

# Optimerat utnyttjande av lax och strömming från Bottniska viken - förstudie med förslag till provtagningsprogram

---

*Magnus Karlsson & Mikael Malmaeus*

**Författare:** Magnus Karlsson & Mikael Malmaeus.

**Medel från:** Norrlands kustfiskare understödda av Länsstyrelserna i Gävleborg, Västernorrland, Västerbotten och Norrbotten, SIVL

**Rapportnummer:** B 2211

**Upplaga:** Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2014

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

Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90

[www.ivl.se](http://www.ivl.se)

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

## Innehållsförteckning

1	Inledning.....	5
2	Om de aktuella fiskbestånden.....	6
2.1	Lax.....	6
2.2	Strömming.....	9
3	Om hälsoeffekter av PCDD/Fs.....	10
3.1	Hälsoeffekter av dioxinintag via föda.....	10
3.1.1	Sammanfattning av TEF-metodiken .....	11
3.1.2	Specifikt om 23478-PeCDF.....	11
3.1.3	Sammanfattning av TDI-metodiken.....	12
3.1.4	Gränsvärden och undantag.....	12
3.1.5	Konkret om hälsoeffekter av fiskkonsumtion hos människa – särskilt svenska studier.....	13
4	Programförslag .....	15
4.1	Belysning av eventuell skillnad dioxinhalt i lax kopplat till fiskens ålder provberedning och provets fetthalt.....	15
4.2	Geografisk, säsongsbunden och storleksberoende variation i strömming .....	16
4.3	Halter i beredda produkter .....	17
5	Sammanfattande diskussion.....	18
6	Slutsatser.....	21
7	Referenser .....	22

## Förord

Lax och strömming från Östersjön har av tradition utgjort en del av stapelfödan i Sverige. Dessvärre har det faktum att denna fisk är fet och därmed innehåller många hälsobefrämjande fettsyror, som konsekvens att den också innehåller fettlösliga föroreningar, som genom olika processer tillförts Östersjöns ekosystem.

Även om innehållet av föroreningar i Östersjöfisken, exempelvis klororganiska ämnen som DDT, PCB samt dioxiner och furaner, minskat kraftigt jämfört med situationen på 1960- och 70-talet så har likaledes kunskapen om ämnenas potentiellt negativa hälsoeffekter ökat i samhället. Därigenom uppstår dilemmat att söka klarlägga om riskerna med att äta östersjöfisken dominerar över de hälsobefrämjande egenskaperna eller vice versa.

I Sverige är det myndigheten Livsmedelsverket som utifrån tillgängligt underlag har i uppdrag att göra denna risk-nyttobedömning, kontrollera vilka halter som förekommer i olika livsmedel och även utfärda rekommendationer om konsumtion bland olika befolkningsgrupper. Det finns även ett regelverk inom EU som bland annat är styrande för vilka föroreningshalter som får förekomma i livsmedel för att de skall få saluföras inom unionens territorium, vilket i hög grad påverkar det svenska yrkesfisket.

Yrkesfiskare längs Norrlandskusten genomförde under hösten 2013 en egen undersökning av halter av klororganiska ämnen i egenfångad lax där halterna, i de flesta fall understeg de halter som vanligen redovisats inom Livsmedelsverkets dioxinkontroll och även de gränsvärden för saluföring som begränsar möjligheten till export. Mot bakgrund av detta ställdes en förfrågan till IVL Svenska Miljöinstitutet om att bistå i framtagandet av ett nytt provtagningsprogram för att söka klarlägga orsakerna till skillnaden i uppmätta halter och även utreda möjligheterna att minimera innehållet av föroreningar genom åtgärder inom fiske och beredning av konsumentprodukter. Under våren 2014 har en projektgrupp vid IVL bestående av Magnus Karlsson, Mikael Malmaeus, Tomas Viktor och Petra Wallberg arbetat med frågeställningen som även inkluderat en översiktlig genomgång av den komplexa problematik som föreligger runt förekomsten av dioxiner och andra klororganiska ämnen i fet Östersjöfisk. Föreliggande rapport utgör en redovisning av denna förstudie, som i första hand är tänkt som ett underlag för fortsatta fördjupade undersökningar.

Projektet har haft en styrgrupp bestående av Gunnar Asplund, yrkesfiskare Rovögern; Thomas Innala, yrkesfiskare Haparanda, Ivar Sundvisson, Västernorrlands kustfiskareförening, Carl-Åke Wallin, yrkesfiskare Stocka samt Magnus Karlsson, IVL. Sammanträden med en referensgrupp bestående av ovan nämnda personer samt Marie Aune, Livsmedelsverket; Ingvar Bergdahl, Umeå universitet; Ingemar Berglund, Havs- och Vattenmyndigheten; Niklas Johansson, Melica biologkonsult samt Anna Rignell-Hydbom och Lars Rylander, Lunds universitet har utgjort en väsentlig del av förstudien. Författarna är dock ensamt ansvariga för rapportens innehåll.

## Ordlista

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 och Ålands hav

DDT - Diklordifenyltriklorethan är ett insektsgift som introducerades på 1940-talet. Tidigare användes DDT i stor skala på åkrar, men sådan användning är i västvärlden förbjuden sedan 1970-talet. Misstänks ha varit huvudorsaken bakom äggskalsförtunning hos havsörn och andra rovfåglar

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

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

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 eller sex varianter av PCB, de så kallade indikator-PCB:erna. Vissa varianter av PCB har en molekylstruktur som liknar dioxin och liknande toxikologiska egenskaper. De benämnes plana eller dioxinlika PCB:er. PCB misstänks ha varit en av orsakerna bakom tidigare förekommande sterilitet bland sälhonor från Östersjön

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

pg/kg kv. dag – pikogram per kilo kroppsvikt och dag ofta använda storheter för att uttrycka TDI

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

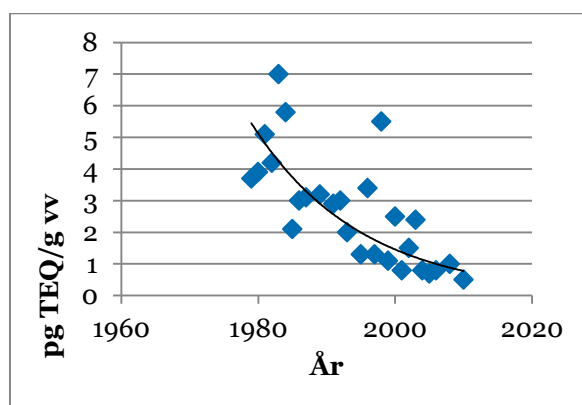
TEQ – toxic equivalency, uttrycker den sammanlagda toxiciteten av en blandning av dioxiner och dioxinlika ämnen genom utnyttjande av TEF-faktorer

## 1 Inledning

Fisk är nyttig mat som innehåller mycket bra fetter, D-vitamin, jod och selen. De flesta kostexperter är eniga om att vi bör äta mer fisk, helst två till tre gånger i veckan ([www.slv.se](http://www.slv.se)). Förekomsten av klororganiska ämnen i fisk från Östersjön gör emellertid att Livsmedelsverket rekommenderar att barn och kvinnor i barnafödande ålder inte äter fisk som kan innehålla höga halter av dioxin och PCB oftare än två till tre gånger per år. Vuxna män och kvinnor som inte är i barnafödande ålder bedöms utan hälsorisker kunna äta strömming och vildfångad lax och öring från Östersjön upp till en gång i veckan.

Förekomsten av klorerade dioxiner och furaner (PCDD/Fs) och dioxin-lika PCB:er i fet Östersjöfisk har även lett till ett förbud att inom EU saluföra produkter av lax, öring och strömming med ursprung i Östersjön. Undantag för strömming/sill finns för vissa områden och generellt för storlek <17 cm. Sverige, Finland och Lettland (enbart lax) har erhållit ett permanent undantag från detta förbud inom de egna länderna, villkorat mot att konsumenter informeras om riskerna.

Halterna av de klororganiska ämnen som normalt undersöks i biologiskt material inom ramen för miljöövervakning har emellertid minskat kraftigt över tid jämfört med situationen under 1960- och 1970-talet. Detta gäller även för PCDD/Fs även om nedgången inte varit lika uttalad under senare år. Jämfört med början av 1980-talet har halterna av PCDD/Fs i strömming från södra Bottenhavet minskat storleksordningen 5-10 gånger (**Fig. 1**). Atmosfärisk deposition utgör idag den dominerande källan för tillförsel av PCDD/Fs till Östersjön och den framtida haltutvecklingen i fet Östersjöfisk är beroende av hur väl man inom Europa ytterligare kan centralisera samt förbättra förbränningsbetingelser och rökgasrening vid olika förbränningsprocesser. Det finns även ett antal geologiska, biologiska och ekologiska faktorer som påverkar hur halterna av PCDD/Fs varierar inom Östersjöns delbassänger (Malmaeus & Karlsson, 2008). Att miljöförhållandena i Östersjön med avseende på miljöstörande, specifikt klororganiska ämnen, generellt förbättrats kan även utläsas i kraftigt ökade stammar av marina toppredatorer exempelvis säl och havsörn, vilka tidigare ansetts vara hårt drabbade av miljögifter såsom PCB och DDT.



**Figur 1.** Tidsserie avseende dioxinhalter i strömming från södra Bottenhavet. Efter Nyberg et al. (2012).

Den övergripande frågeställningen som det föreslagna projektet syftar till är att med hjälp av historiska och nya data bringa kunskap i om det finns förutsättningar att med hjälp av riktade åtgärder gällande fiske och beredning kan sänka innehållet av specifikt PCDD/Fs och på köpet även andra klororganiska föreningar i fiskprodukter i sådan grad att exportförbudet kan hävas och att utformningen av de inhemska kostråden kan modifieras.

Specifika frågor vi ställer är:

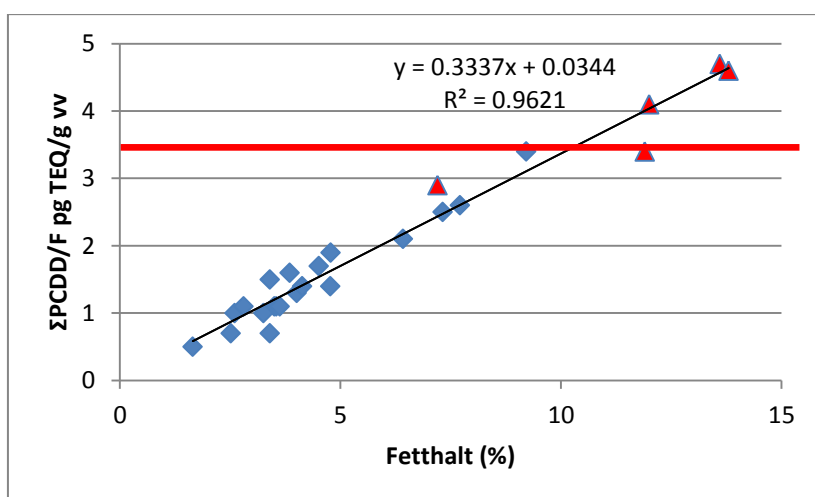
- Vad är i dagsläget en typisk halt av PCDD/Fs i lax av olika storlek och ålder fångad i Bottniska viken under ordinarie kommersiellt fiske? Uppvisar halterna en nedåtgående tidstrend och finns det ett mönster i den temporala variation som föreligger?
- Hur stark är korrelationen mellan fetthalt och halter av PCDD/Fs i lax och vad är en typisk fetthalt i Östersjölax som saluförs?
- Hur väl speglar halter i prov från lax beredda enligt EUs förordning (mittbit inklusive underhudsfett) den genomsnittliga halten i en hel laxfilé såsom den bereds av fiskhandlare?
- Varierar halter av PCDD/Fs i strömming över året i olika delar av Bottniska viken i sådan omfattning att det finns skäl att rikta fisket mot vissa årstider?
- Vad skulle effekten för PCDD/F-halten bli av att fisket av strömming inriktades mot en storleksklass mindre än vad som idag saluförs från olika fångstområden och dito om strömmingsfilé salufördes med skinnet borttaget?
- Vad är PCDD/F-halten i olika beredda produkter av lax och strömming från Bottniska viken, exempelvis rökt, gravad, kokt, grillad och stekt lax samt surströmming och böckling och vad är relationen till motsvarande råvaror?

## 2 Om de aktuella fiskbestånden

### 2.1 Lax

Rekryteringen av vild lax i Bottniska viken har efter ett framgångsrikt åtgärdsprogram tiofaldigats jämfört med situationen under 1990-talet. Huvuddelen av leken sker i två älvar, Kalix- och Torneälven. Det kommersiella fisket är kraftigt reglerat och fiske bedrivs från mitten av juni tills dess att fångstknoten är fylld, vilket vanligtvis sker efter några veckors fiske. Det är således under en begränsad del av året som färsk vildlax är tillgänglig för konsumenter. Storleksordningen 60 % av den totala fångsten landas i Norrbotten. Motsvarande siffror för övriga norrlandslän är 20 % i Västerbotten 10 % i Västernorrland samt 10 % i Gävleborg. Det svenska yrkesfisket efter lax i Egentliga Östersjön har i praktiken upphört. Fiskekvoten för lax i Östersjön uppgår 2014 till drygt 100 000 individer varav knappt 30 000 får landas av svenska fiskare. Internationella havsforskningsrådet ICES har rekommenderat att kvoten i Östersjön höjs till 116 000 individer från och med 2015.

Under sommaren 2013 insamlade yrkesfiskare längs Bottniska viken lax från ett tjugofemtal platser, vilka bereddes och analyserades med avseende på halter av dioxiner och furaner (PCDD/Fs) och olika PCB-kongener (**Tab. 1**) på ett externt ackrediterat laboratorium. Parallellt med denna undersökning genomförde Livsmedelsverket inom ramen för den årliga så kallade dioxinkontrollen likaledes beredning och analys av samma ämnesgrupper i lax. Då resultaten från de oberoende undersökningarna skiljde sig avsevärt beträffande fett- och PCDD/Fs-halt (**Fig. 2**) och detta inte kan förklaras med att materialet insamlats från olika områden eller olika delar av året har detta väckt frågor hur betydelsefull provberedningen är och om det inom samma regelverk, förordning (EU) nr 252/2012, finns utrymme att genomföra beredningen på olika sätt. Att det finns stora skillnader i dioxininnehåll mellan olika delar i fisken kan vara en förklaring (Katikou et al., 2001; Aune et al., 2003). En annan möjlig orsak skulle kunna vara skillnader i den kemiska analysmetodik.



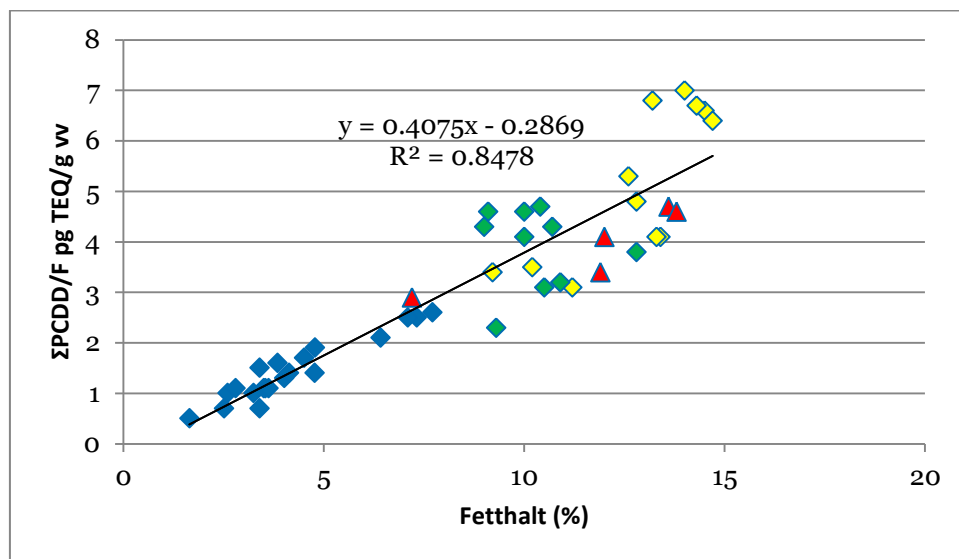
**Figur 2** Uppmätta PCDD/F-halter (pg TEQ/g f.v.) i lax plottad mot fetthalten. Fyrkantiga punkter i blå färg är från Norrlandsfiskarnas datainsamling (Karlsson, 2013). Röda triangulära punkter från SLVs dioxinkontroll (efter Halldin Ankarberg, 2013). Den röda heldragna linjen indikerar EUs gränsvärde för saluföring.

**Tabell 1** Uppmätta halter i lax från Bottniska viken insamlade i juli 2013 i fiskarnas undersökning. Värden inom parentes anger EU:s gränsvärde för saluföring.

	Totalvikt (kg)	Fetthalt (%)	ΣPCDD/F (pg TEQ/g vv)	ΣPCB (pg TEQ/g vv)	ΣPCDD/F+PCB (pg TEQ/g vv)	ΣPCB <sub>6</sub> (µg/kg vv)
Medel	5,6	4,3	1,6 (3,5)	2,5	4,1 (6,5)	21
Max	8,7	9,2	3,5	5,2	8,6	38
Min	4,5	1,7	0,5	0,9	1,4	8



En relevant fråga är också vad som är en typisk fetthalt för lax av konsumtionsstorlek från Bottniska viken. I vild Atlant- och Stillehavslax ligger fetthalten typiskt runt 6-6,5 % (Katikou et al., 2001; Hamilton et al., 2005; Johnstone et al., 2006; Ikonomidou et al., 2007). Östersjölax är en egen stam av Atlantlax. Danska motsvarigheten till Livsmedelsverket genomför regelbundet kontroll av halter av dioxiner i lax och har även utfört försök med trimning av laxfiléer. Med trimning avses att fisken filéas så att de mest fettrika delarna avskiljs. I **Figur 3** redovisas samma data som i **Figur 2** kompletterat med danska data från otrimmad och trimmad laxfilé. Fisken fångades öster om Bornholm i november och december 2006 (Cederberg & Heinrich, 2007).



**Figur 3.** PCDD/F-halter (pg TEQ/g vv) i Östersjölax korrelerade mot fetthalt där blå rektangulära punkter representerar fiskarnas datainsamling från 2013 (Karlsson, 2013), röda triangulära punkter SLVs data från dioxinkontroll 2013 (Halldin Ankarberg, 2013), gula punkter otrimmad laxfilé från danska livsmedelsmyndighetens data insamlade 2006 samt gröna punkter trimmade laxfiléer från motstående sida av fisken (Cederberg & Heinrich, 2007).

Av **Figur 3** framgår att såväl fett- som dioxinhalt generellt sett var högre i de danska proverna jämfört med fiskarnas insamling och på samma nivå som SLVs. Trimning sänkte dioxinhalten med i genomsnitt cirka 30 % och fetthalten med cirka 25 %.

Även den finska livsmedelsmyndigheten genomför regelbundet kontroll av dioxinhalter i Östersjöfisk. De halter som redovisats i lax fångad 2009 (Evira, 2011) är av ungefärligen samma nivå som SLV rapporterade för 2013.

## 2.2 Strömming

Sett ur yrkesfiskarnas perspektiv föreligger inte samma formella behov att klarlägga om halterna överskrider gränsvärdet för saluföring inom EU eftersom det inte är aktuellt att genom småskaligt kustfiske landa sådana kvantiteter att det inom överskådlig framtid skulle bli aktuellt att exportera strömming som konsumtionsfisk. Ur ett hållbarhetsperspektiv är det däremot en synnerligen relevant fråga om en högvärdig proteinkälla som strömming huvudsakligen skall användas som den gör i dagsläget, som foder till fiskodling och pälsfarmer, eller konsumeras direkt som föda. Om konsumtionen på den inhemska marknaden skall öka är det emellertid viktig att söka klarlägga om det finns metoder för själva fisket eller beredning av produkter som kan sänka innehållet av dioxiner och påverka utformningen av framtida kostrekommendationer.

Att större och därmed äldre strömming har högre halt av bioackumulerbara föroreningar såsom exempelvis dioxiner jämfört med mindre/yngre individer är väl känt. Detta är även en av anledningarna till att saluförd strömming från Bottniska viken, där tillväxttakten är långsammare på grund av salthaltstress, har högre halter av PCDD/Fs jämfört med Egentliga Östersjön. Vad som inte är lika väl dokumenterat men som det finns tydliga indikationer på är att det även förekommer en säsongsmässig variation i dioxinhalter i strömming (Bignert et al., 2009) som sannolikt hänger samman med hur fett omsätts i fisken över året (Olsson et al., in prep.) Inför leken används en hel del av fiskens näringsdepåer till att bygga rom och mjölke. I samband med att könsprodukter utsöndras avgår även en del fettlösliga föroreningar. Efter leken är fisken avmagrad. Resultaten från studien antyder att höstfångad strömming från Bottenhavet har lägre halter. I Bottniska viken finns såväl vår- som sommar- och höstlekande bestånd av strömming vilket komplicerar uttolkningen av befintliga provtagningsdata.

### 3 Om hälsoeffekter av PCDD/Fs

Det som presenteras i det följande är en mycket översiktlig genomgång av kunskapsläget när det gäller hälsoeffekter av PCDD/F hos människor, och bakgrunden till de gränsvärden som är de gällande för livsmedel i Sverige. Fokus ligger framför allt på de tongivande artiklar och rapporter som vanligen används som underlag för bedömningar och beslut kring kostråd. Utöver detta lämnas ett fåtal referenser till relevanta forskningsartiklar inom området.

En utgångspunkt är den mycket omfattande genomgång av kunskapsläget som togs fram av WHO inom ramen för International Programme on Chemical Safety 1989 (WHO, 1989). Sedan dess har naturligtvis en hel del ytterligare rön framkommit, varav de mest betydelsefulla från WHO:s egen horisont har presenterats i två vetenskapliga artiklar av van Leeuwen et al. (2000) och Van den Berg et al. (2006). Vidare har ett antal rapporter varit av betydelse för att utifrån dessa vetenskapliga rön fastställa kostrekommendationer för konsumenter i Europa (SCF, 2001; JECFA, 2002) och i Sverige (Livsmedelsverkets rapporter 2007/9, 2007/12 och 2012/21). Ett antal studier av hälsoeffekter till följd av fiskkonsumtion i ett svenskt perspektiv diskuteras också nedan. I en rapport från US EPA (2012) görs en omsorgsfull genomgång av kunskapsläget gällande hälsoeffekter av PCDD/Fs som sannolikt kan komma att få betydelse för utvecklingen av gränsvärden och kostrekommendationer.

#### 3.1 Hälsoeffekter av dioxinintag via föda

Mycket forskning kring effekter av dioxiner och furaner på levande organismer har genomförts från 1970-talet och framåt. Studier har genomförts i laboratorier både på cellnivå och på organismer. De vanligaste försöksdjuren är möss, råttor och apor men studier har även genomförts på exempelvis hamster, marsvin, kaniner och hundar. Känsligheten för dioxiner varierar mellan olika djur, exempelvis är den dödliga dosen flera tiopotenser högre hos marsvin jämfört med hamster. De toxiska mekanismerna hos apor är de som mest liknar människor. Man brukar ofta anta att känsligheten för olika effekter (per kilo kroppsvikt) går att överföra ganska direkt från råttor och apor till människor, även om vissa studier talar för att människor är något mindre känsliga (Harper et al., 2002; Okey et al., 2005).

Vanliga hälsoeffekter hos försöksdjur innefattar exempelvis viktnedgång, leverskador och atrofi (förtvining) av lymfkörtlar. Exempel på andra effekter är påverkan på immunförsvaret, hudförändringar (inklusive "klorakne"), skador på magsäcken, fosterskador, reproduktionseffekter och cancerogena effekter. Biologiska effekter såsom enzymhämmning och A-vitaminbrist har också ofta observerats. TCDD verkar inte vara mutagen, men carcinogena effekter kan uppträda i kombination med andra faktorer. Generellt uppträder kroniska effekter vid lägre doser än akuttoxiska effekter, och de kroniska effekterna är också mest relevanta att studera i samband med rekommendationer av tolerabelt dagligt intag av toxiska ämnen. De effekter som vanligen uppträder vid lägsta doser och som därför ligger till grund för kostråden är endometrios, neurologiska fosterskador och reproduktionsstörningar (minskad spermproduktion, livmodersförändringar) och nedsatt immunförsvaret. I princip alla toxiska och biologiska effekter av PCDD/F involverar den så kallade Ah-receptorn i

celler, vars naturliga funktion inte är fullständigt känd, och just 2378-substituerade kongener förefaller binda särskilt starkt till denna receptor.

Effekter hos människa av exponering för dessa ämnen är av begripliga skäl svårare att studera, och den mest utförliga informationen finns i samband med ofrivillig exponering, däribland människor som arbetat med tillverkning av växtskyddsmedel och människor som drabbades vid Seveso-olyckan i Italien 1976. Ökad cancerrisk verkar vara en effekt vid exponering men det bör framhållas att de doser som krävs för ett signifikant utfall är 2-3 storleksordningar över normal exponering. Även neurologiska skador hos barn har konstaterats i vissa fall men det har i de flesta fall varit svårt att säkert koppla dessa effekter enbart till dioxiner (van Leeuwen et al., 2000).

### 3.1.1 Sammanfattning av TEF-metodiken

Den mesta kunskapen gällande effekter av dioxiner och furaner har erhållits från studier av den specifika kongenen 2378-TCDD, vilket också anses vara den mest toxiska kongenen. Kända toxiska effekter av övriga kongener är dock av samma karaktär som för TCDD och data från de flesta experimentella studier talar för att blandningar av olika kongener ger additiva effekter, det vill säga responsen är av samma slag för alla kongener och ökar linjärt med dosen (Barnes, 1991; Safe, 1986; Van den Berg et al., 1998). Det är därmed alltså möjligt att beräkna den totala toxiciteten om hänsyn tas till den specifika toxiciteten för varje ingående kongen. Detta görs genom att bidraget från varje kongen i en matris multipliceras med en så kallad toxisk ekvivalensfaktor (TEF) och att dessa därefter summeras till toxiska ekvivalenter (TEQ). WHO har tagit fram en skala för detta (WHO-TEQ skalan) där toxiciteten för alla 2378-substituerade kongener (17 stycken) relateras till toxiciteten för 2378-TCDD. Skalan uppdateras med jämna mellanrum för att följa upp kunskapsutvecklingen och den senaste revideringen skedde 2005 (Van den Berg et al., 2006).

En särskild databas med studier av enskilda kongener finns upprättad (Haws et al., 2006) och en expertpanel har utifrån dessa studier gjort specialistbedömningar av lämpliga toxicitetsfaktorer för respektive kongen. Även plana "dioxinlika" PCB ingår i denna skala. WHO-TEQ skalan är således baserad på experimentella studier huvudsakligen på råttor, och i de flesta fall finns en relativt stor spridning i resultaten för enskilda kongener vilket gjort expertbedömningar nödvändiga för att fastställa användbara kriterier. I WHO-TEQ skalan från 2005 har för kongenerna 2378-TCDD och 12378-PeCDD satts TEF=1. Näst på skalan i termer av toxicitet kommer 23478-PeCDF med TEF=0.3 och därefter kommer 2378-TCDF och samtliga HxCDD och HxCDF med TEF=0.1, vilket också är den högsta faktorn som gäller för någon av de dioxinlika PCB:erna (PCB 126).

### 3.1.2 Specifikt om 23478-PeCDF

Av särskilt intresse i detta sammanhang är toxiciteten hos furanen 23478-PeCDF, av det skälet att den är bland de vanligast förekommande kongenerna i Östersjöfisk och att den tillika står för den största delen av den sammanlagda toxiciteten av dioxiner och furaner. Om dioxinlika PCB också räknas in i TEQ så står emellertid dessa ofta för

omkring 50 % av toxiciteten (Becker et al., 2007). 23478-PeCDF är också den dominerande kongenen i mänsklig fettvävnad och i bröst- och komjölk (Pluess et al., 1988). Den anses främst bildas i samband med förbränning och tillförs Östersjön via luftnedfall (Naturvårdsverket, 2013). I samband med revideringen av WHO-TEQ 2005 sänktes TEF för 23478-PeCDF från 0,5 till 0,3 som en följd av en finare indelning av den stegvisa skalan. Sänkningen innebär alltså egentligen inte att kongenen betraktas som mindre toxisk än tidigare.

### 3.1.3 Sammanfattning av TDI-metodiken

De lägsta doser där man observerat negativa effekter på organismer (Lowest Observed Adverse Effect Level, LOAEL) hos råttor och apor ligger mellan 28 och 73 ng/kg kroppsvikt, vilket med vissa antaganden motsvarar ett *dagligt intag* på 14-37 pg/kg kroppsvikt. De effekter som då observerats är minskad spermieproduktion, försämrat immunförsvar, och försämrad inlärningsförmåga och endometriosis (livmodersförändring) hos avkomman (samtliga effekter i apor och råttor). För att gardera sig mot osäkerheter då experimenten ej utförts på människor (som visserligen med viss sannolikhet är mindre känsliga än försöksdjuren), för att halveringstiden i kroppen är osäker (anses ligga runt 7-8 år för TCDD) och för att komma ner *under* lägsta effektdosen (NOAEL) har man antagit en osäkerhetsfaktor = 10 och därmed kommit fram till ett tolerabelt dagligt intag (TDI) på 1-4 pg TEQ per kilo kroppsvikt (van Leeuwen et al., 2000). Det kan noteras att en osäkerhetsmarginal på 10 är mindre än vad man använder i många andra sammanhang. Ett par ytterligare studier som också inkluderar statistisk modellering, och där även cancerrisken spelat in, kommer fram till liknande värden (SCF, 2000; JECFA, 2002) och EU har därmed antagit ett värde på 2 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag (Becker et al., 2007). Detta värde inkluderar också dioxinlika PCB.

### 3.1.4 Gränsvärden och undantag

EU:s gränsvärden för halter i livsmedel baseras i vissa fall, exempelvis när det gäller dioxiner 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 undantas 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. 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 TDI eller andra uppskattningar av effekter av intag via födan. Däremot har scenarieberäkningar genomförts som visar risken för att TDI överskrider givet olika halter i fisk. Ett enkelt räkneexempel visar att risken för att överskrida TDI givet gällande gränsvärde definitivt inte kan avfärdas. En kvinna som väger 60 kg och äter 150 g fisk per vecka med dioxinhalten 6,5 pg/g TEQ får i sig ca 16 pg/kg, alltså mer än TDI som på veckobasis motsvarar  $7 \cdot 2 = 14$  pg/kg.

För att beräkna det totala intaget hos människor kan givetvis inte enbart intaget via fiskkonsumtion räknas in. Beräkningar visar att 90-95 % av intaget hos den svenska befolkningen kommer via födan, och omkring hälften av detta kommer från fisk (med nuvarande förhållandevis låga intag). Det dagliga medianintaget av dioxiner hos den svenska befolkningen ligger på 0,6 pg TEQ/kg, alltså med god marginal under TDI (Cantillana & Aune, 2012).

Sammantaget kan man ganska tveklöst konstatera att risken för att överskrida TDI satt till 2 pg TEQ/kg kroppsvikt är ganska stor och att risken ökar dramatiskt om fisk med halter nära gränsvärdet konsumeras regelbundet. I rapporten ”Fiskkonsumtion – risk och nytta” (Becker et al., 2007) påpekas att fiskkonsumtion generellt är positiv, men att TDI riskerar att överskridas vid konsumtion av Östersjöfisk mer än 2-3 ggr/vecka. Det påpekas samtidigt att det är kroppsbelastningen över tid som är avgörande och inte det aktuella intaget. Det konstateras också att dioxinintaget är högre hos barn, vilket beror på ett högre kroppsviktsbaserat intag och hos spädbarn även på grund av förhållandevis höga dioxinhalter i bröstmjolk.

Det är mot bakgrund av att en begränsad fiskkonsumtion är en förutsättning för att klara TDI som diskussionen om undantag från EU:s gränsvärden har förts. Studier visar att 93 % av de svenska konsumenterna känner till att det finns kostråd för fisk, och att 37 % känner till att råden gäller strömming (en något större andel av barnfamiljerna, 50 %, kände till detta). Det kan också noteras att endast en liten del av kvinnor och barn i Sverige (<3 %) i praktiken äter strömming oftare än 2-3 gånger per år. Ändå beräknas 4-7 % av svenska barn få i sig mer PCDD/F via födan än TDI.

### **3.1.5 Konkret om hälsoeffekter av fiskkonsumtion hos människa – särskilt svenska studier**

Det är således uppenbart att svenska fiskkonsumenter riskerar att överskrida TDI också med ett ganska måttligt intag av Östersjöfisk. Att detta faktiskt skulle kunna leda till negativa effekter på hälsan är mindre uppenbart. Det som enkelt går att visa är att halterna av PCDD/F och andra organiska miljögifter som finns i fisk också förekommer i förhöjda halter hos befolkningsgrupper med hög konsumtion av denna fisk (Svensson et al., 1992; Axmon et al., 2008). Men att utifrån detta dra slutsatser om effekter på människors hälsa är betydligt svårare. Genom att jämföra fiskarbefolkning på den svenska östkusten med fiskarbefolkning på den svenska västkusten försökte en forskargrupp vid Lunds universitet emellertid isolera effekten av just fiskkonsumtionen, dels eftersom dessa två grupper ansågs likvärdiga i livsföring i övrigt (vilket dock kan ifrågasättas), och dels eftersom de positiva effekterna av fiskkonsumtion ansågs vara desamma oberoende av om Östersjöfisk eller Västkustfisk utgjorde en stor del av födointaget. Studierna, vilka är sammanfattade i bland annat Axmon et al. (2008) är alltså genomförda på ett sådant sätt att eventuellt positiva effekter av fiskkonsumtion filtrerats bort genom att referensgruppen (västkusten) har samma födointag av fisk. I studien visades att risken för låg födelsevikt hos spädbarn och minskad spermiemobilitet var något högre på östkusten än på västkusten. Detta är effekter som är förenliga med dioxinexponering men därmed inte entydigt kopplade till detta eftersom Östersjöfisken vid tidpunkten för datainsamlingen (1990-talet) innehöll relativt höga halter av andra stabila organiska ämnen (POPs, t.ex. PCB och DDT). Förekomsten av dessa ämnen har sedan dess generellt minskat i Östersjöfisken. För ett



antal utfall fanns det inte någon påverkan av POP, exempelvis spermiekoncentration, det totala spermieantalet och hormonnivåer. Det är också viktigt att påpeka att de förändringar som upptäcktes hos spermierna inte var speciellt stora. Gällande samband mellan POP och frakturincidens/bentäthet gav studierna inte någon tydlig bild. Visserligen fanns det ett signifikant samband mellan intag av fet östersjöfisk och fraktur förekomst hos fiskarhustrur från ostkusten, men övriga resultat gav väldigt lite stöd för hypotesen om ett sådant samband.

Det finns även studier som visar att cancerrisken totalt sett är något lägre hos fiskare än hos övrig befolkning (Mikoczy & Rylander, 2009) och att det finns ett samband mellan typ-2 diabetes och halter av klororganiska ämnen i blodet (Rylander et al., 2005) vars kausalitet närmare behöver studeras (Taylor et al., 2013) samt att effekter kopplade till kvicksilver i fisk har mindre negativ effekt än de positiva effekterna av fiskkonsumtion (Wennberg et al., 2011). I Finland har en kohortstudie liknande den som gjordes i Sverige genomförts där fiskarbefolkning med högt intag av östersjöfisk jämförts mot övrig befolkning (Turunen, 2012). Resultaten visade att hjärt- och kärlhälsan generellt var bättre hos gruppen med hög fiskkonsumtion, vilket förklarades med att intaget av omega-3-fettsyror ökar vid hög fiskkonsumtion (Turunen, 2012).

Sammantaget tyder de studier som genomförts i syfte att belysa eventuella negativa effekter av upptag av föroreningar genom konsumtion av östersjöfisk på att dessa är tämligen små hos storkonsumenter av fisk och att nyttan snarare överväger när det gäller vissa hälsoparametrar.

## 4 Programförslag

### 4.1 Belysning av eventuell skillnad dioxinhalt i lax kopplat till fiskens ålder provberedning och provets fetthalt.

I samband med ordinarie kommersiellt fiske under tillåtna laxfiskeperioden 2014 insamlas lax (*Salmo salar*) från två områden, mellan Kalix- och Torneälvens mynningsområde i norra Bottenviken respektive mellan Dalälvens och Ljusnans mynningsområde i södra Bottenhavet. Från varje område sparas 5 individer från viktintervallet 2,5-3,5 kg, 10 individer från viktintervallet 5,5-6,5 kg samt 5 individer från viktintervallet 8,5-9,5 kg. Laxarna fryses in en och en i uppmärkta plastpåsar hela och ourtagna, förutom 5 av laxarna inom det mellersta storleksintervallet. Dessa fryses urtagna på samma sätt som om de skulle ha hanterats kommersiellt och skall senare nyttjas i projektet för undersökning av halter i beredda produkter.

Provberedning av det insamlade materialet (totalt 30 laxar) utföres vid ett tillfälle enligt gällande EU-förordning 589/2014 kompletterad med skriftliga instruktioner från SLV. Beredningen utföres hos en av projektet utsedd aktör. Vid provberedningen närvarar representanter för Norrlandsfiskarna, Livsmedelsverket och övriga intressenter. Hela proceduren filmas.

I syfte att utgöra stöd för tolkning av resultatet mäts ett antal morfologiska mått på fiskindividerna (längd, totalvikt, somatisk vikt, gonadvikt, levervikt). Otoliter (hörselben) prepareras fram för åldersbestämning och fjällprov uttas för senare bestämning av uppväxtområde. Därefter prepareras material fram från mittbiten från en sida av fisken enligt ovan beskrivna regelverk. Totalt bereds 30 homogenat med muskel och underhudsfett, ett från varje individ. Homogenaten delas upp i replikat á 100 g. Den andra sidan av varje lax filéas av en inhyrd fiskhandlare och ett homogenat av hela filén från varje individ bereds.

Homogenat från fem individer inom samma storleksklass och fångstområde blandas samman till ett samlingsprov. Detta görs både för prover som beretts enligt förordningen och de prover som beretts från hela filéer. Prov för fetthaltsbestämning uttas från samtliga individprov. Samlingsproven analyseras med avseende på: fetthalt (två olika metoder), dioxiner och furaner (PCDD/Fs), plana "dioxinlika" PCB:er och indikator-PCB:er (PCB<sub>6</sub>). Om kostnadsbilden ej påverkas nämnvärt inkluderas även klorerade pesticider t.ex. HCB och DDT. Individprov analyseras med avseende på fetthalt men material sparas för att möjliggöra senare analyser av klororganiska ämnen om behovet uppstår. Försöksuppställningen sammanfattas nedan (**Tab. 1**).



**Tabell. 1** *Provtagningsmatris för lax*

<b>Fiskeplatser</b>	2
<b>Antal lax per område</b>	20 (5 st. 3-kilos, 10 st. 6-kilos, 5 st. 9-kilos )
<b>Antal provberedningar av mittbit enligt EU-förordningen</b>	30
<b>Antal provberedning från hel filé</b>	30
<b>Antal analyser av klororganiska ämnen från mittbit</b>	6 (1 samlingsprov från respektive storleksklass från vardera område)
<b>Antal analyser av fetthalt i mittbit</b>	30
<b>Antal analyser av klororganiska ämnen i hel filé</b>	6 (1 samlingsprov från respektive storleksklass från vardera område)
<b>Antal analyser av fetthalt i hel filé</b>	30

## 4.2 Geografisk, säsongsbunden och storleksberoende variation i strömming

Strömming (*Clupea harengus*) från fem områden längs Bottniska viken (Bottenviken, norra Kvarken, norra, mellersta och södra Bottenhavet) insamlas under respektive vår, sommar, höst och vinter. I några av områdena bedrivs ej vinterfiske och där sker heller ingen insamling under denna årstid. Strömming fiskas dels med ordinarie nätstorlek dels med en nätstorlek mindre. Från vardera område och säsong insamlas således två samlingsprov (å ca 1 kg) där den genomsnittliga längden på fisken kommer att skilja sig åt. Fisken fryses in hel styckvis för att även möjliggöra senare analys av ålder och morfologiska mått (längd, vikt, gonadstorlek, könstadium m.m.). Provberedning görs enligt gällande EU-förordning 589/2014 och med skriven instruktion från SLV (filé med skinnen kvar) och kemisk analys av fetthalt, PCDD/Fs och PCB:er (plana och indikatorkongener) utförs på laboratorium som är ackrediterat för analysen ifråga.

**Tabell. 2** *Provtagningsmatris för strömming.*

<b>Fiskeplatser</b>	5
<b>Antal fisketillfällen per område*</b>	4
<b>Antal beredda prov per område</b>	2

\* vissa årstider faller bort i några av områdena

Strömming från Östersjön har sedan slutet av 1960-talet analyserats med avseende på föroreningar inom ramen för svensk miljöövervakning. Även om syftet med dessa undersökningar i regel inte har varit att från ett fiskeriperspektiv optimera fångsten så att dioxininnehållet minimeras finns det avsevärda mängder information gällande geografisk och tidsmässig variation som också bör utnyttjas i en samlad datautvärdering inkluderande identifiering av eventuella mönster och systematisk variation. Likaledes finns det historiska och nyligen insamlade data från Lismedelsverkets provtagningar liksom resultat från studier i Finland och Tyskland som skulle kunna inkluderas i analysen.

### 4.3 Halter i beredda produkter

Studier från olika delar av världen och med fiskprodukter från olika arter visar entydigt att olika sorters beredning av fisk generellt sänker innehållet av klororganiska föroreningar (Wang & Rideout, 2010). Huvuddelen av de studier som genomförts har varit inriktade på halter av PCB. I syfte att belysa hur olika beredningsmetoder påverkar innehållet av PCDD/Fs och PCB i fet fisk från Bottniska viken föreslås provtagning enligt **Tabell 3**. Tre prover från olika produkter före och efter beredning analyseras med avseende på fetthalt och innehåll av PCDD/Fs och PCB. Råvaran är lax och strömming från Bottniska viken. För att söka tydliggöra effekten av beredning bör försöken utformas så att om exempelvis en sida av en lax röks så används motsvarande sida på fisken för att analysera rått material. För strömming, som är för liten för att nyttja enskilda individer gäller att insamla fisk från ett och samma fångstillfälle och att ifrån individer av samma storlek görs samlingsprov där ett replikat analyseras efter beredning och det andra analyseras rått.

**Tabell. 3** *Produkter som analyseras före och efter beredning.*

rökt lax
gravad lax
inkokt lax
Böckling
strömmingsfilé utan skinn
Surströmming

## 5 Sammanfattande diskussion

Halterna av de flesta stabila organiska ämnen som vi känner som miljögifter inklusive dioxiner har minskat kraftigt i Östersjöns ekosystem jämfört med situationen på 1960- och 1970-talet. Återhämtningen av toppredatorer som ansetts hårt drabbade av miljögifter, exempelvis säl och havsörn, har varit remarkabel. Populationerna har idag nått nivåer som få vågade drömma om när åtgärdsarbetet inleddes. Att halterna av de flesta föroreningar över tid även minskat i fisk går att utläsa från de tidserier som tagits fram inom nationell miljöövervakning (Nyberg et al., 2012). Även när det gäller halter i kvinnors bröstmjolk av vissa stabila organiska ämnen som följts under lång tid finns en likaledes avtagande trend (Fång et al., 2013).

När det gäller ”klassiska” föroreningar varav flertalet kan räknas till gruppen klororganiska ämnen har utvecklingen således varit gynnsam under senare år och de förbud mot användning som kom till stånd tidigt i miljövårdsarbetet har haft effekt. När det gäller nyare kemikalier, vars användning ibland inte är reglerad, är bilden inte lika entydig och halter av vissa ämnen ökar i miljön. Betydelsen av detta för Östersjöns organismer och för andra terrestra och akvatiska ekosystem och eventuella effekter på människa är oklar men utgör en källa till oro som föranlett omfattande forskning (WHO/UNEP, 2013).

Ett mycket omfattande underlag beträffande såväl toxikologiska såväl som epidemiologiska studier ligger till grund för de riskbedömningar och beräkningar av tolerabelt dagligt intag (TDI) av dioxiner som gjorts av WHO, EU och enskilda stater, vilka delvis berörts i **Kapitel 3**. Forskningen kring miljögifter tycks generellt visa att miljögifter är allt farligare ju mer forskning som utförs. Att fler effekter upptäcks ju fler och noggrannare experiment som genomförs är knappast förvånande. Frågan är dock om det är klokt att på dessa grunder även successivt skärpa synen på konsumtion av livsmedel som innehåller miljögifter. En viktig komponent i denna bedömning borde rimligtvis också vara i vilken utsträckning den faktiska effekten på människor vid normal konsumtion är större än man tidigare vetat.

Trots att halterna av dioxiner och furaner minskat i Östersjöfisk över tid och det saknas en generell effektbild kopplat till denna konsumtion, utgör förekomsten av dessa ämnen i kombination med vissa varianter av PCB en bevekelsegrund för att reglera försäljning av fet östersjöfisk (framförallt lax och strömming) och att det finns särskilda kostråd med rekommenderat intag för olika befolkningsgrupper. TDI ligger till grund för de kostråd tagits fram. Ett dilemma uppstår när det gäller östersjöfisk eftersom den också har många hälsobringande egenskaper genom sitt innehåll av nyttiga fettsyror och andra spårämnen, vilket föranleder att risken med att konsumera den också måste ställas mot nytta. Detta är sannolikt en av orsakerna till att kostråden mellan olika länder runt Östersjön skiljer sig åt och där man i exempelvis Finland rekommenderar ett större intag av östersjöfisk än vad man gör i Sverige. Det är heller ingen enkel uppgift att väga resultat från studier av befolkningsgrupper som faktiskt exponerats för östersjöfisk (Axmon et al., 2008; Mikoczy & Rylander, 2009; Turunen, 2012) där den övergripande effektbilden varit vag, saknats eller snarare varit positiv, mot andra studier (exempelvis Sevesolyckan) där en befolkningsgrupp utsattes för en mycket hög engångsdos efter en olycka i en kemisk fabrik (WHO, 1989). Det är därför inte så konstigt att man på vetenskaplig grund kan komma till olika slutsatser beträffande

risken och nyttan med att äta östersjöfisk (Svensson et al., 1992; Becker et al., 2007, Skerfving, 2011; Turunen, 2012).

En annan aspekt som också kan vägas in i diskussionen om konsumtion av östersjöfisk är huruvida det ur ett hållbarhets- och rättviseperspektiv är rimligt att avstå från den högvärdiga födoresurs som lax och strömming från Östersjön utgör. Huvudelen av den strömming som idag fiskas i Bottniska viken trålas upp och går som råvara till fiskmjöl som används som foder i fiskodlingar och minkfarmer. Globalt råder det brist på fisk och om man i Sverige tillgodoser sitt behov av fisk genom import av odlad och vild fisk kan det innebära att någon mindre köpstark konsument blir utan. Odling av fisk innebär i sig ett resursslöseri i jämförelse med att konsumera den primära råvaran eftersom enbart en andel av det foder som tillsätts som går till fiskens tillväxt.

Klimatmässigt, m.a.o. hur stora koldioxidutsläpp som genereras, är det inte helt entydigt hur lokalt småskaligt fiske står sig mot mera storskaligt dito som i regel inkluderar långväga transporter då det är många faktorer som påverkar (Ziegler, 2008). Givetvis finns dock incitament att minimera klimatpåverkan eftersom transporten från fiskeplatsen till berednings- och marknadsplatsen kan göras kort och fisket sker med passiva metoder (garn och fallor) medan storskaligt fiske ofta innebär trålning, vilket medför långa drifttider för fartygsmotorer. Kustnära fiske efter liten pelagisk fisk, exempelvis sill/strömming, har i en nyligen utförd genomgång av olika fiskemetoder identifierats som den generellt sett mest bränslesnåla fiskemetoden (Parker & Tyedmers, 2014).

Livsmedelsverket uppmanar den svenska befolkningen att öka sin konsumtion av fisk. De kostråd som tagits fram för fet Östersjöfisk innebär i princip att man anser att det inte är något hinder för män och kvinnor utanför barnafödande ålder att äta lax och strömming från Östersjön i normal till relativt hög omfattning (upp till en gång i veckan). Restriktioner gäller dock för vissa befolkningsgrupper. Ett stort problem utgör dock den ofta kraftigt snedvridna rapporteringen av detta i massmedia, ibland föranlett av inspel från olika miljöorganisationer. Ett exempel på den onyanserade framställningen av dioxinens farlighet är den ofta visade bilden på den tidigare Ukrainske presidenten Jusjtjenkos symptom på klorakne efter att han avsiktligt förgiftats av en hög dos av 2378-TCDD i samband med presidentvalskampanjen 2004. Relevansen av detta kan likställas med att visa en bild på någon som fått frätskador av koncentrerad svavelsyra och hävda att detta beror på den storskaliga försurningen. Detta leder till onödig oro bland befolkningen och i värsta fall till att gravida kvinnor helt avstår från att äta fisk (även från andra fångstområden) under en period då man är i stort behov av att tillgodgöra sig några av de spårämnen som det finns gott om i fisk.

Det skulle vara av stort värde om de risker som identifierats genom att äta östersjöfisk, på ett för allmänheten begripligt sätt, kunde ställas i relation till andra miljö- och livsstilsfaktorer potentiella påverkan på folkhälsan. Detta eftersom det för en oinvid är svårt att ta till sig bevekelsegrunderna för de risk-nytta värderingar som gjorts och vad som ur ett toxikologiskt/miljömedicinskt perspektiv är att betrakta som en oacceptabel risk. Ett försök att rangordna nio olika riskfaktorer betydelse för folkhälsan har exempelvis utförts av Hänninen et al., (2014). Här hamnade intag av dioxiner via föda (ej specifikt från fet fisk) i mitten av skalan. De största riskerna av de undersökta miljöfaktorerna ansågs föreligga för förhöjda partikelhalter i luft, passiv

rökning (direkt rökning ej inkluderat då dess hälsorisker anses vara flera magnituder högre än de undersökta), buller och radon medan de lägsta riskerna associerades till exponering för ozon och flyktiga kolväten.

Man får förmoda att miljöorganisationernas intresse i frågan i första hand syftar till att skapa opinion mot den alltmer omfattande användningen av kemikalier i samhället. Det är i det sammanhanget viktigt att klargöra att dioxiner och furaner är oavsiktligt bildade ämnen som huvudsakligen bildas vid förbränning och att tillförseln till Östersjön huvudsakligen sker via atmosfärisk deposition (Naturvårdsverket, 2013). I takt med att förbränningsprocesser centraliserats och rökgasrening förbättrats runtom i Europa har tillförseln minskat. En ytterligare minskning av dioxinhalterna i pelagiskt levande och migrerande arter som lax och strömming kan bara åstadkommas genom en minskad atmosfärisk deposition, vilket i praktiken fordrar åtgärder mot de förbränningskällor i Europa som idag har lägst teknisk standard. Att åtgärda lokalt förorenade sediment i anslutning till tidigare punktkällor, vilket idag ofta diskuteras och där halterna i fet östersjöfisk ibland används som ett argument, kan möjligen ge vissa positiva effekter i närområdet till föroreningen, men saknar ur ett massbalansperspektiv betydelse för den totala dioxinsituationen i Östersjön (Malmaeus & Karlsson, 2008; Naturvårdsverket, 2013).

Sveriges riksdag har antagit ett antal miljö kvalitetsmål syftande till att lösa våra miljöproblem nu och inte lämna över dem till kommande generationer. Det finns ingen inbördes rangordning mellan dem. Ett av miljömålen handlar om att åstadkomma en "Giftfri miljö" medan ett annat är formulerat "Hav i balans samt levande kust och skärgård", vilket bland annat innefattar att "Kust och skärgård ska ha en hög grad av biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Näringar, rekreation och annat nyttjande av hav, kust och skärgård ska bedrivas så att en hållbar utveckling främjas". Det är inte så att dessa mål står i direkt motsatsförhållande till varandra men kontentan av att ensidigt fokusera på det ena kan få negativa effekter på det andra. Småskaligt kustfiske längs Norrlandskusten står och faller med att det som fångas och bereds därav betraktas som högvärdiga och exklusiva livsmedel. Alternativet att helt avstå från fiske eller enbart använda det som foder i minkfarmer eller fiskodlingar främjar inte miljömålet "Hav i balans samt levande kust och skärgård". Av det skälet är det av stor vikt att det provtagningsprogram som föreslagits i rapporten kommer till stånd. Ett annat nog så viktigt skäl är att programmet förhoppningsvis leder fram till att fiske och beredning framöver utförs så att innehållet av dioxiner och andra fettlösliga föroreningar minimeras. Det är likaledes viktigt att Livsmedelsverkets kostråd följs men också att de kommuniceras på ett sådant sätt att medierapporteringen inte slår över i larm och skrämmer folk till irrationella beslut.

## 6 Slutsatser

– Det finns delvis motstridiga uppgifter huruvida vildfångad lax från Bottniska viken innehåller halter av PCDD/Fs och PCB som över- eller understiger EU:s gränsvärde för saluföring. För yrkesfiskets del är det synnerligen viktigt att denna fråga får ett snabbt svar eftersom det är avgörande för möjligheten att exportera lax till den europeiska marknaden där efterfrågan är stor. Frågan kan sannolikt bara besvaras tillfredställande genom en omfattande, transparent och upprepad provtagning, och kemisk analys av lax fångad i Bottniska viken.

– Föreliggande mätdata pekar mot att det finns ett starkt samband mellan fetthalt i lax och dess innehåll av klororganiska föreningar. Detta talar för att det genom olika sorts fiske och beredning borde vara möjligt att tillhandahålla produkter av både lax och strömming med lägre föroreningshalter jämfört med ursprungsråvaran. Frågeställningen bör utredas genom ett provtagningsprogram.

– Det är inte troligt att det framöver kommer att tillföras toxikologisk/epidemiologisk/miljömedicinsk information som väsentligt kommer att minska WHO:s, EU:s och enskilda staters livsmedelsmyndigheters bedömning av riskerna att konsumera fisk med dioxininnehåll. Erfarenheterna talar för att eventuella ändringar snarare kommer att innebära skärpningar av gällande rekommendationer liksom att gränsvärdet för saluföring kommer att sänkas om halterna minskar (ALARA-principen). De säkerhetsfaktorer som tillämpats vid riskbedömningar av dioxiner ligger i underkant för vad som normalt tillämpas inom toxikologi. Det bedöms inte som relevant att återupprepa de omfattande undersökningar av högkonsumerter av Östersjöfisk som genomfördes under 1990-talet eftersom fiskarkåren idag är så liten att provtagningsmatrisen skulle bli för liten för att genomföra meningsfulla analyser. De undersökningar som har genomförts på fiskarbefolkningen speglar en epok när föroreningsinnehållet var högre än det är idag och gav likväl en vag effektbild. Finländska studier tyder på att när det gäller hjärt-kärlhälsa överstiger nyttan riskerna att konsumera Östersjöfisk.

– Ur hållbarhets-, resurshållnings- och rättviseperspektiv är det mycket som talar för att småskaligt konsumtionsfiske av lax och strömming från Bottniska viken bör öka. Globalt råder brist på fisk. Bestånden av både lax och strömming tål ett reglerat uttag och förutsättningar för adekvat förvaltning finns. Sverige har antagit ett miljömål om levande kust och skärgård. Transporter mellan konsumenter och leverantörer kan hållas korta. Aktuella fiskemetoder är energisnåla.

– Livsmedelsverkets kostråd innebär begränsningar i konsumtion av lax och strömming från Östersjön för vissa befolkningsgrupper (barn och kvinnor i barnafödande ålder) medan andra grupper (män och icke-fertila kvinnor) riskfritt och troligtvis även hälsobefrämjande kan konsumera relativt mycket fisk (upp till en gång i veckan). Frågeställningen är komplex och borde vara föremål för en mer djuplodande analys och även innehålla information till konsumenter om risker i relation till andra livsstils- och miljöfaktorer än den stundtals obalanserade framställning som idag sker i media.



## 7 Referenser

- Axmon A., Rylander L. & Rignell-Hydbom A., 2008. Reproductive toxicity of seafood contaminants: Prospective comparisons of Swedish east and west coast fishermen's families. *Environmental Health* 7:20.
- Barnes D.G., 1991. Toxicity equivalents and EPA's risk assessment of 2,3,7,8-TeCDD. *Sci. Total Environ.* 104, 73-86.
- Becker W., Darnerud P.O. & Petersson-Grawé K., 2007. Fiskkonsumtion – risk och nytta. Livsmedelsverkets rapport nr 12/2007.
- Bignert A., Danielsson, S., Greyerz, E. & Bergek, S., 2009. Säsongsvariation och geografisk variation i koncentrationer av dioxiner, dibensofuraner och dioxinlika PCB:er i strömming från Bottenhavet. Länsstyrelsen Gävleborg rapport 2009:7.
- Cantillana T. & Marie Aune M., 2012. Dioxin- och PCB-halter i fisk och andra livsmedel 2000-2011. Livsmedelsverkets rapport nr 21/2012.
- Cederberg, T.L. & Heinrich, M.T., 2007. På danska: Trimningseffekt på Dioxinindhold i Laks II. DTU, Fødevareinstituttet, 4 april 2007.
- Evira, 2009. På finska: Itämeren kalan ja muun kotimaisen kalan ympäristömyrkyt: PCDD/F-, PCB-, PBDE-, PFC- ja OT-yhdisteet EU-kalat II, Eviran tutkimuksia 2/2011.
- Fång, J., Nyberg, E., Bignert, A., & Bergman, Å., 2013. Temporal trends of polychlorinated dibenzo-p -dioxins and dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in mothers' milk from Sweden, 1972–2011. *Environment international* 60:224-231.
- Haldin Ankarberg, E., 2013. Risk med fisk, Livsmedelsverket, presentation på KSLA seminarium Fisk, gift och hälsa. 13 november 2013.
- Hamilton et al., 2005. *Environ. Sci. Technol.* 39: 8622-8629
- Harper P.A., Wong J.Y., Lam M.S. & Okey A.B., 2002. Polymorphisms in the human AH receptor. *Chem. Biol. Interact.* 141, 161–187.
- Haws L.C., Su S.H., Harri M., Devito M.J., Walker N.J., Farland W.H., Finley B. & Birnbaum L.S., 2006. Development of a refined database of mammalian relative potency estimates for dioxin-like compounds. *Toxicol. Sci.* 89, 4-30.
- Hänninen, O., Knol, AB., Jantunen, M., Lim, TA., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, AC., Kim, R., Buekers, J., Torfs, R., Iavarone, I., Classen, T., Hornberg, C. & Mekel, OC., 2014. Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries. *Environ Health Perspect* 122:439-446.

- Ikonomou et al., 2007. *Environ. Sci. Technol.* 41: 437-443.
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives), 2002. Polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans, and coplanar polychlorinated biphenyls. WHO Food Additives Series, 2002, vol. 48, pp. 451-664, WHO Geneva.
- Johnston et al., 2006. *Aquaculture* 256: 323-336
- Karlsson, M., 2013. Dioxiner i lax från Bottniska viken 2013. IVL yttrande 2013-09-16.
- Katikou, P., Hughes, S.I. & Robb, D.H.F., 2001. Lipid distribution within Atlantic salmon *Salmo salar* filets. *Aquaculture* 202:89-99.
- Leijds MM, Koppe JG, Olie K, van Aalderen WMC, de Voogt P, Vulmsa T, Westra M, Ten Tusscher GW (2008). Delayed initiation of breast development in girls with higher prenatal dioxin exposure; a longitudinal cohort study. *Chemosphere*, 73(6):999-1004.
- Malmaeus, M. & Karlsson, M., 2008. Utvärdering av resultat från dioxinstudier vid svensk massa- och pappersindustri. IVL rapport för Skogsindustrierna 2008-06-11.
- Mikoczy Z. & Rylander L., 2009. Mortality and cancer incidence in cohorts of Swedish fishermen and fishermen's wives: Updated findings. *Chemosphere* 74, 938-943.
- Naturvårdsverket, 2013. Orsaker till dioxinproblemet i Östersjöregionen och förslag till åtgärder. Sammanfattning av resultat från forskningsprogrammet BalticPOPs. Naturvårdsverket Rapport 5912.
- Nyberg, E. et al., 2012. Miljögifter i biota. I: Havet, 2012. Havsmiljöinstitutet.
- Okey A.B., Franc M.A., Moffat I.D., Tijet N., Boutros P.C., Korkalainen M., Tuomisto J. & Pohjanvirta R., 2005. Toxicological implications of polymorphisms in receptors for xenobiotic chemicals: The case of the aryl hydrocarbon receptor. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 207, 43-51.
- Olsson M. et al. PCDD/Fs in Baltic Fish (1979-2005), concentrations and congener pattern reveal temporal and spatial variation in the Baltic Sea and indicate the role of seasonal lipid variation to explain congener specific retention. Manuskript Stockholms universitet.
- Parker, R.W.R. & Tyedmers, P.H., 2014. Fuel consumption of global fishing fleets: current understanding and knowledge gaps. *Fish and Fisheries*, Published online: 4 JUL 2014. DOI: 10.1111/faf.12087
- Pluess N., Poiger H., Hohbach C. & Schlatter C., 1988. Subchronic toxicity of some chlorinated dibenzofurans (PCDFs) and a mixture of PCDFs and chlorinated dibenzodioxins (PCDDs) in rats. *Chemosphere* 17: 973-984.
- Rylander, L., Rignell-Hydbom, A. & Hagmar, L., 2005. A cross-sectional study of the association between persistent organochlorine pollutants and diabetes. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 4:28 doi:10.1186/1476-069X-4-28.



Safe S.H., 1986. Comparative toxicology and mechanism of action of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 26, 371-399.

SCF (Scientific Committee on Food), 2001. Opinion of the SCF on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update based on new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22nd November 2000. Brussels.

Skerfving, S., 2011. Ät mer fisk. Bulletin Nr 4/2011. Arbets- och miljömedicin Lund.

Svensson B.-G., Nilsson A., Hansson M., Rappe C., Åkesson B. & Skerfving S., 1992. Exposure to dioxins and dibenzofurans through the consumption of fish. *The New England Journal of Medicine* 324, 8-12.

Taylor, K.W. et al., 2013. Evaluation of the Association between Persistent Organic Pollutants (POPs) and Diabetes in Epidemiological Studies: A National Toxicology Program Workshop Review. *Environ Health Perspect* 121:774–783

Turunen, A., 2012 Epidemiologiska studier om fiskkonsumtionen och hjärt- och kärlhälsan – Resultat från Fiskarundersökningen och undersökningen Hälsa 2000. Doktorsavhandling, Institutet för hälsa och Välfärd, Helsingfors, Finland. ISBN 978-952-245-635-9.

US EPA, 2012. EPA's Reanalysis of Key Issues Related to Dioxin Toxicity and Response to NAS Comments, Volume 1. <http://www.epa.gov/iris/supdocs/1024index.html>

Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld A.T., Brunstrom B., Cook P., Feeley M., Giesy J.P., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S.W., Kubiak T., Larsen J.C., van Leeuwen F.X., Liem A.K., Nolt C., Peterson R.E., Poellinger L., Safe S., Schrenk D., Tillitt D., Tysklind M., Younes M., Waern F. & Zacharewski T., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106, 775-792.

Van den Berg M., Birnbaum L.S., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Håkansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N. & Peterson R.E., 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.

van Leeuwen F.X.R., Feeley M., Schrenk D., Larsen J.C., Farland W., Younes M., 2000. Dioxins: WHO's tolerable daily intake (TDI) revisited. *Chemosphere* 40, 1095-1101.

Wang, F. & Rideout, K., 2010. Impact of Home Preparation and Cooking Methods on Levels of Dioxin and Dioxin-Like Compounds in Foods. National Collaborating Centre for Environmental Health 2010. Vancouver, Kanada.

Wennberg M., Bergdahl I.A., Hallmans G., Norberg M., Lundh T., Skerfving S., Strömberg U., Vessby B. & Jansson J.-H., 2011. Fish consumption and myocardial infarction: a second prospective biomarker study from northern Sweden. *Am J Clin Nutr.* 93: 27-36.

WHO, 1989. Polychlorinated Dibenzo-*para*-dioxins and Dibenzofurans. Environmental Health Criteria 88. IPCS International Programme on Chemical Safety.

WHO/UNEP, 2013. State of the science of endocrine disrupting chemicals – 2012. Edited by Åke Bergman, Jerrold J. Heindel, Susan Jobling, Karen A. Kidd and R. Thomas Zoeller.

Ziegler, F., 2008. På väg mot miljöanpassade kostråd. SLV rapport 10/2008



IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm  
Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90  
[www.ivl.se](http://www.ivl.se)