterades skillnader i halter mellan nack-, mitt- och stjärtparti. I nackpartiet är både fetthalt och halt av dioxinlika ämnen högre medan de är lägst i stjärtpartiet. Ett sätt att minska på dioxininnehållet i saluförda livsmedel av lax vore således att bara ta tillvara vissa delar av fisken. Den metoden tillämpas i Danmark. Vinsten i reducerat dioxininnehåll skall dock ställas mot att värdefull fisk med högt näringsinnehåll kasseras varför det ur ett hållbarhetsperspektiv är tveksamt. Enligt EU-förordningen ska vid livsmedelskontroll mittbiten inklusive underhudsfett men med buklisten bortskuren användas för bestämning av föroreningsinnehåll. Hur provberedning ska gå till för att på ett representativt sätt spegla föroreningsinnehållet i lax har varit föremål för diskussion mellan näring och kontrollerande myndigheter. Vår bedömning är emellertid att eventuella skillnader i provberedningsmetodik inte är avgörande vid kvantifiering av dioxininnehåll. En mer betydelsefull faktor om det föreligger divergerande uppfattningar kring vad som är representativa halter är sannolikt att det kan finnas systematiska skillnader mellan olika analyslaboratorier. Sammantaget innebär det att man inte kan dra för stora växlar på uppmätta halter i enstaka prov även om de är beredda som samlingsprov av flera individer. Den totala osäkerheten i ett enstaka prov är högre än den mätosäkerhet som det rapporterade laboratoriet rapporterar. Den som fiskar i vatten där halterna i genomsnitt ligger nära gränsvärdet bör vara medveten om risken att ett parti kan underkännas i dioxinanalysen genom slump, samtidigt som kontrollerande myndigheter bör vara medvetna om att två prover från samma ursprung kan avvika mer än vad den rapporterade mätosäkerheten indikerar, utan att några felaktigheter eller oegentligheter begåtts.

Framtidsutblick

Insjöfiske efter sik

Vättern

I Vättern råder den märkliga situationen att yrkesfisket fritt får sälja röding, lax och öring men inte sik trots att den generellt innehåller lägre halter av dioxinlika ämnen än de andra arterna. Samtidigt finns en stor efterfrågan efter rökt Vätternsik, en typisk sällanköpsprodukt, som tidigare varit ett populärt inslag i den lokala turism- och besöksnäringen. I Vättern växer nu beståndet av sik eftersom det inte sker något fiske efter den. Detta kan på sikt leda till ekologiska obalanser eftersom det finns en förvaltning och ett fisketryck på andra konkurrerande arter.

Den sik som fångades i Vättern inom projektet uppvisade med få undantag halter av dioxinlika ämnen som låg stabilt under gränsvärdena. Under projekttiden har det dock också fångats sik som ligger nära eller över gränsvärdena i samband med provfiske i ett område där yrkesmässigt fiske inte bedrivs. Eftersom det uppenbart finns bestånd som överstiger gränsvärdena är en friklassning av Vättern inte aktuell. Däremot är det bevisligen möjligt att fånga sik som väl understiger gränsvärdena genom att fiska på de fångstplatser under de fångstperioder och med de redskap som använts i projektet. För att visa att ett parti sik uppfyller EU:s gränsvärden för dioxinlika ämnen kan man antingen skicka in ett prov för analys eller visa att partiet kommer från ett område där halterna i fisken understiger gränsvärdena. I dagsläget tillämpas det förra alternativet på sik från

Vättern medan det senare gäller för exempelvis sik från Bottenviken men i princip skulle det kunna appliceras på delområden inom en större sjö.

För att provtagning för dioxin skall kunna bli ekonomiskt genomförbart krävs att partierna är stora. Enligt EU:s regler kan ett parti innehålla fisk från flera dagsfångster och flera fiskefartyg om fisket skett i samma relevanta fångstområde och fiskeperiod. I detta sammanhang bör "relevant fångstområde" tolkas som fångstplatser där data talar för att man kan förvänta sig likartade halter av dioxiner. För att visa att partiet uppfyller kraven kan analyser utföras på ett samlingsprov från ett parti. När fiske sker under tider och i områden där resultaten tyder på stabila nivåer är det lämpligt att bilda större partier, eventuellt av flera fiskares fångst från samma fiskeperiod för att hålla nere analyskostnaderna. Med ett större samlingsprov minskar också mätosäkerheten från provtagningen genom att fler fiskar samplas.

Om sik fiskas i ett nytt område eller under en annan tidsperiod och det finns en anledning att misstänka att dioxinhalten kan skilja sig bör fångsten, under det första året/åren, provtas och säljas som ett separat parti dels för att leva upp till provtagningsförfordningen, dels för att inte riskera att kontaminera ett större parti. EU lagstiftningen fastställer inte exakt hur lång en fiskeperiod kan vara eller vad som är ett relevant fångstområde. Gränsen för när ett parti kan anses innehålla en storleksklass ger en viss frihet för tolkning. För att inte detta skall ge upphov till tvister med myndigheter rekommenderas att detta fastställs i branschriktlinjer. Sådana riktlinjer skulle också kunna innehålla beskrivningar av provtagningsförfaranden, märkning och dokumentation. En remissutgåva med förslag till branschriktlinjer för sikfiske i Vättern redovisas i **Bilaga A**.

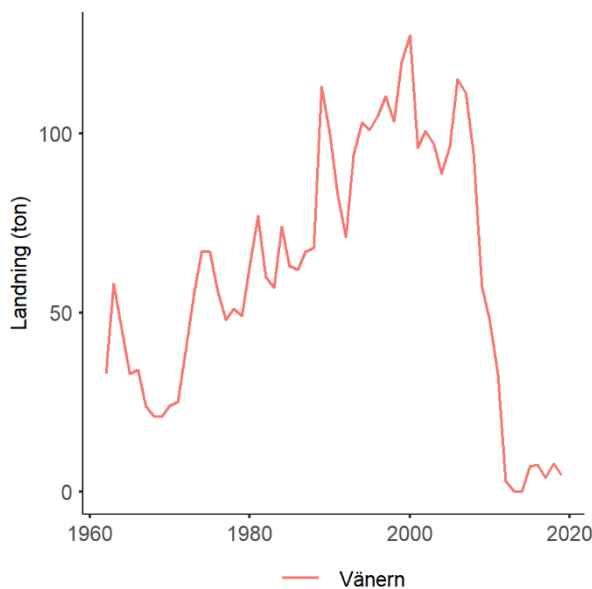
Med tanke på att reglerna för försäljning av strömming från Östersjön tar hänsyn till fångstområde och strömmingens storlek kan man också tänka sig något liknande för sik från Vättern. Om man under flera år i rad analyserat partier från samma fiskeperiod och fiskeområde, uppmätt stabila nivåer, och har bra spårbarhet borde det, ur vetenskapligt perspektiv och med hänvisning till producentansvaret, vara möjligt att minska provtagningsfrekvensen och kanske t o m sälja färsk sik. Då det inte finns några officiella delområden i Vättern skulle detta sannolikt bli något som sker inom ramen för företagarens egenkontroll. För att verifiera att de partier som sålt uppfyller kraven skulle en stickprovsmässig provtagning kunna genomföras inom ramen för ett gemensamt finansierat *kontrollprogram*. Till skillnad från tidigare förslag skulle det inte bli fråga om friklassning av sik från Vättern. Principen skulle i stället vara att programmets medlemmar kan visa att de, genom selektivt fiske inom bestämda områden och vid bestämda fiskeperioder, klarar av att leverera en säker produkt i linje med gällande länsstyrelsebeslut (Lst, 2015). Detta är en fråga att diskutera med riskhanterande myndigheter.

Vänern

I Vänern är halterna av dioxinlika ämnen i sik högre. Det finns indikationer på att det kan vara möjligt att formera partier som uppfyller gränsvärdena genom fiske på valda fångstplatser och fiskeperioder. Det verkar dock svårt att hitta tydliga mönster som skulle göra det möjligt att formera större partier, eller att på sikt kunna övergå till stickprovsmässig provtagning vilket gör det svårt att se att sikfiske i Vänern skulle kunna bli lönsamt i närtid. Med finansiering från Fiskeområde Vänern har det därför i ett fristående projekt tagits fram en strategi och ett förslag till hur ett fiske efter sik i Vänern ska kunna återupptas.

Förslaget innebär att sikbeståndet i Vänern reformeras genom så kallad biomanipulation. Metoden innebär att under ett antal år fiska hårt på beståndet av sik så att det omsätts och förnyas. Fisket efter sik har i princip upphört sedan 2012 då saluföringsrestriktioner infördes. Dessförinnan

fiskades storleksordningen 100 ton sik/år av yrkesfisket (Fig. 59). Det innebär att det nu finns ett åldrande och stort bestånd av sik i sjön som inte omsätts i samma takt som det skulle göra om beståndet förvaltades. Detta är i sig inte uppenbart önskvärt att man i en sjö där man har en aktiv förvaltning av vissa arter lämnar andra därhän vilket kan leda till ekologiska obalanser. Detta ska å andra sidan vägas mot att det finns ett förvaltningsmål som handlar om bevarande av en naturlig storleks- och åldersstruktur som i princip är uppnått för sik i Vänern. Förslaget behöver således vägas i mot olika intressen. Hursom ökar idag sannolikt halterna av dioxinlika ämnen i Vänersik genom bioackumulation i det åldrade befintliga beståndet och bara genom att fiska på det kommer en del bevisligen biotillgängliga dioxinlika ämnen att kunna avlägsnas ur systemet. Beräkningar från Östersjön (MacKenzie et al., 2004) visar exempelvis att en inte försumbar del av PCB bortförs genom fisket på strömming. Den stora vinsten bedöms emellertid framförallt kunna erhållas genom att beståndet förnyngas och att det nya sikbestånd som etableras kommer att innehålla lägre halter av dioxinlika ämnen. Trots allt så minskar tillförseln av dioxinlika ämnen till miljön successivt och ett nytt sikbestånd kommer att vara mindre exponerat jämfört med dagens och om man inriktar framtida fiske på mindre, yngre individer kommer de under kortare tid ha kunnat bioackumulera dioxinlika ämnen, vilket också talar för att halterna kommer att vara lägre.



Figur 59. Yrkesfiskets fångster av sik i Vänern 1962-2019. Källa: Martin Ogonowski, SLU Sötvattenlaboratoriet

Ett femtontal yrkesfiskare i Vänern är tillfrågade och beredda att tillställa erforderliga fiske-resurser. För att erhålla någon effekt behöver fiskeuttaget åtminstone upp till de nivåer det låg på tidigare, cirka 100 ton/år, och det bedöms behöva pågå under cirka fem år. En minkfarmare i regionen som redan i dagsläget tar hand om rester från siklöjefisket som foder är vidtalad och beredd att ta emot siken som ett komplement i pälsdjurens foderstat. En alternativ kvittblivning är att låta den fiskade siken gå till biogasproduktion. Att använda sig av biomanipulation är inte en oprövad metod. Det har tidigare med viss framgång använts för att reducera kvicksilverhalter i gäddbestånd (Jernelöv, 1984, Lindeström, 1986) och det har under senare år använts framgångsrikt för att reducera effekter av övergödning i näringsrika sjöar (Hedré et al., 2020). En ansökan om finansiering för en ett-årig pilotstudie är inlämnad till Jordbruksverket och den europeiska fiskefonden.

Kustfiske efter strömming, lax och öring

Strömming

Småskaligt kustfiske efter strömming är ur ett hållbarhetsperspektiv attraktivt. Det sker med passiva redskap till en lokal marknad och ofta sker en förädling i nära anslutning till fiskeplatserna till livsmedelsprodukter av kulturhistoriskt värde som ökar attraktionskraften i den lokala turism- och besöksnäringen. Strömming är en fet fisk och intar en dominerande ställning i näringsväven i Östersjön. Att den är så pass fet är den främsta förklaringen till varför halterna av dioxinlika ämnen är förhöjda trots att strömmingen befinner sig på en låg trofisk nivå där stapelfödan utgörs av djurplankton. Även om halterna av dioxinlika ämnen successivt sjunker kan det antas att halterna för överskådlig tid kommer att vara förhöjda. Den dominerande källan till tillförsel av dioxinlika ämnen till Östersjön är atmosfärisk deposition av luftburna partiklar ofta med långväga ursprung i förbränningsprocesser (PCDD/Fs) och storskalig biogeokemisk omlagring av PCB. Av de olika faktorer som påverkar dioxininnehållet och som studerats inom projektet är det framförallt en som skulle omsättas i praktiska råd till näringen – storleken på fisken. Mindre och därmed yngre strömming har generellt lägre halter av dioxinlika ämnen. Ämnenas bioackumulerande egenskaper förefaller ha stor betydelse. Skillnaden i föroreningshalt var typiskt ca 1 pg TEQ/ g v v mellan en strömming av en viss storlek och en strömming som bara är en cm kortare. En åtgärd som direkt skulle ge en positiv effekt på föroreningshalterna vore således att rikta fisket mot mindre storleksklasser.

Ur yrkesfiskets perspektiv är frågan om halterna ligger över eller under gränsvärdena inte lika central som för andra arter eftersom Sverige har sitt permanenta undantag från EU regelverket och någon export av strömming inte är aktuell i dagsläget. Av större betydelse är hur Livsmedelsverkets kostråd kommuniceras och mottas av samhället. Det var länge sedan strömming utgjorde stapelföda för den svenska befolkningen. Det konsumtionsfiske som idag sker är begränsat och huvudsakligen inriktat på att få fram "premiumprodukter" till högtider som påsk, jul, midsommar, surströmmingspremiären och för att tillgodose restauranger under sommarperioden. Det är med andra ord liten sannolikhet att gemene man konsumerar strömming (eller för all del någon annan av de arter som studerats i projektet) i sådan omfattning att det leder till en förhöjd risk för negativa hälsoeffekter. I kostråden avråds barn och kvinnor i barnafödande ålder att äta fisk med förhöjda halter av dioxinlika ämnen mer än ett par-tre gånger/år medan övriga befolkningsgrupper anses *riskfritt kunna äta fisken upp till en gång per vecka!* Här finns helt uppenbart en potential till ett ökat fiske och försäljning till restauranger, äldreboenden och andra samhälleliga institutioner, med undantag för skolbespisningar, där det finns intresse för kosthållning med lokala råvaror. Här finns en potential till utveckling av det kustnära fisket som borde diskuteras vidare mellan näringen, kommuner, regioner och andra intressenter.

Lax

Tillgången på lax i Östersjön har under senare år, trots tecken på att en svampsjukdom börjat grassera i laxbeståndet (Förlin et al., 2020), varit god och de fiskekvoter som tillställts näringen har snabbt fyllts upp. Fisket bedrivs med start runt midsommar i ungefär en månad till övervägande del med fällor som sätts ut i anslutning till laxförande älvar. Fisket sker på lekvandrande fisk som växt till i havet och återvänder till sin hemälv i samband med fortplantning. Under sin tillväxtfas i havet består födan av skarpsill och strömming (Jacobson, 2020). Halterna i lax har under den period som mätningar genomförts 2014-2019 visat en avtagande trend. Som tidigare påpekats är en

period av fem-sex år i kortaste laget för klarlägga tidstrender men det kan emellertid konstateras att den minskning som skett är helt kongruent med vad som framkommit i Livsmedelsverkets provtagning från samma tidsperiod (Bergkvist & Aune, 2020) och att även den danska livsmedels-säkerhetsmyndigheten rapporterat om sjunkande halter (Miljø- og Fødevarerministeriet, 2018). Om halterna vid den nationella livsmedelskontrollen framöver fortsatt kommer att ligga under gränsvärdena är det rimligt att laxen friklassas på samma sätt som skett för strömming från vissa delar av Östersjön. Det innebär *inte* att kostråden ska negligeras men det skulle innebära en möjlighet för kustfisket att återuppta exporten till Europa, vilket skulle öka lönsamheten eftersom Östersjölax är ett efterfrågat livsmedel i exempelvis Frankrike. I väntan på friklassning skulle ett bransch-gemensamt *kontrollprogram* kunna vara en lösning. Resultaten från projektet indikerar inte att det finns någon skillnad i föroreningshalter mellan provtagningslokalerna som pekar mot att det skulle finnas regionala skillnader som tyder på att lax som vandrar upp en viss älv skulle ha föroreningshalter som skiljer sig från de som vandrar upp i andra älvar. Det vore också osannolikt eftersom större delen av laxbeståndet anses uppehålla sig inom en relativt begränsad del av södra Östersjön och därmed under sin tillväxtfas utsätts för en likartad exponering för dioxinlika ämnen. Bottniska viken kan därför ur näringens perspektiv betraktas som en produktionsplats och genom att gemensamt finansiera en genomtänkt egenkontroll borde det vara möjligt att få acceptans för att provtagning genomförts på ett sådant sätt att det uppfyller kraven i EU-förordningen.

Öring

Det kommersiella fisket efter öring i Bottniska viken är begränsat och utgörs mestadels av bifångst i samband med laxfisket. De analyser som genomförts inom projektet pekar mot halter väl under gränsvärdena. SLV:s analyser inom den nationella livsmedelskontrollen pekar i samma riktning (Bergkvist & Aune, 2020). Om det finns förutsättningar för ett ökat kommersiellt fiske efter öring inom ramen förvaltningen av beståndet skulle det sannolikt vara möjligt att få arten friklassad från saluföringsrestriktionerna inom EU.

Framtida gränsvärden och kostråd

En viktig fråga för yrkesfiskets framtid är eventuella förändringar i EU:s gränsvärden. De nuvarande gränsvärdena framgår av EG 1881/2006. 2011 beviljades, Sverige, Finland och Lettland permanent undantag från gränsvärdena för försäljning av vissa arter inom ländernas gränser (EU 1259/2011). Under 2018 publicerade den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (Efsa) en ny rapport om dioxiners hälsoeffekter på djur och människor (Knutsen et al., 2018). Det nya rekommenderade veckointaget ligger ca 3 gånger lägre än det gamla och det har spekulerats om detta kommer att resultera i sänkta gränsvärden på EU-nivå, att Sveriges undantag dras in eller att Livsmedelsverket kommer med nya kostråd.

Efsa är dock ingen lagstiftande myndighet. Livsmedelssäkerhetsarbetet inom EU följer principerna från Codex Alimentarius (FAO/WHO, 2013) enligt vilken det skall finnas en funktionell separering mellan riskvärdering och riskhantering. Medan riskvärderarens uppgift är att analysera hur stor en risk är och hur den påverkas av olika åtgärder är det riskhanterarens uppgift att avgöra vilken risknivå som är acceptabel och hur risken skall vägas mot andra konsekvenser av ett beslut. Riskhanteraren får i sitt beslut ta hänsyn till "andra legitima faktorer". Sådana faktorer kan bland annat vara påverkan på klimat och miljö, ekonomi och arbetstillfällen. Även bevarandet av ett mat- och kulturarv och levande kustbygder är exempel på sådana faktorer, vilka beaktades när Sverige begärde permanent undantag från EU:s gränsvärden (Regeringskansliet, 2016).

Inom EU är Efsa den riskvärderande myndigheten medan riskhanteringen faller på EU-kommissionen (och parlamentet). I fallet dioxin är det Livsmedelsverket som är riskvärderande myndighet i Sverige medan Regeringskansliet har haft rollen som riskhanterare. Läget idag är att EU-kommissionen har bett Efsa att återkomma med en risk-nytta värdering av fisk där de hälsoskadliga effekterna av dioxiner vägs mot hälsonyttan av fiskkonsumtion. I den risk-nytta värdering som gjordes av Livsmedelsverket anförs att Östersjöfisken kan bytas ut mot annan fet fisk såsom odlad norsk lax (Glynn et al., 2013). Metoderna för risk-nytta värdering utvecklas dock och enligt Efsas vägledning (Efsa, 2010) är det inte tillräckligt att uttala sig om huruvida risken eller nyttan överväger. Istället förväntas risken och nyttan kvantifieras var för sig och uttryckas i termer av, exempelvis, "livsår justerat efter livskvalitet" ("Quality adjusted life years"). En sådan ansats användes i en nyligen publicerad risk-nytta värdering från Finland (Tuomisto et al., 2020). I studien rapporteras att hälsonyttan med att konsumera strömming från Östersjön överväger riskerna för alla grupper utom unga kvinnor, för vilka risk och nytta låg på liknande nivåer. När Efsas rapport är klar kommer EU-kommissionen att ta hänsyn till inte bara om risken eller nyttan är störst utan också till hur stor skillnaden är i fråga om förväntade döds- och sjukdomsfall och därefter väga detta mot "andra legitima faktorer". Den ökande medvetenheten om livsmedelsproduktionens klimat- och miljöpåverkan har också väckt frågan om att riskvärderande myndigheter, som Efsa, borde samarbeta med andra organisationer för att hållbarhet skall vägas in i risk-nytta värderingar i enlighet med One Health/One Environment mål (Verhagen, 2019). Med en sådan ansats skulle man exempelvis kunna väga in att kustnära strömmingsfiske har ett lågt klimatavtryck i jämförelse med annat fiske. Sådana metoder är dock ännu i sin linda.

Vid fastställande av gränsvärden tillämpas ofta den så kallade ALARA- (as low as reasonably achievable) principen där man tar hänsyn till vilka förutsättningar det finns att producera livsmedel som uppfyller kraven. Ett inte omöjligt scenario är alltså att gränsvärdena kommer att sänkas gradvis, i takt med att halterna av dioxin sjunker i Östersjön. EU-kommissionen leds av politiskt tillsatta kommissionärer från alla EU-länder, varav flera gränsar till Östersjön. Att försöka förutse vilket beslut kommissionen kommer att fatta baserat på den beställda risk-nytta värderingen är mycket vanskligt. Däremot är det en rimlig gissning att det kommer att ta tid. I detta sammanhang kan det vara värt att ha i åtanke att Efsa också kommit fram till sänkta tolerabla dagliga intag av flera mögelgifter i spannmål och att flera länder i norra Europa, inte minst Sverige, motsätter sig sänkta gränsvärden eftersom detta kunde medföra att stora delar av skörden (inte minst råg och havre) skulle behöva kasseras under ett dåligt år.

Sammanfattningsvis kan konstateras att det finns en hel del som talar för att det framgent finns förutsättningar för ett livskraftigt småskaligt kust- och insjöfiske. Det finns en efterfrågan och ett allt starkare samhälleligt intresse för lokalt och hållbart producerad mat. Det småskaliga fisket kan bidra till att utveckla turism och besöksnäring i de bygder där fiske bedrivs. Fisket bedrivs med skonsamma metoder på välförvaltade bestånd och där uttaget av fisk sker inom hållbara gränser, möjligtvis med undantag för strömming där det storskaliga trålfisket efter foderfisk har börjat ifrågasättas. En dagsfångst för en stor trålare motsvarar ungefär den samlade fångsten som det lokala småskaliga fisket i ett kustlän tar upp under ett år, vilket i sin tur motsvarar mindre än en promille av det fiskfoder den danska minknäringen förbrukar under ett år. Mot detta ska ställas de hälsorisker som följer av förekomsten av dioxinlika ämnen i förhållanden till den medicinska nyttan som erhålles av att äta samma fisk. Detta är ingen fråga som enkelt låter sig besvaras och som heller inte fullständigt kan besvaras på ett naturvetenskapligt objektivt sätt. Till syvende och sist handlar det om vilka bedömningar och värderingar enskilda experter och beslutsfattare gör. Som ovan beskrivits bereds frågan just nu inom EU. Situationen i Sverige är långt ifrån optimal där Livsmedelsverket har rollen både som en *expertmyndighet/riskvärderare* och som en *riskhanterade myndighet*. Det har till exempel försvårat dialogen och möjligheterna till samverkan inom det nu genomförda projektet.

Det kan hur som helst konstateras att även inom de nuvarande kostråden finns ett utrymme för det småskaliga kust- och insjöfisket. De produkter som framförallt tillhandahålls är typiskt sådana som gemene man inom riskgrupper (barn och kvinnor i barnafödande ålder) äter ett par-tre gånger/år i samband med högtider och ferier, vilket också kostråden medger. För övriga, män och kvinnor utanför barnafödande ålder, dvs. en stor del av befolkningen, anses det riskfritt att äta fisk med förhöjda halter av dioxinlika ämnen upp till en gång vecka. Frågan om förekomsten av dioxinlika ämnen i fisk får idag stort utrymme i den allmänna samhällsdebatten, inte minst i media. Om Sverige ska leva upp till den av regeringen fastlagda svenska livsmedelsstrategin så behöver centrala, regionala och lokala myndigheter med ansvar för fiske- och livsmedelsfrågor i dialog med fiskerinäringen framgent verka för en balanserad framställning av problematiken kring dioxiner i fet fisk.

Referenser

- Airaksinen, R., A. Hallikainen, P. Rantakokko, P. Ruokojärvi, P.J. Vuorinen, R. Parmanne, M. Verta, J. Mannio & H. Kiviranta, 2014. Time trends and congener profiles of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Baltic herring off the coast of Finland during 1978–2009. *Chemosphere* 114:165-171.
- Amundsen, P.-A., T. Bøhn, & G. H. Våga, 2004. Gill raker morphology and feeding ecology of two sympatric morphs of European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Annales Zoologici Fennici* 41:291–300.
- Arnot, J. A., & F. A. P. C. Gobas., 2004. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23:2343–2355.
- Assefa, A., Tysklind, M., Bignert, A., Josefsson, S. & Wiberg K., 2019. Sources of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans to Baltic Sea herring, *Chemosphere* 218:493-500.
- Bergkvist, P & Aune, M., 2020. Dioxiner och PCB i lax och öring från Östersjön 2014 till 2019 Livsmedelsverket PM. Uppsala. ISSN 1104-7089
- Blanke, C. M., Y. Chikaraishi., Y. Takizawa., S. A. Steffan., P. S. Dharampal., & M. J. Vander Zanden. 2017. Comparing compound-specific and bulk stable nitrogen isotope trophic discrimination factors across multiple freshwater fish species and diets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74:1291–1297.
- Borgå, K., A. T. Fisk, B. Hargrave, P. F. Hoekstra, D. Swackhamer, & D. C. G. Muir. 2005. Bioaccumulation Factors for PCBs Revisited. *Environmental Science & Technology* 39:4523–4532.
- Boutton, T. W., 1991. Stable carbon isotope ratios of natural materials: 2. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. *Carbon isotope techniques*.
- Casini, M., M. Cardinale., & F. Arrhenius., 2004. Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 61:1267–1277.
- Casini, M., M. Cardinale., & J. Hjelm., 2006. Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the central Baltic Sea: what gives the tune? *Oikos* 112:638–650.
- Croisetière, L., L. Hare, A. Tessier, & G. Cabana. 2009. Sulphur stable isotopes can distinguish trophic dependence on sediments and plankton in boreal lakes. *Freshwater Biology* 54:1006–1015.
- Deniro, M. J., & S. Epstein., 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 45:341–351.
- Efsa, 2010. EFSA Scientific Committee; Guidance on human health risk-benefit assessment of food. *EFSA Journal* 2010; 8(7)1673. [41 pp.]. doi:10.2093/j.efsa.2010.1673. Available online: www.efsa.europa.eu.
- EG 1881/2006. Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel.

EG 1224/2009. Rådets förordning (EG) nr 1224/2009 av den 20 november 2009 om införande av ett kontrollsystem i gemenskapen för att säkerställa att bestämmelserna i den gemensamma fiskeripolitiken efterlevs.

Ek, C., H. Holmstrand, L., Mustajärvi, A., Garbaras, R., Barisevičiūtė, J., Šapolaitė, A., Sobek, Gorokhova, E., & A. M. L. Karlson., 2018. Using Compound-Specific and Bulk Stable Isotope Analysis for Trophic Positioning of Bivalves in Contaminated Baltic Sea Sediments. *Environmental Science & Technology* 52:4861–4868.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 2000. Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds. Draft Final Report. Washington, DC: EPA.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 2004. Fingerprint Analysis of Contaminant Data: A Forensic Tool for Evaluating Environmental Contamination. Technical Support Center Issue, Office of Research and Development, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. EPA/600/5-04/054, May 2004.

EU 2011/404. Kommissionens genomförandeförordning (EU) nr 404/2011 av den 8 april 2011 om tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 1224/2009 om införande av ett kontrollsystem i gemenskapen för att säkerställa att bestämmelserna i den gemensamma fiskeripolitiken efterlevs

EU 2017/644. Kommissionens förordning (EU) 2017/644 av den 5 april 2017 om provtagnings- och analysmetoder för kontroll av halter av dioxiner, dioxinlika PCB och icke-dioxinlika PCB i vissa livsmedel och om upphävande av förordning (EU) nr 589/2014

EU 2020/155. Kommissionens förordning (EU) 2020/1255 av den 7 september 2020 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i traditionellt rökt kött och rökta köttprodukter samt traditionellt rökt fisk och rökta fiskeriprodukter, och fastställande av ett gränsvärde för PAH i livsmedelspulver av vegetabiliskt ursprung som används för framställning av drycker. Europeiska unionens officiella tidning L293. pp 1-4.

European Commission. 2014., Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000 / on biota monitoring (the implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive. European Commission, Directorate-General for the Environment, Luxembourg.

FAO/WHO, 2013. Codex Alimentarius Commission: Procedural manual. Twenty-first edition, Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Rome. Retrieved on 19 February 2019 from <http://www.fao.org/3/a-i3243e.pdf>.

Fishbase.se., 2020, June 12. Clupea harengus summary page. <https://www.fishbase.us/summary/Clupea-harengus.html>.

Flinkman, J., I. Vuorinen., & E. Aro., 1992. Planktivorous Baltic herring (*Clupea harengus*) prey selectively on reproducing copepods and cladocerans. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:73–77.

del Giorgio, P. A., & R. L. France., 1996. Ecosystem-specific patterns in the relationship between zooplankton and POM or microplankton del13C. *Limnology and Oceanography* 41:359–365.

Glynn, A., Sand, S. & Becker, W. 2013. Risk and benefit assessment of herring and salmonid fish from the Baltic Sea Area. Livsmedelsverket rapport nr 21/2013.

Hansson, S., Hobbie, J. E., Elmgren, R., Larsson, U., Fry, B., & Johansson, S., 1997. The Stable Nitrogen Isotope Ratio as a Marker of Food-Web Interactions and Fish Migration. *Ecology* 78:2249–2257.

Hedré, A., Böklin, M & Björk-Rengbrandt, J. 2020. Fiskförvaltning i Växjösjöarna. Slutredovisning av ett LOVA projekt år 2019. Växjö kommun, 24 sid. 2020-01-24.

Hällén, J. & Karlsson, M., 2018. Dioxiner i sediment och fisk från Vänern och Vättern. IVL-rapport B2310.

Ishikawa, N. F., 2018. Use of compound-specific nitrogen isotope analysis of amino acids in trophic ecology: assumptions, applications, and implications. *Ecological Research* 33:825–837.

Jackson, L. J. 1997. Piscivores, predation, and PCBs in Lake Ontario's pelagic food web. *Ecological Applications* 7:991–1001.

Jacobson, 2020. Size-dependent predator-prey interactions, distribution and mortality in salmon: effects on individuals and populations. Doctoral Thesis No. 2020:32, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae 2020:32.

Jobling, M., 1994. Fish Bioenergetics. Springer Netherlands.

Jernelöv, A., 1984. Population management - ett försök att minska kvicksilverhalten i gädda i Helgasjön. IVL-rapport B756.

Karlsson, A., Danielsson, S., Ek, C., Faxneld, S., Nyberg, E., & Pütz Winkens, K., 2019. Temporala och spatiala trender i föreslagna baslinjeorganismer för implementering av stabila isotoper i miljögiftsövervakningen. Page 10. Technical Report, Naturhistoriska Riksmuseet, Enheten för miljöforskning och övervakning, Stockholm, Sweden.

Karlsson, M. & Viktor, T., 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen. IVL-rapport B2214.

Karlsson, M. & Malmaeus, M., 2014. Optimerat utnyttjande av lax och strömming från Bottniska viken - förstudie med förslag till provtagningsprogram. IVL-rapport B2211.

Karlsson, M., Andersson, G., Bohman, P., Hällén, J., Sandström, A. & Viktor, T., 2018. Dioxiner i fet fisk - Hot och utvecklingsmöjligheter för svenskt småskaligt kust- och insjöfiske - Årsrapport 2017. IVL-rapport B2301.

Kline, T. C., Wilson, W.J., & Goering, J.J., 1998. Natural isotope indicators of fish migration at Prudhoe Bay, Alaska 55:9.

Knutsen, H. K., Alexander, J., Barregård, L. et al., 2018. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *EFSA Journal* 2018;16(11):5333.

Li, C., Zheng, M.H., Zhang, B. et al., 2012. Long-term persistence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in air, soil and sediment around an abandoned pentachlorophenol factory in China. *Environmental Pollution* 162:138-143.

Lindström, L., 1986. Gäddans kvicksilverhalt i norra Vänern. Miljöforskargruppen rapport juli 1986.

Link, J. S., & Garrison, L.P., 2002. Changes in piscivory associated with fishing induced changes to the finfish community on Georges Bank. *Fisheries Research* 55:71–86.

LIVSFS 2014:22. Livsmedelsverkets föreskrifter om vissa fiskarter från Östersjöområdet.

LIVSFS 2018:7. Livsmedelsverkets föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2014:22) om vissa fiskarter från Östersjöområdet

Livsmedelsverket, 2017 <https://kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/268/bedomning-av-analysresultat>

Lst, 2015. Angående dioxinhalter i sik fångad i Vättern och Vänern. Meddelande från Länsstyrelserna 2015-01-12, 3 sid.

MacKenzie, B. R., Almesjö, L. & Hansson, S., 2004. Fish, Fishing, and Pollutant Reduction in the Baltic Sea. *Environmental Science & Technology* 38:1970-1976.

Madenjian, C. P., M. P. Ebener, & M. S. Sepúlveda. 2015. PCB concentrations of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) vary by sex. *Journal of Great Lakes Research* 41:1185–1190.

McLachlan, M. & Undeman, E., 2020. Dioxins and PCBs in the Baltic Sea. *Helcom Baltic Sea Environment Proceedings* n°171.

Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienterna. IVL-rapport B2053.

Matley, J. K., Maes, G.E., Devloo-Delva, F. et al., 2018. Integrating complementary methods to improve diet analysis in fishery-targeted species. *Ecology and Evolution* 8:9503–9515.

Montgomery, D. C., 2017. *Design and analysis of experiments*. 9:th red. Singapore: John Wiley & Sons.

Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., & Köster, F.W., 2004. Feeding ecology of central Baltic Sea herring and sprat. *Journal of Fish Biology* 65:1563–1581.

Möllmann, C., & Köster, F.W., 1999. Food consumption by clupeids in the Central Baltic: evidence for top-down control? *ICES Journal of Marine Science* 56:100–113.

Origo Group, 2020. Svenska konsumenters vanor, kunskaper och attityder om yrkesfiske och yrkesfiskare. Rapport till Jordbruksverket, 63 sid.

Paatero, P., Tapper, U., 1994. Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values. *Environmetrics* 5, 111e126.

Peterson, B. J. & Fry, B., 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293–320.

Post, D. M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions. *Ecology* 83:703–718.

Post, D. M., Layman, C.A., Arrington, D.A., Takimoto, G., Quattrochi, J. & Montaña, C.G., 2007. Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia* 152:179–189.

Regeringskansliet, 2016. Anförande vid möte den 7 mars 2016 med anledning av Sveriges undantag från EU:s gränsvärden för dioxiner och PCB i fisk från Östersjöområdet och resultatet av 2015 års revision av EU kommissionens kontor för livsmedels och veterinärfrågor. Regeringskansliets diarium N2016_05005-4.

Rolff, C. & Elmgren, R., 2000. Use of riverine organic matter in plankton food webs of the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 197:81-101.

QGIS Development Team., 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

Quezada-Romegialli, C., A. L. Jackson, B. Hayden, K. K. Kahilainen, C. Lopes, & C. Harrod. 2018. *tRophicPosition*, an R package for the Bayesian estimation of trophic position from consumer stable isotope ratios. *Methods in Ecology and Evolution* 9:1592–1599.

Quinn, C. L., Armitage, J.M., Wania, F. & Arnot, J.A., 2019. Development and Evaluation of a Combined Bioenergetics and Organic Chemical Mass-Balance Bioaccumulation Model for Fish. *Environmental Science & Technology* 53:752–759.

Rajasilta, M., Laine, P., & Paranko, J., 2011. Current growth, fat reserves and somatic condition of juvenile Baltic herring (*Clupea harengus membras*) reared in different salinities. *Helgoland Marine Research* 65:59–66.

Rappe, C. Swanson, S. E. Glas, B. Kringstad, K. P. De Sousa, F. Johansson & L. Abe, Z., 1989. On the formation of PCDDs and PCDFs in the bleaching of pulp. *Pulp Pap. Can.* 1989, 90 (8), T273–T278.

Savage, C., 2005. Tracing the influence of sewage nitrogen in a coastal ecosystem using stable nitrogen isotopes. *Ambio* 34:145–150.

Savage, C & Elmgren, R., 2004. Macroalgal (*Fucus vesiculosus*) delta N-15 values trace decrease in sewage influence. *Ecological Applications* 14:517–526.

Shatalov, V., Johansson, J. H., Wiberg, K., Cousins, I. T., 2012a. Tracing the origin of dioxins in Baltic air using an atmospheric modeling approach. *Atmos. Pollut. Res.* 3, 408-416.

Shatalov, V., Ilyin, I., Gusev, A., Rozovskaya, O., Sokovykh, V., Travnikov, O., Vulykh, N., Wiberg, K., Cousins, I., 2012b. Heavy metals and persistent organic pollutants: New developments. EMEP/MSCE-E Technical Report 4/2012. http://en.msceast.org/reports/4_2012.pdf.

Simenstad, A., 1985. $\delta^{13}\text{C}$ evidence of the origins and fates of organic carbon in estuarine and nearshore food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*:12.

Soroosh, H., Waldetoft, H., Hällén, J. & Karlsson, M., 2019. Dioxin and PCB concentrations in salmon and herring from the Baltic Sea – impact of cooking methods, uncertainty of chemical analyses and differences between parts of the fish. IVL-report B2362.

Stock, B. C. & B. X. Semmens. 2018. Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models:27.

- Stow, C. A., Jackson, L.J. & Amrhein, J.F., 1997. An examination of the PCB: lipid relationship among individual fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:1031–1038.
- Sundqvist K.L., Tysklind M., Geladi P., Hopke P.K. & Wiberg K., 2010. PCDD/F Source Apportionment in the Baltic Sea Using Positive Matrix Factorization. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 1690-1697.
- Svärdson, G. 1979. Speciation of Scandinavian Coregonus. Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Sweden.
- Tuomisto, J.T., Asikainen, A., Meriläinen, P. et al., 2020. Health effects of nutrients and environmental pollutants in Baltic herring and salmon: a quantitative benefit-risk assessment. *BMC Public Health* 20:64. <https://doi.org/10.1186/s12889-019-8094>.
- van den Berg M., Birnbaum L.S., Denison M., et al., 2006. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences* 93(2), 223-241.
- Vander Zanden, M. J., Cabana, G., & Rasmussen, J.B., 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data 54:17.
- Vartiainen, T., Lampi, P., Tolonen, K., Tuomisto, J., 1995. Polychlorodibenzo-p-dioxin and polychlorodibenzofuran concentrations in lake sediments and fish after a ground water pollution with chlorophenols. *Chemosphere* 30:1439-1451.
- Verhagen, H., 2019. Challenges on risk-benefit and risk assessment for food safety. In Martins, C, Vasco, E, Assunção, R., Alvitu, P. 3rd International Conference on Food Contaminants: Challenges on Risk Assessment (ICFC 2019) Book of abstracts. ISBN 978-989-8794-61-1
- Visconti, A., Volta, P., Fadda, A., Di Guardo, A., & Manca, M., 2014. Seasonality, littoral versus pelagic carbon sources, and stepwise ^{15}N -enrichment of pelagic food web in a deep subalpine lake: the role of planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71:436–446.
- Vuorio, K., Tarvainen, M., & Sarvala, J., 2007. Unionid mussels as stable isotope baseline indicators for long-lived secondary consumers in pelagic food web comparisons. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 169:237–245.
- Waldetoft, H., 2019. Dioxiner och PCBer i sik - statistiska analyser. IVL-rapport B2363.
- Waldetoft, H. & Karlsson, M., 2020. Halter av dioxiner och PCB:er i strömming längs Svealandskusten. IVL-rapport C540.
- Weichert, F. G., Axén, C. & Förlin, L., et al., 2020. A multi-biomarker study on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) affected by the emerging Red Skin Disease in the Baltic Sea. *Journal of Fish Diseases*. 2020; 00: 1– 12. <https://doi.org/10.1111/jfd.13288>.
- Wiberg, K., Assefa, A.T., Sundqvist, K.L. et al., 2013. Managing the dioxin problem in the Baltic region with focus on sources to air and fish -Final report from the research project BalticPOP. Technical Report, Naturvårdsverket, 132 p.

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.

Förord

Detta är ett första utkast till branschriktlinjer för dioxin i sik från Vättern. Dokumentet beskriver hur man skall gå till väga för att visa frihet från dioxin för partier av sik från Vättern, dels genom deltagande i kontrollprogram, för pelagisk sik under 43cm och dels genom provtagning och analys, för övrig sik.

Inledningen syftar till att ge en bakgrund vad gäller vetenskapligt underlag och lagtexter för att ge en förståelse för förslagen. Detta för att underlätta för de myndigheter och andra som skall granska riktlinjerna, som stöd för de som skall uppdatera texten i framtiden och för de fiskare som vill fördjupa sig i ämnet. Därefter följer en relativt detaljerad beskrivning av de förfaranden som krävs med hänvisning till relevanta förordningar. Slutligen innehåller dokumentet ett antal bilagor med förslag på följesedlar och märkning av partier. Bilagorna kommer att kompletteras med en kortare checklista avsedd att användas praktiskt av fiskare.

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

BAKGRUND OCH SYFTE

Dioxin och Dioxinlika PCB är miljögifter som tas upp i näringskedjan. Ämnena är fettlösliga och de högsta halterna hittas i feta fiskar såsom laxfiskar och strömming. Gränsvärden för dessa ämnen regleras inom EU i förordning (EG) nr 1881/2006. I samband med Sveriges inträde i EU uppmärksammades att förhöjda halter av dioxin förekom i vissa fiskarter från Östersjöområdet. Sverige ansökte om, och beviljades ett tillfälligt undantag från gränsvärdena när det gäller lax, röding, öring och strömming. Detta undantag permanentades genom *förordning (2011:1494) om vissa fiskarter från Östersjöområdet*.

Sik, *Coregonus lavaretus*, omfattas inte av Sveriges undantag från EUs gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB. Vid provtagning utförd av Livsmedelsverket i början av 2010-talet uppmättes förhöjda halter dioxin i sik från Vänern och därefter Vättern vilket medförde att Länsstyrelserna 2015 meddelade att alla verksamhetsutövare som saluför sik från Vättern måste förvissa sig om att siken innehåller lägre dioxinhalter än gränsvärdet.

Aktuellt kunskapsläge

Genom en omfattande provtagning (lägga in antal prover?) som pågått sedan 2015, samordnad av Svenska Insjöfiskarens Centralförbund och utförd av IVL Svenska Svenska Miljöinstitutet finns nu data från yrkesmässigt fångad sik från Vänern, Vättern och Bottenviken.

Resultaten ger en stark indikation på att yrkesmässigt fångad sik från Vättern fångad med siknät (43mm maska) från det pelagiska beståndet har halter av dioxin och dioxinlika PCB som med god marginal ligger under EU:s gränsvärden för dessa föroreningar. Siken är en art som är lätt att storleksselektera med hjälp av maskstorlek på siknäten så 43 mm maska ger sik med en storlek på maximalt 43cm längd (Seltzer, Sandström *et al* 2017). Förhållandena i Vättern skiljer sig alltså väsentligt från dem i Vänern, där halterna av dioxin och dioxinlika PCB i många fall ligger nära eller över gränsvärdena. Skillnaden mellan sjöarna tycks hänga samman med att Vättersiken är betydligt magrare och därför lagrar mindre mängder av fettlösliga miljögifter, som dioxiner och PCB.

Förutsättningar för försäljning av sik

För fisk som inte omfattas av Sveriges undantag från EU:s gränsvärden, däribland sik, är det producentens ansvar att se till partierna uppfyller EUs gränsvärden.

Detta kan ske antingen (i) genom provtagning av partiet enligt EU:s riktlinjer eller (ii) genom att spåra partiets ursprung till en fångstplats för vilken det är känt att fisken ligger under gränsvärdet. I bägge fallen är det viktigt att, vid inspektion, kunna uppvisa de dokument som krävs.

För sik från andra svenska vatten än Vänern och Vättern förekommer i dagsläget inga farhågor gällande förhöjda halter av dioxinlika ämnen. Följande förslag berör således Vätterns yrkesfiskare men kan utvidgas om behov uppstår i framtiden. Under de senaste åren har en omfattande provtagning genomförts på yrkesmässigt fångad sik från Vättern. Fångsterna huvudsakligen utgjorts av pelagisk sik i storleksklasser under 43 cm längd. För sådan sik ligger halterna av dioxin och PCH stabilt på nivåer runt halva gränsvärdet. I brist på data kan inga slutsatser dras om sik från Kråksviken och sik över 43 cm längd. Följande gäller alltså:

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

- Sik från Vätterns bestånd av pelagisk sik, understigande 43 cm, kan säljas, färsk eller fryst, utan föregående provtagning genom styrkande av ursprung och deltagande i kontrollprogram.
- Sik från Vättern överstigande 43 cm och sik från Kråksviken (så kallad *näbbsik*) måste även fortsättningsvis måste provtas före försäljning.

Dioxin ackumuleras i näringskedjan och går dessutom över i ägg och mjölk. Fisk som inte får säljas som livsmedel får därför inte heller säljas som foder till livsmedelsproducerande djur. Däremot kan den säljas som foder till pälsdjur vilka är undantagna från gränsvärdet (2002/32/EG). Även användning som kräftbete är tillåten. Om ett parti inte är avsett att användas som människoföda måste detta tydligt framgå av den medföljande dokumentationen.

RIKTLINJERNA OMFATTAR

Riktlinjerna anger hur man skall:

1. Säkerställa att gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCH uppfylls i färsk och fryst sik genom deltagande i kontrollprogram.
2. Säkerställa att gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCH uppfylls i partier av fryst sik genom provtagning och analys.

I riktlinjerna anges dessutom:

1. Vilken information som skall anges vid märkning av partier
2. Vilka papper som skall kunna uppvisas vid offentlig kontroll
3. Hur man säkerställer att partier kan spåras till köpare/säljare enligt EU:s krav
4. Vilken information om miljögifter i fisk som skall ges till konsumenter.
5. Hur man provtar och dokumenterar partier av sik för dioxinanalys.

DEFINITIONER OCH LAGAR

Fångst: Den mängd fisk som fångats av en fiskare under en viss period (e.g. dagsfångst). Notera att:

- En dagsfångst inte automatiskt är ett parti.
- Enligt EU förordningen (1224/2009/EG) gäller att: *”Medlemsstaterna ska se till att alla fiskeri- och vattenbruksprodukter som fångas eller skördas delas upp i partier före den första försäljningen”.*

Parti (Eng ”Lot”). En avgränsad mängd av en produkt avsedd att saluföras vid en och samma leverans

- För partier av fisk skall partiet utgöras av en mängd fiskeri- och vattenbruksprodukter av en viss art och av samma produktform och som kommer från samma relevanta geografiska område och samma fiskefartyg eller grupp av fiskefartyg (Rådets förordning (EG) nr 1224/2009 av den 20 november 2009).
- Varan i ett parti skall, vid offentlig kontroll, uppvisa samma egenskaper, exempelvis i fråga om ursprung, sort, emballeringsmetod, förpackare, avsändare eller märkning

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

- Partier kan slås ihop till större partier eller delas upp i mindre. När så sker skall den nya partierna tilldelas nya identifikationsnummer (eng. "lot identification number") och de skall kunna spåras till ursprunget (2065/2001/EC) När det till följd av att partier slås ihop eller delas upp efter den första försäljningen uppstår en situation där fiskeri- och vattenbruksprodukter från flera fartyg eller vattenbruksenheter blandas, ska aktörerna kunna identifiera varje enskilt ursprungsparti åtminstone genom partiernas identifikationsnummer enligt artikel 58.5 a i kontrollförordningen, och göra det möjligt att spåra dem tillbaka till fångst- eller skördestadiet i enlighet med artikel 58.3 i kontrollförordningen.
- Varje parti måste innehålla produkter av samma färskhetsgrad. Ett litet parti* behöver dock inte ha samma färskhet. Om det inte har det skall partiet placeras i den lägsta färskhetskategori som är företrädd i. **(Rådets förordning (EG) No 2406/96 av den 26 November 1996)**

**EU förordningen anger inte vad som är ett litet parti. Om man väljer att låta fisk av olika färskhetsgrad ingå i ett parti kommer hela partiet att märkas med den lägsta färskhetsgraden och/eller det kortaste bäst före datumet. Detta är ju inte en god affär om partiet representerar ett stort värde. Om partiet skall anses litet kan antas bero på kostnaden för en analys i relation till partiets försäljningsvärde. Partier av sik fångad från små båtar i Vätern eller Vättern kan, i detta sammanhang, antas vara små.*

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

Märkning av parti: Minimikraven för märkning av och information om varje parti med fiskeri-produkter ska inkludera. Instruktionen är baserad på Rådets förordning (EG) nr 1224/2009 av den 20 november 2009 artikel 58 och anpassad till sik från Vättern och Vänern. Mer detaljerade definitioner av rubrikerna ges längre ner i dokumentet.

- Partiets identifikationsnummer.
- Fiskefartygets distriktsbeteckning och namn (om tillämpligt)
- Partiets fångstplats
- Artens handelsbeteckning
- Fångstdatum
- Mängden av varje art uttryckt i kilogram nettovikt eller, om mer relevant, antalet individer.
- Storleksklass
- Leverantörernas namn och adress.

Vid försäljning skall anges den konsumentinformation som föreskrivs i artikel 35 i Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1379/2013 (4).

- När det gäller fiskeriprodukter fångade i sötvatten, en hänvisning till det vatten där produkten har sitt ursprung
- Skriftlig angivelse av namnet på delområdet eller sektionen som förtecknas i FAO:s förteckning över fiskeområden, när det gäller fiskeriprodukter fångade i havet

Handelsbeteckning: Sik, *Coregonus sp**.

* Förkortningen ”sp” betyder att det är en av flera närbesläktade arter

Identifieringsnummer (lot identification number): Leverantören ger partiet en beteckning enligt eget system. Det viktiga är att den är unik och att man kan redogöra för när och var partiet levererats.

Fångstdatum: Märkningen av ett parti skall innehålla information om fångstdatum. Informationen om fångstdatum enligt artikel 58.5 d i kontrollförordningen får omfatta flera kalenderdagar eller en tidsperiod motsvarande flera fångstdatum*. (Kommissionens genomförandeförordning (EU) nr 404/2011.)

*EU förordningen anger inte hur lång en tidsperiod maximalt kan vara. Det kan bero på flera faktorer som hållbarhet, om fisken skall säljas färsk eller fryst, och ifall förhållandena på fångstplatsen varit konstanta. Mer information om detta finns längre ner i dokumentet,

Fångstplats: den inom fiskerinäringen vanliga beteckningen på den plats där fångsten gjorts. För fisk fångad i Östersjön/Bottenviken bör anges ”Östersjön, FAO-område nr 27.IIId”. För insjöfisk namn på sjö eller vattendrag. Till detta den mer specifika fångstplatsen.

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

Storleksklass: Intervall minsta till största. Kg eller cm, beroende på hur frihet från dioxin skall visas.

Fiskeperiod: I denna text syftar fiskeperiod på en tidsperiod där förutsättningarna för fiske, och fiskens kondition och kvalitet är likvärdig. I detta sammanhang avses fiskeperioden för den fiskart som ingår i partiet. Tex fisket fiske efter stigande lax i en älv eller när sikstim formeras på lekbottnar

Sats (Eng: "Batch"): En mängd av en vara som producerats vid ett tillfälle på en plats, vanligen under max en dag. Begreppen parti och sats används ibland synonymt. Inte sällan sammanfaller sats och parti, men det behöver inte vara fallet. Sats används framförallt om processade produkter (rökning, gravning etc) och är inte relevant för vildfångad fisk.

Fångstparti: Detta ord återfinns inte i svensk lagstiftning och bör undvikas eftersom det är oklart vad som avses. Den fisk som fångats bör benämnas *fångst* och den del av fångsten som saluförs skall indelas i *partier*.

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

VISA ATT PARTIET UPPFYLLER GRÄNSVÄRDET GENOM PROVTAGNING

Inledning och syfte

Denna instruktion är avsedd att användas vid provtagning av sik från fisken där uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB måste visas genom provtagning. I Vättern gäller det **för sik med längd över 43cm och all sik från Kråksviken**. Instruktionen stödjer sig på EU-lagstiftningen i form av 644/2017/EU och på Livsmedelsverkets provtagningsanvisning från 2016.

Ett parti skall bestå av fisk som är likvärdig med avseende på viktiga egenskaper och kan komma från flera fångstillfällen under samma fiskeperiod i samma fiskeområde. För sik från Vättern har inga säsongsmässiga variationer vad gäller halter av dioxinlika ämnen kunnat identifieras. Provtagning har skett på fisk från olika könsstadier. För att likväl säkerställa att, eventuell, säsongsvariation inte påverkar på provets relevans skall all fisk i partiet ingå i samma "fiske", dvs fångst från samma område, där fisket varit inriktat mot samma bestånd och genomfört under en tidsperiod om maximalt en månad.

Om fångsten består av fisk med stor variation i storlek, konditionsfaktor eller uppskattad fetthalt kan man forma ett parti genom att sortera ut fisk som har önskade egenskaper

Indelning i delpartier

EU förordningen anger att ett samlingsprov måste göras per storlekskategori. Med samlingsprov menas ett prov bestående av muskelkött från flera individer. Beredningen av samlingsprov görs i samband med att fisken prepareras på laboratoriet som utför analysen. För den enskilda fiskaren gäller det att spara ett antal individer som på ett representativt speglar fångsten. Hur många fiskindivider som skall sparas undan beror av partiets storlek och framgår av nedanstående tabell. Fisk som skall analyseras fryses in hel och ourtagen innan den levereras till analyserande laboratorium.

Om partiet, även efter eventuell sortering, innehåller fisk där de största är mer än dubbelt så stora som de minsta måste partiet vid provtagningen delas upp i två eller tre delpartier där den största fisken i ett delparti inte är mer än dubbelt så stor som den minsta. Exempelvis kan man använda storlekskategorierna 5-8 hg 8-12 hg och >12 hg Från varje delparti tas individer i erforderligt antal ut för analys. Delpartierna behöver inte förvaras åtskilt i väntan på analys svar men man måste säkerställa att man inte säljer fisk som tillhör en storlekskategori där provresultat inte är godtagbart.

Det är absolut nödvändigt att de individer som tas ut som prov är representativa för de den fisk som ingår i (del)partiet med avseende på storlek och andra relevanta egenskaper såsom kondition och fetthalt. Om partiet består av sik från flera dagars fångst skall man välja individer med olika fångstdatum, så att provet representerar hela fiskeperioden

Storlek på (del)parti	Antal fiskar/ samlingsprov
-50 kg (-100 fiskar)	3
50-200 kg (100-400 fiskar)	5 fiskar
200-500kg (400-1000 fiskar)	7 fiskar
500 kg (~1000 fiskar)	10

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

Dokumentation i samband med provtagning

Dokumentationen skall innehålla information om

- Partiets identifieringsnummer,
- Storleksklass (inklusive eventuell§ sortering).
- Leverantör (fiskare)
- Fångstplats,
- Fiskeperiod
- Hänvisning till fiskejournal.

Om partiet innehåller flera storleksklasser skall det också anges vilka storleksklasser de olika delpartierna, och delproven motsvarar.

Vid beställning av analyser, använd följesedel. (Bilaga 1)

Vid kontroll skall dokumentation om partiets ursprung och sammansättning uppvisas tillsammans med: protokoll från laboratoriet. Det är viktigt att analysprotokollet kan kopplas till försäljningspartiet.

VISA ATT PARTIET UPPFYLLER GRÄNSVÄRDET UTAN PROVTAGNING

Inledning

För pelagisk sik från Vättern om maximalt 43cm kan denna saluföras färsk eller fryst utan föregående provtagning. Förutsättningen är att man vid kontroll kan uppvisa dokumentation som kan spåra partiet till fångstplatsen. I detta fall visas frihet från dioxin genom deltagande i SICs kontrollprogram (Bilaga 4) Innan försäljning skall man definiera vad som ingår i partiet. Denna information skall sparas för eventuell spårning och kunna uppvisas vid inspektion. Använd gärna Bilaga 2: Mall för dokumentation av parti

Vid leverans skall partiet vara märkt med identifikationsnummer och övrig obligatorisk information. Använd gärna Bilaga 3: Mall för märkning av parti

Fisket skall bedrivas med de metoder som beskrivs i SICs kontrollprogram (Bilaga 4).

Partiet dokumenteras och märks enligt ovan.

I märkningen och dokumentationen som medföljer partiet skall det framgå storleksklass (längd < 43 cm), fångstplats och vilka redskap som används.

Hur delar man in fångsten i partier när man levererar flera gånger från samma fiske?

Om man fryser in hela fångsten från ett fiske och sedan levererar (eller röker) alltihop på en gång, blir uppdelningen i partier enkel. Kontrollprogrammet öppnar dock för försäljning av färsk sik. Ett parti måste vara fysiskt avgränsat, och i sin helhet existera vid det tillfälle det definieras. Alltså kan man inte sälja en del av partiet färskt den ena dagen och sen fylla på samma parti med ny fisk nästa dag. Däremot går det naturligtvis att sälja en del av dagsfångsten färsk, om man har en köpare, och frysa in resten. Det blir dock inte samma parti.

Som exempel: antag att man fiskar under en period av tre dagar (1'a, 3'e och 8'e oktober) och fångar 100, 50 och 70 kg sik i rätt storleksklass. Den första och sista dagen säljer man 50 kg av fångsten dagsfärsk, medan resten fryses.

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

På detta sätt kommer man att få tre partier: Två partier á 50 kg med färsk sik där fångstdatum är en dag (1'a respektive 8'e Oktober). Ett parti med 120 kg fryst sik där fångstdatum kan anges som (1'a, 3'e och 8'e Oktober) eller (1'a – 8'e Oktober).

Skulle man under perioden fått större sik som bifångst och vill sälja den som minkfoder eller kräftbete går det bra. Denna del av fångsten kommer då att utgöra ett eget parti och skall märkas med ett eget ID nummer. Det bör framgå av märkningen att partiet är avsett som "foder för pälsdjur" eller "kräftbete" och man skall göra en anteckning om detta i sin egen dokumentation.

DOKUMENTATION, MÄRKNING OCH SPÅRBARHET

Enligt EU lagstiftningen är varje företagare skyldig att kunna spåra partier ett steg framåt och ett steg bakåt i försäljningskedjan, detta för att kunna bidra till eventuell spårning av livsmedelsburen smitta. Informationen skall sparas. *(Hur länge? så länge som partiet kan finnas på marknaden? Kolla upp detta med exempelvis livsmedelsverkets kontrollenhet)*

För varje parti som saluförs skall följande information antecknas och sparas

- Partiets identifieringsnummer
- Handelsbeteckning (sik)
- Storleksklass (inklusive eventuell sortering).
- Leverantör (fiskare)
- Fångstplats,
- Fiskeperiod
- Hänvisning till fiskejournal
- Köpare/mottagare

Om flera partier slås samman till ett större parti innan leverans skall dessutom följande information ingå

- De ingående partiernas identifieringsnummer
- De ingående partiernas Leverantör (om den avviker)

Använd gärna mallen i bilaga 3

För varje parti som saluförs skall följande information framgå av märkningen

- Partiets identifieringsnummer (om partiet slagits ihop av flera mindre partier skall också dessas identifieringsnummer anges)
- Handelsbeteckning (sik)
- Storleksklass (< 43 cm längd)
- Leverantör (fiskare)
- Fångstplats,
- Fiskeperiod
- Om partiet varit fryst
(bäst före??)

Använd gärna mallen i Bilaga 3

För varje parti som inköps skall följande information antecknas och sparas

- Partiets identifieringsnummer
- Partiets leverantör

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

Insamling av sik för kontrollprogrammet.

Varje år skall femsamlingsprover analyseras inom ramen för kontrollprogrammet. Fem fiskare väljs slumpmässigt för att skicka in material från vardera en fiskeperiod. Oavsett om fångsten från fiskeperioden saluförs som ett parti eller delas upp i flera partier sparas 10 sikar i storleksklassen <43cm som fryses hela.

Eftersom vi inte vet med säkerhet hur många som kommer att delta i programmet från start genomförs kontrollprogrammet enligt följande:

- Vid årets start, anmäl om du har för avsikt att fiska inom ramen för programmet och om möjligt under vilken fiskeperiod.
- Spara 10 individer från varje fiskeperiod till annat meddelas.
- Vid fiskeperiodens slut meddela att ett prov tagits och vilken tidsperiod/fångstplats det avser.
- När målet för antalet insamlade prover nåtts meddelas detta.

Vid årets slut skall de frysta sikarna skickas till för analys enligt instruktioner i kontrollprogrammet (Bilaga 4). För varje individ bifogas dokumentation enligt bilaga 1.

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

AVSÄTTNING AV SIK SOM INTE VISATS UPPFYLLA GRÄNSVÄRDENA

Sik som inte kan visas uppfylla gränsvärdena för dioxin och dioxinlika PCB kan säljas, obearbetad, som foder till pälsdjur (mink) eller som kräftbete*. Även i detta fall skall fångsten delas upp i parter och partierna tilldelas identifieringsnummer innan leverans, i enlighet med EU:s regler. Det avsedda användningsområdet skall framgå av partiets märkning.

** Enligt Europaparlamentets Och Rådets Direktiv 2002/32/EG av den 7 maj 2002 om främmande ämnen och produkter i djurfoder gäller följande: "Färsk fisk och andra vattenlevande djur som levereras och används direkt utan någon mellanliggande bearbetning för framställning av foder för pälsdjur är undantagna från gränsvärdena, medan ett gränsvärde på 75 µg/kg produkt gäller för färsk fisk och ett gränsvärde på 200 µg/kg produkt gäller för fiskelever, vilka används för direkt utfodring av sällskapsdjur, cirkusdjur och djur i djurparker eller används som foderråvara vid tillverkningen av foder för sällskapsdjur. Produkter eller bearbetat animaliskt protein från dessa djur (pälsdjur, sällskapsdjur, cirkusdjur och djur i djurparker) får inte komma in i livsmedelskedjan och utfodring med dem är förbjuden inom animalieproduktionen till djur som hålls, göds eller föds upp för produktion av livsmedel."*

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

ANSVARIG FÖR RIKTLINJERNA

Vätterns fiskarförbund

Viktigt här bör också framgå vem som praktiskt administrerar kontrollprogrammet.

IKRAFTTRÄDANDE

Riktlinjerna gäller från

ÖVERSYN

Branschriktlinjerna ses över årligen och eventuell uppdatering kommer att förmedlas via Livsmedelsverket och branschorganisation(er).

REFERENSER

2002/32/EG: Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2002/32/EG av den 7 maj 2002 om främmande ämnen och produkter i djurfoder, konsoliderad version publicerad 2017-12-05)

852/2004/EG: Europaparlamentets och Rådets Förordning (EG) nr 852/2004 av den 29 april 2004 om livsmedelshygien

1224/2009/EG: Rådets Förordning (EG) nr 1224/2009: av den 20 november 2009 om införande av ett kontrollsystem i gemenskapen för att säkerställa att bestämmelserna i den gemensamma fiskeripolitiken efterlevs och om ändringar av förordningarna...

2065/2001/EC: Kommissionens förordning (EC) No 2065/2001 av den 22 oktober 2001 om fastställande av tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 104/2000 beträffande konsumentinformation inom sektorn för fiskeri- och vattenbruksprodukter

644/2017/EU: Kommissionens Förordning (EU) nr 644/2017 om provtagnings- och analysmetoder för kontroll av halter av dioxiner, dioxinlika PCB och icke- dioxinlika PCB i vissa livsmedel och om upphävande av förordning (EU) nr 589/2014

2011/1494 Förordning (2011:1494) om vissa fiskarter från Östersjöområdet

Livsmedelsverkets provtagningsanvisning: dnr 2016/03904.

Setzer. M, Sandström. A, Norrgård. J & Ragnarsson Stabo. H. 2017. Utveckling av sikfisket i Vättern – ett samverkansprojekt med fiskare och forskare. Rapport nr 125. Vätternvårdsförbundet

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

BILAGOR

Bilaga 1: Följesedel att använda vid insändande av prover för analys

(1A, partier med jämn storleksfördelning, 1B partier med ojämn storleksfördelning)

Bilaga 2: Mall för dokumentation av parti

Bilaga 3: Mall för märkning av parti

Bilaga 4: Kontrollprogram för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern

(**uppdatera benämning när denna fastställts**)

Bilaga 5.

UTEKAST 1

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

BILAGA 1A. FÖLJESEDEL FÖR ANALYS AV DIOXIN OCH DIOXINLIKNANDE ÄMNEN I FISK

Förenklad dokumentation för partier med jämn storleksfördelning

Fiskare/leverantör: _____

Samlingsprov nr: _____

Samlingsprovet representerar partiet: _____ (id)

Fångsten är rapporterat i sötvattenjournal/kustjournal med beteckningen _____

I partiet totalt ingår _____ kg fisk av arten _____ från fiskeområdet _____
fångat under perioden _____ till och med _____.

Partiet omfattar de samlade dagsfångsterna av aktuell art från fiskeperioden (Ja/Nej)
Om nej, vilken hur har fångsten sorterats när partiet formerades? (längd, vikt, konditions-
faktor, bedömd fetthalt etc) _____

Den fisk som ingår i partiet är av jämförbar storlek och vikt i den mening som anges i förordning (EU) nr
644/2017. Partiet innehåller _____ kg fisk av storlekklass _____ till _____ kg

Antal individer i provet: _____

Ifylles av laboratoriet:	
Följande individer ingår i samlingsprovet för Partiet*	
Fiskarprotokoll nr*	Individ nummer (en eller flera) *
*Denna information behövs endast om fångsten analyseras i forskningsprojekt.	

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

BILAGA 1B. FÖLJESEDEL FÖR ANALYS AV DIOXIN OCH DIOXINLIKANDE ÄMNEN I FISK

Dokumentation för partier med ojämn storleksfördelning

Fiskare/leverantör: _____

Samlingsprov nr: _____

Samlingsprovet representerar:

Delparti _____ från partiet _____ (id)

Fångsten är rapporterat i sötvattenjournal/kustjournal med beteckningen _____

I partiet totalt ingår _____ kg fisk av arten _____ från fiskeområdet _____
fångat under perioden _____ till och med _____.

Partiet omfattar de samlade dagsfångsterna av aktuell art från fiskeperioden (Ja/Nej)
Om nej, vilken hur har fångsten sorterats när partiet formerades? (längd, vikt, konditions-
faktor, bedömd fetthalt etc) _____

Fisken i partiet delas upp i _____ (1–3) storleksklass(er)

Delparti 1 representerar _____ kg fisk av storleksklass _____ till _____ kg

Om det finns flerstorleksklasser.

Delparti 2 representerar _____ kg fisk av storleksklass _____ till _____ kg

Delparti 3 representerar _____ kg fisk av storleksklass _____ till _____ kg

Antal individer i provet: _____

Ifylles av laboratoriet:	
Följande individer ingår i samlingsprovet för Partiet*	
Fiskarprotokoll nr*	Individ nummer (en eller flera) *
*Denna information behövs endast om fångsten analyseras i forskningsprojekt.	

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

BILAGA 2: MALL FÖR DOKUMENTATION AV PARTI

Kolla med företagare/fiskauktion hur man praktiskt brukar dokumentera partier.

BILAGA 3: MALL FÖR MÄRKNING AV PARTI

Kolla med företagare/fiskauktion hur märkningen brukar utformas

Utkast 1

Branschriktlinjer för uppfyllande av gränsvärden för dioxin och dioxinlika PCB i sik från Vättern.
Senast reviderade Gällande t o m.

BILAGA 4 KONTROLLPROGRAM FÖR UPPFYLLANDE AV GRÄNSVÄRDEN FÖR DIOXIN OCH DIOXINLIKA PCB I SIK FRÅN VÄTTERN

Här skall följa en utförligare beskrivning av Svenska Insjöfiskares Centralförbund (SIC)s kontrollprogram.

- Fisket inriktas mot bestånden av pelagisk sik... Fisket skall inte inriktas mot så kallad, näbbsik i Kråksviken eftersom kunskapsläget gällande dioxin är osäkert.
- Fisk med en maximal längd av 43 cm får saluföras som livsmedel. Detta kan uppnås genom fiske med an maskstorlek m maximalt 43mm, eller genom att fisken storleksorteras på annat sätt
- De som fiskar för saluföring som livsmedel är anslutna till det kontrollprogrammet som löper i SICs regi
- Inom kontrollprogrammet genomförs samordnat årliga analyser av halter av dioxinlika ämnen i samlingsprover där fem fiskare samlar in fisk från vardera en fiskeperiod. Vare sig fångsten saluförs som ett eller flera partier skall provet bestå av 10 individer där både storlek och fångstdatum skall vara representativa för den del av fångsten som saluförts för humankonsumtion. *(Det måste specificeras var proverna skall skickas, när på året, och hur de skall förpackas)*
- Resultaten delges berörda länsstyrelser senast 31 mars påföljande år i skriftlig rapport.
- Länsstyrelserna kan när som helst fatta beslut om inskränkningar av fisket om förhållandena ändras.
- De fiskeriföretag som deltar i kontrollprogrammet medverkar till att Livsmedelsverkets kostråd gällande klororganiska ämnen i fet fisk och information om kontrollprogrammet sprids och tillhandahålls på försäljningsställen runt Vättern



IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se