Livsmedelsverket

L – 2026 nr 11

Riskvärdering av dioxiner, dioxinlika PCB och PFAS med fokus på konsumtion av sill/strömming och skarpsill



Denna titel kan laddas ner från: Livsmedelsverkets publikationer

Citera gärna Livsmedelsverkets texter, men glöm inte att uppge källan. Bilder, fotografier och illustrationer är skyddade av upphovsrätten. Det innebär att du måste ha upphovsmannens tillstånd att använda dem.

© Livsmedelsverket, 2026.

Författare:
Sanna Lignell, Salomon Sand, Irina Gyllenhammar.

Rekommenderad citering:
Livsmedelsverket. Lignell S, Sand S, Gyllenhammar I. 2026. L 2026 nr 11: Riskvärdering av dioxiner, dioxinlika PCB och PFAS med fokus på konsumtion av sill/strömming och skarpsill. Livsmedelsverkets rapportserie. Uppsala.

L 2026 nr 11
ISSN 1104–7089

Förord

Denna rapport utgör ett vetenskapligt underlag i form av en riskvärdering av dioxiner, dioxinlika PCB och PFAS med fokus på konsumtion av sill/strömming och skarpsill. Rapporten har tagits fram inom ramen för regeringsuppdraget om pelagisk fisk, där Livsmedelsverket har fått i uppdrag att analysera och föreslå hur mer pelagisk fisk från Östersjön ska hamna på tallriken. Bakgrunden till rapporten är även att Efsa (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet) under 2026 publicerade en ny riskvärdering av dioxiner och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCB) och fastställde ett nytt tolerabelt veckointag (TVI) för denna ämnesgrupp. Rapporten är uppdelad i faroidentifiering, farokarakterisering, exponeringsuppskattning samt riskkarakterisering, där konsumtion av fisk med halter av dioxiner, dioxinlika PCB och PFAS motsvarande halterna de halter som finns i sill/strömming och skarpsill utvärderats.

Denna riskvärdering kommer att utgöra ett vetenskapligt underlag för riskhanterares bedömning av risker kopplade till konsumtion av sill/strömming och skarpsill med avseende på dioxiner, dioxinlika PCB och PFAS. Underlaget kan användas både inom regeringsuppdraget och i andra sammanhang där denna riskvärdering är relevant.

Ansvariga för rapportens innehåll är Sanna Lignell, Salomon Sand och Irina Gyllenhammar på Enheten för toxikologi, Risk- och nyttovärderingsavdelningen (RNV/TOX). Underlaget har granskats av Emma Halldin Ankarberg, enhetschef på RNV/TOX.

Livsmedelsverket

Christina Lantz,

Tillförordnad avdelningschef på Risk- och nyttovärderingsavdelningen

November 2026

Innehåll

1. Förkortningar 7
2. Sammanfattning 9
   2.1 Dioxiner och dioxinlika PCB 9
      2.1.1 Tolerabla veckointaget överskrids i hela befolkningen 9
      2.1.2 Det finns en marginal till referensvärdet för cancerrisk 10
      2.1.3 Halter i blod och bröstmjölk ger viktig information 10
   2.2 PFAS 10
      2.2.1 Mager fisk och dricksvatten bidrar mest till PFAS-exponering 10
      2.2.2 Det finns en marginal till referensvärdet för cancerrisk 11
      2.2.3 Sill och strömming innehåller inte de högsta halterna 11
      2.2.4 Halter i blod speglar att exponeringen minskat 11
3. Summary 12
   3.1 Risk assessment of dioxins, dioxin-like PCBs and PFAS with focus on consumption of herring and sprat from the Baltic Sea 12
      3.1.1 Health-based guidance values 12
      3.1.2 Exposure and comparison with health-based guidance values 13
4. Bakgrund 15
5. Data och metod 16
6. Faroidentifiering 17
   6.1 Dioxiner och dioxinlika PCB 17
   6.2 PFAS 18
7. Farokarakterisering 19
   7.1 Dioxiner och dioxinlika PCB 19
      7.1.1 Kompletterande referensvärde med avseende på cancerrisk (RVC) 20
   7.2 PFAS 23
      7.2.1 Kompletterande referensvärde med avseende på cancerrisk (RVC) 24
8. Exponeringsuppskattningar 26
   8.1 Halter i livsmedel 26
      8.1.1 Dioxiner och dioxinlika PCB 26
      8.1.2 PFAS 29
   8.2 Intag från mat 31
      8.2.1 Dioxiner och dioxinlika PCB 32

8.2.2 PFAS 34
9. Riskkarakterisering 37
9.1 Uppskattad exponering i relation till TVI och RVC 37
9.1.1 Dioxiner och dioxinlika PCB 37
9.1.2 PFAS 39
9.2 Halter i den svenska befolkningen 43
9.2.1 Dioxiner och dioxinlika PCB i blodserum och bröstmjölk 43
9.2.2 PFAS i blodserum 45
10. Diskussion och osäkerheter 48
10.1 Exponering 48
10.2 Kompletterande referensvärden avseende cancerrisk, RVC 48
11. Slutsatser 50
11.1 Dioxiner och dioxinlika PCB 50
11.2 PFAS 51
12. Referenser 53
13. Bilagor 56
Bilaga 1. Datatabeller 56

1. Förkortningar

BMD	Benchmark dos
dl-PCB	dioxinlika PCB
DI	Dagligt intag
Efsa	European Food Safety Authority (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet)
EPA	U.S. Environmental Protection Agency
FOSA	Perfluoroktansulfonamid
IARC	International Agency for Research on Cancer (WHOs cancerforskningsorgan)
LB	Lower bound, halter under kvantifieringsgränsen är satta till noll.
LOQ	Limit of quantification (kvantifieringsgräns)
MB	Medium bound, halter under kvantifieringsgränsen är satta till halva kvantifieringsgränsen
NTP	U.S. National Toxicology Program
PCB	Polyklorerade bifenyler
PCDD	Polyklorerade dibenzo-p-dioxiner
PCDF	Polyklorerade dibenzofuraner
PFAA	Perfluoralkylsyror
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFAS4	PFAS-ämnena PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS
PFBS	Perfluorbutansulfonsyra
PFDA	Perfluordekansyra
PFDoDA	Perfluordodekansyra

PFDS	Perfluordekansulfonsyra
PFHpA	Perfluorheptansyra
PFHxA	Perfluorhexansyra
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra
PFNA	Perfluornonansyra
PFOA	Perfluoroktansyra
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
PFTeDA	Perfluortetradekansyra
PFTrDA	Perfluortridekansyra
PFUnDA	Perfluorundekansyra
RP	Referenspunkt
RVC	Kompletterande referensvärde med avseende på cancerrisk
TCDD	2,3,7,8-tetraklorodibenzo-p-dioxin
TEF	Toxikologiska ekvivalensfaktorer
TEQ	Toxiska ekvivalenter
TEQ_{2022}	Toxiska ekvivalenter baserade på de toxikologiska ekvivalensfaktorer som fastställdes av WHO 2022
TVI	Tolerabelt veckointag, den mängd av ett ämne som en människa bedöms kunna få i sig från livsmedel och dricksvatten/drycker per vecka under hela sin livstid utan att det ger några negativa hälsoeffekter.
UB	Upper bound, halter under kvantifieringsgränsen är satta till kvantifieringsgränsen.
WHO	World Health Organization (Världshälsoorganisationen)

2. Sammanfattning

Livsmedelsverket har i denna riskvärdering beräknat mängden av dioxiner och dioxinlika PCB[1] samt PFAS[2] som befolkningen får i sig från livsmedel och dricksvatten, och jämfört denna exponering med hälsobaserade riktvärden. Syftet är att kunna värdera hälsoriskerna. Riskvärderingen beaktar särskilt konsumtion av fisk med halter motsvarande de som hittas i sill/strömming och skarpsill från Östersjön[3]. Riskvärderingen inkluderar den svenska befolkningen som helhet, men beaktar särskilt vuxna utanför riskgrupperna, det vill säga vuxna förutom gravida, ammande och kvinnor i barnafödande ålder.

Riskvärderingen utgår från tolerabla veckointag (TVI) som tagits fram av den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (Efsa). Efsa:s TVI för dioxin och dioxinlika PCB samt för PFAS4[4] är i första hand till för att skydda kvinnor i fertil ålder från att få så höga halter i kroppen så att det kan utgöra en risk för foster och spädbarn. Livsmedelsverket har därför tagit fram kompletterande referensvärden för cancerrisk (RVC) för dioxiner och dioxinlika PCB samt för PFAS-ämnet PFOS[5]. RVC-värdena kan användas för att bedöma hälsorisken för vuxna förutom kvinnor i fertil ålder.

Den beräknade exponeringen jämförs också med de halter som hittas i blod och bröstmjölk.

2.1 Dioxiner och dioxinlika PCB

2.1.1 Tolerabla veckointaget överskrids i hela befolkningen

Exponeringsberäkningarna visar att i princip hela befolkningen (ca 95 procent eller mer), både barn, ungdomar och vuxna, överskrider Efsa:s TVI för dioxiner och dioxinlika PCB baserat på halter i den vanliga maten. Fet fisk innehåller de högsta halterna, men vi äter mer av feta mejeriprodukter, fetter och oljor samt kött, som därför bidrar mer till exponeringen.

Halterna av dioxiner och dioxinlika PCB i sill/strömming och skarpsill från Östersjön ligger omkring 10–30 gånger högre än halterna i den fisk vi äter mest av. TVI överskrids därför ännu mer om vi ersätter fiskkonsumtionen i exponeringsberäkningarna med konsumtion av sill/strömming och skarpsill. Utifrån TVI finns alltså inget utrymme för människor att äta

[1] Polyklorerade bifenyler.

[2] Per- och polyfluorerade alkylsubstanser.

[3] Med Östersjön menas här Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken.

[4] Summan av de fyra PFAS-ämnena PFOS (perfluoroktansulfonsyra), PFOA (perfluoroktansyra), PFNA (perfluornonansyra) och PFHxS (perfluorhexansulfonsyra)

[5] Perfluoroktansulfonsyra

sill/strömming eller skarpsill från Östersjön. Detta är särskilt viktigt att beakta för riskgrupper, det vill säga barn samt kvinnor i barnafödande ålder.

2.1.2 Det finns en marginal till referensvärdet för cancerrisk

Den beräknade exponeringen hos den vuxna befolkningen har också jämförts med referensvärdet för cancerrisk. Jämförelsen visar att RVC inte överskrids hos vuxna som äter den vanliga maten. Om 30–50 procent av fiskkonsumtionen ersätts med fisk med halter motsvarande sill/strömming eller skarpsill från Östersjön, börjar dock RVC att överskridas hos ca 1–19 procent av befolkningen. Det motsvarar att äta sådan fisk omkring en gång per vecka.

2.1.3 Halter i blod och bröstmjölk ger viktig information

Undersökningar av dioxiner och dioxinlika PCB i blodserum och bröstmjölk från den svenska befolkningen ger generellt en mer positiv bild än exponeringsberäkningarna. Bland barn över 4 år hade de flesta blodserumhalter som låg under den kritiska nivå som motsvarar TVI, medan exponeringsuppskattningarna visade att i stort sett alla barn och ungdomar ligger över TVI. Halterna i bröstmjölk har minskat över tid, men fortfarande ligger halterna hos ca 65 procent av förstföderskorna i Uppsala över den kritiska nivån. Det visar att det är önskvärt att exponeringen för dessa ämnen fortsätter att minska.

2.2 PFAS

2.2.1 Mager fisk och dricksvatten bidrar mest till PFAS-exponering

Exponeringsberäkningarna visar att närmare hälften av svenska småbarn överskrider TVI för PFAS4 vid konsumtion av vanlig mat och dricksvatten. Bland ungdomar och vuxna är det betydligt färre som överskrider TVI (några procent).

Mager fisk och dricksvatten bidrar med ungefär 40 procent vardera till den totala mängden PFAS4 som svenska konsumenter generellt får i sig från den vanliga maten. Beräkningen bygger på antagandet att allt dricksvatten innehåller PFAS med halter motsvarande det svenska gränsvärdet. Mager fisk är den livsmedelsgrupp som innehåller de högsta halterna. Fet fisk och ägg bidrar också till intaget, men till mindre del.

Det finns mycket lite data för PFAS-halter i sill/strömming och skarpsill från Östersjön. De data som finns visar att halterna av PFAS4 ligger omkring 10–50 gånger högre än halterna i den fisk som konsumeras mest. En större andel av befolkningen överskrider därför TVI om vi ersätter fiskkonsumtionen i exponeringsberäkningarna med sill/strömming och skarpsill från

Östersjön. Tydligast blir ökningen i den vuxna befolkningen och minst blir ökningen hos småbarn, eftersom de äter relativt lite fisk.

När 50 procent av den konsumerade fisken ersätts med sill/strömming eller skarpsill från Östersjön (vilket motsvarar konsumtion av sådan fisk ungefär en gång per vecka), ökar andelen vuxna som överskrider TVI från ca 3 procent till mellan 40 och 70 procent.

2.2.2 Det finns en marginal till referensvärdet för cancerrisk

Den beräknade exponeringen från mat och dricksvatten hos vuxna överskrider inte RVC för PFOS och i scenariot där 50 % av fiskkonsumtionen ersätts med sill/strömming eller skarpsill från Östersjön överskrider endast några procent RVC. Undantaget är om fiskkonsumtionen ersätts med sill/strömming som har den högsta halten av PFOS (6 µg/kg, Bottenviken). Då är det drygt 30 procent som överskrider RVC.

2.2.3 Sill och strömming innehåller inte de högsta halterna

Sill/strömming och skarpsill hör inte till de fiskarter som generellt innehåller de högsta halterna av PFAS, och det är därför svårt att dra slutsatser om konsumtion av just dessa arter. PFAS-halterna är generellt högre i insjöfisk, särskilt i fisk från förorenade sjöar. Dricksvatten kan också vara en betydande exponeringskälla, liksom konsumtion av andra livsmedel än fisk från förorenade områden. Mot denna bakgrund är det svårt att isolera den hälsorisk som är förknippad med konsumtion av sill/strömming och skarpsill från den samlade risken till följd av exponering för PFAS från andra källor.

2.2.4 Halter i blod speglar att exponeringen minskat

Undersökningar av PFAS i blodserum från den svenska befolkningen ger en delvis annan bild än exponeringsberäkningarna. Exponeringsberäkningarna visar att det framför allt är barn som har en exponering över TVI, medan ungdomar och vuxna generellt ligger under TVI. Blodserumhalter visar i stället att endast några enstaka procent av småbarnen har PFAS i blodserum över den kritiska nivå som motsvarar TVI, medan 20 procent bland 18-åriga flickor och 56 procent bland förstföderskor i Uppsala har halter över denna kritiska nivå. Skillnaden speglar troligen att exponeringen minskat över tid. Det är positivt, men det är viktigt att exponeringen minskar även i fortsättningen.

3. Summary

3.1 Risk assessment of dioxins, dioxin-like PCBs and PFAS with focus on consumption of herring and sprat from the Baltic Sea

This report contains a risk assessment in which exposure among the general population to dioxins, dioxin-like PCBs[6] and PFAS[7] from food and drinking water is assessed and then compared with health-based guidance values to enable a statement on the health risk. The risk assessment especially considers the consumption of fish with contaminant concentrations equivalent to those found in herring and sprat from the Baltic Sea. While the risk assessment covers the Swedish population as a whole, it focuses particularly on adults outside the risk groups, i.e. adults excluding pregnant and breastfeeding women, and women of childbearing age.

3.1.1 Health-based guidance values

For dioxins and dioxin-like PCBs, the European Food Safety Authority (EFSA) has established a health-based guidance value in the form of a tolerable weekly intake (TWI) of 0.6 pg TEQ[8] per kilogram body weight per week. This TWI is based on a study in rats in which decreased sperm production in the male offspring was identified as the most sensitive effect. For PFAS, EFSA has established a TWI of 4.4 ng PFAS4[9] per kilogram body weight per week. This TWI is based on associations between serum PFAS levels in one-year-old children and reduced antibody responses after vaccination.

The TWIs for dioxins and dioxin-like PCBs and PFAS4 are primarily meant to protect women of childbearing age from getting such high levels in the body that it can pose a risk to foetuses and infants exposed in utero or via breast milk. To better evaluate possible health effects of exceeding TWI for adults outside vulnerable risk groups, the Swedish Food Agency has developed the following additional reference values for cancer risk (RVC) based on results from studies of cancer in experimental animals:

- 2.3 pg TEQ/kg body weight/day for dioxins and dioxin-like PCBs
- 2.6 ng/kg body weight/day for PFOS

Health effects other than cancer were not considered in the development of these RVCs.

---

[6] Polychlorinated biphenyls

[7] Per- and polyfluoroalkyl substances

[8] TEQ; toxic equivalents, a measure of the sum of dioxins and dioxin-like PCBs

[9] Sum of four PFAS: PFOS (perfluorooctanesulfonic acid), PFOA (perfluorooctanoic acid), PFNA (perfluorononanoic acid) and PFHxS (perfluorohexanesulfonic acid)

3.1.2 Exposure and comparison with health-based guidance values

Dioxins and dioxin-like PCBs

Exposure assessments showed that almost the entire population (around 95% or more) – both young and old – exceeds EFSA's TWI for dioxins and dioxin-like PCBs based on levels in the common food items consumed most frequently. Although fatty fish contain the highest levels, fatty dairy products, fats and oils, and meat contribute more to the exposure as we eat more of these foods. The levels of dioxins and dioxin-like PCBs in Baltic herring and sprat are on average around 10 to 30 times higher than those in the most consumed fish. The TWI is therefore exceeded to an even greater extent if the fish consumption in the exposure calculations is replaced with these fish species. Based on the TWI, there is thus no margin for the consumption of herring or sprat from the Baltic Sea, especially not for risk groups.

The calculated exposure in the adult population was also compared with the RVC, and the comparison showed that the RVC was not exceeded through consumption of the most common foods. However, when 30 to 50% or more of the fish consumption is replaced by fish with levels equivalent to Baltic herring or sprat, the RVC starts to be exceeded by ca 1 to 19% of the population. This corresponds to the consumption of such fish about once a week or more.

Studies of dioxins and dioxin-like PCBs in blood serum and breast milk from the Swedish population generally give a more positive picture than the exposure assessments. Among children over 4 years of age, most blood serum levels were below the critical level set by EFSA, while exposure estimates showed that virtually all children and adolescents exceed the TWI. While levels in breast milk have decreased over time, about 65% of first-time mothers in Uppsala are still above the critical level. This underscores the need to continue to reduce exposure to these substances.

PFAS

Exposure assessments showed that almost half (about 40%) of Swedish toddlers exceeded EFSA's TWI for PFAS4 from consumption of food and drinking water. For adolescents and adults, the corresponding proportion exceeding this limit was a few percent (<10%). Lean fish is the food group that contains the highest PFAS levels. Assuming that all drinking water contains PFAS4 with levels corresponding to the Swedish maximum limit, lean fish and drinking water contribute approximately 40% each to the total amount of PFAS4 that Swedish consumers generally are exposed to through food and drinking water. Fatty fish and eggs contributed less.

There is very little data on PFAS levels in Baltic herring and sprat, but the data that is available indicates that PFAS4 levels are on average around 10 to 50 times higher than those in the most consumed fish. TWI is therefore exceeded by a larger proportion of the population if fish consumption in the exposure calculations is replaced by these fish species. The increase was most noticeable in the adult population and the least in young children because the consumption of fish in that group is relatively low. When 50% of the fish consumed was replaced by Baltic herring or sprat (corresponding to consumption of such fish approximately once a week), the proportion of adults exceeding the TWI increased from around 3% to between 40% and 70%. When the exposure in adults was instead compared with the RVC of PFOS, only a small percentage of the adult population exceeded the reference value in the 50% consumption scenario. The exception is if fish consumption was replaced by herring with the highest concentration of PFOS (6 µg/kg, Gulf of Bothnia), and in this case, just over 30% exceeds the reference value.

Herring and sprat are not the fish species that generally contain the highest levels of PFAS, and it is therefore difficult to draw conclusions about the consumption of these particular species. PFAS levels are generally higher in freshwater fish, especially in fish from polluted lakes. Drinking water can also be a significant source of exposure, as can the consumption of food other than fish from contaminated areas. Thus, it is difficult to isolate the health risk associated with the consumption of herring and sprat from the overall risk resulting from exposure to PFAS from other sources.

Studies of PFAS in the blood serum of the Swedish population give a partially different picture than the exposure calculations. In the exposure calculations, it is mainly children who exceed the TWI, while adolescents and adults generally have an exposure below the TWI. Blood serum levels, by contrast, show that only 0.4–5% of young children have PFAS in their blood serum exceeding the critical level developed by EFSA, while the corresponding proportion was 20% among 18-year-old girls and 56% among first-time mothers in Uppsala. The difference between exposure calculations and biomonitoring data likely reflects the decrease in exposure to PFAS4 that has occurred over time. Exposure calculations are based on relatively recent food concentration data, while serum levels, due to the long half-lives of PFAS4, also reflect exposure further back in time. However, both exposure calculations and blood serum levels show that exposure to PFAS needs to continue to decrease to bring the entire population below EFSA's TWI.

N.B. The full version of the publication was produced in Swedish. Only the title and summary have been translated to English.

4. Bakgrund

Livsmedelverket tar regelbundet fram olika typer av vetenskapliga underlag om potentiellt hälsoskadliga ämnen som kan förekomma i livsmedel och dricksvatten. Underlagen används bland annat som underlag för hanteringsåtgärder såsom livsmedelskontroll, gränsvärden och kostråd.

Denna rapport har tagits fram mot bakgrund av att Livsmedelsverket under 2026 fått ett regeringsuppdrag om dioxiner, polyklorerade bifenyler (PCB) och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i pelagisk fisk med syftet att analysera och föreslå hur mer pelagisk fisk från Östersjön ska hamna på tallriken. Bakgrunden är också att Efsa (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet) under 2026 publicerade en ny riskvärdering av dioxiner och dioxinlika PCB i livsmedel och fastställde ett nytt tolerabelt veckointag (TVI) för denna ämnesgrupp (Efsa 2026). Denna rapport utgör således ett vetenskapligt underlag i form av en riskvärdering av dioxiner, dioxinlika PCB och PFAS med fokus på konsumtion av fisk med halter motsvarande de halter som hittas i sill/strömming och skarpsill från Östersjön. Riskvärderingen inkluderar den svenska befolkningen som helhet men beaktar särskilt vuxna (utom fertila kvinnor) som inte bedöms utgöra en riskgrupp. Rapporten har framför allt tagits fram som stöd till regeringsuppdraget, men resultaten kommer att kunna användas även i andra sammanhang.

Dioxiner, PCB och PFAS är persistenta organiska miljöföroreningar som är spridda i miljön. Dioxiner och PCB är fettlösliga och förekommer främst i feta animaliska livsmedel, såsom fisk, kött och mejeriprodukter. PFAS förekommer i bland annat animaliska livsmedel samt i dricksvatten. Gemensamt för dessa miljöföroreningar är att de är mycket långlivade i miljön och att dioxiner, PCB och vissa PFAS bioackumuleras och biomagnifieras, det vill säga de lagras i kroppen under lång tid och koncentrationerna ökar uppåt i näringskedjan. Exponeringen för dioxiner och PCB sker huvudsakligen via animaliska livsmedel, medan exponeringen för PFAS sker via både mat och dricksvatten.

5. Data och metod

Exponeringsuppskattningarna i rapporten baserades på halter av dioxiner, dioxinlika PCB och PFAS från analyser av hela livsmedelsgrupper i en matkorgsundersökning från 2022 (Livsmedelsverket 2024a) samt på livsmedelskonsumtionsdata från nationella matvaneundersökningar som genomförts i olika åldersgrupper. För att ta fram olika konsumtionsscenarier till rikskarakteriseringen användes halter av dioxiner och dioxinlika PCB i sill/strömming och skarpsill från Livsmedelsverkets provtagningsprogram 2014–2025 och PFAS från Livsmedelsverkets provtagningsprogram 2024–2025 och egna undersökningar från 2022.

För att beräkna summan av toxiska ekvivalenter för dioxiner och dioxinlika PCB användes i denna rapport de toxiska ekvivalensfaktorer (TEF) som fastställdes av Världshälsoorganisationen (WHO) 2022 (DeVito et al. 2024). Anledningen till detta är att Efsas nya TVI (Efsa 2026) baseras på dessa TEF. Halterna i livsmedel som presenteras kan inte jämföras med gällande gränsvärden eftersom gränsvärdena baseras på ett äldre TEF-system. För en närmare beskrivning av TEF-systemet, se avsnittet Faroidentifiering.

I riskkarakteriseringen jämfördes resultaten från exponeringsuppskattningarna och konsumtionsscenarierna med hälsobaserade riktvärden. Som bas används Efsas TVI för dioxiner och dioxinlika PCB (Efsa 2026) respektive PFAS (Efsa 2020). TVI-värden är tänkta att skydda hela befolkningen inklusive de allra känsligaste. För att kunna stödja regeringsuppdraget om pelagisk fisk, som specifikt fokuserar på icke-riskgrupper, har även kompletterande referensvärden med avseende på cancerrisk (RVC) tagits fram. Detta för att bättre kunna värdera konsekvensen av överskridande av TVI-värdena, samt för att möjliggöra en värdering av exponeringssituationen för den vuxna befolkningen som inte utgör riskgrupp. Livsmedelsverket bedömer att potentiell cancerrisk är relevant att beakta för denna grupp eftersom det är en allvarlig effekt som skulle kunna uppträda vid högre exponering. Framtagandet av RVC baserades på data från U.S. National Toxicology Program (NTP 2006) och bedömningar av U.S. Environmental Protection Agency (EPA 2024a, b) i kombination med metodik utvecklad vid Livsmedelsverket.

Metoderna för exponeringsuppskattningar och riskkarakterisering beskrivs i detalj i respektive avsnitt.

6. Faroidentifiering

6.1 Dioxiner och dioxinlika PCB

Dioxiner, det vill säga polyklorerade dibenzo-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenzofuraner (PCDF), har inte framställts avsiktligt utan bildas oavsiktligt vid vissa industriprocesser och vid ofullständig förbränning. Dioxiner kan också bildas naturligt vid till exempel skogsbränder och vulkanutbrott, men industriella processer på 40-talet och framåt bidrog till att halterna av dessa ämnen i miljön och livsmedel ökade betydligt. Polyklorerade bifenyler (PCB) är av människan framställda industrikemikalier som har haft många olika användningsområden på grund av ämnenas värmetålighet och isolerade förmåga. De har till exempel använts i kondensatorer, fogmassor i hus och i färger. Trots att utsläppen och användningen av dioxiner och PCB har varit kraftigt reglerade sedan 1970-talet återfinns dessa ämnen fortfarande i miljön och människan på grund av att de är fettlösliga och mycket svårnedbrytbara. Dessa egenskaper gör också att ämnena bioackumulerar i näringskedjorna. Människor exponeras främst för dioxiner och PCB via maten, och feta animaliska produkter innehåller högst halter. Fet fisk från förorenade områden har visats innehålla de högsta halterna av dioxiner och PCB.

Både dioxiner och PCB består av två sammanbundna bensenringar med maximalt åtta respektive tio kloratomer kopplade till molekylen. Varje specifik molekyl kallas för en kongen, och kongenernas toxicitet (giftighet) beror på antalet kloratomer och var dessa är placerade i molekylen. Det finns 17 dioxinkongener som anses vara allra mest hälsoskadliga och 12 PCB-kongener som har en sådan struktur att de liknar dioxinerna och verkar via samma mekanism som dioxinerna i kroppen (via den så kallade Ah-receptorn). Dessa tolv PCB-kongener kallas för dioxinlika PCB.

Summan av dioxiner och dioxinlika PCB uttrycks oftast i form av toxiska ekvivalenter (TEQ). Den sammanlagda mängden, total-TEQ, beräknas genom att multiplicera halten av varje dioxin och dioxinlik PCB med dess toxiska ekvivalensfaktor (TEF) och sedan summera produkterna. TEF talar om hur giftig varje kongen är i förhållande till den mest toxiska dioxinkongenen (2,3,7,8-tetraklorodibenzo-p-dioxin; TCDD). TEQ-systemet är alltså ett sätt att väga samman halterna av dioxiner och dioxinlika PCB med hänsyn taget till att de har olika toxicitet. I den här rapporten används de TEF som fastställdes av Världshälsoorganisationen (WHO) 2022 (DeVito et al. 2024), och i denna rapport kallas resulterade TEQ för TEQ_{2022}.

Dioxiner och dioxinlika PCB har i experimentella studier med djur påverkat bland annat fortplantningen, immunförsvarets funktion, hormonsystemen, utvecklingen av centrala

nervsystemet, samt orsakat cancer. I epidemiologiska studier har man sett att hög exponering under foster- och amningsperioden kan påverka födelsevikten, barnens motoriska och kognitiva utveckling, ge effekter på tandemaljen samt påverka spermiekvaliteten i vuxen ålder. Känsligheten för dioxiner och dioxinlika PCB är störst under foster- och spädbarnstiden.

6.2 PFAS

PFAS är ett samlingsnamn för en stor grupp industriellt framställda ämnen. I dag finns flera tusen olika PFAS-föreningar, vilka har ett brett spektrum av användningsområden tack vare sina unika egenskaper, såsom vatten- och fettavvisning samt hög termisk stabilitet. PFAS används i en mängd olika produkter och finns bland annat i impregneringsmedel, rengöringsmedel, smink, teflonpannor, köldmedier och i brandskum. PFAS används också i kemikalie-, verkstads- och elektronikindustrin. Både produktion, användning och avfallshantering av PFAS är orsaker till att dessa ämnen läckt ut i miljön och hamnat i mat och dricksvatten.

Gemensamt för PFAS-föreningar är att de innehåller en kolkedja där väteatomerna helt eller delvis har ersatts av fluoratomer. Den starka bindningen mellan kol och fluor bidrar till att PFAS är mycket persistenta i miljön. PFAS delas vanligen in i perfluorerade ämnen, där alla väteatomer har ersatts av fluor, och polyfluorerade ämnen, där både fluor- och väteatomer förekommer. En av de mest välkända undergrupperna är perfluoralkylsyror (PFAA), som består av en fluorerad kolkedja av varierande längd och en hydrofil funktionell grupp. Dessa ämnen bryts i praktiken inte ned i miljön, och många polyfluorerade ämnen kan dessutom omvandlas till PFAA. Vissa PFAS bioackumuleras i näringskedjan.

På grund av hög produktionsvolym, omfattande användning och hög persistens är PFAS i dag spridda globalt i miljön och utgör ett omfattande miljö- och hälsoproblem. Människor exponeras huvudsakligen via livsmedel, dricksvatten, damm, luft samt genom användning av produkter som innehåller PFAS.

Djurstudier på gnagare har visat att exponering för PFAS kan ge upphov till flera olika hälsoeffekter hos både vuxna djur och avkomma som exponerats under dräktighet eller digivning. Bland de mest känsliga effekterna finns påverkan på immunsystemet, hjärnans utveckling och levern, bland annat i form av ökad levervikt. Exponering har även visats påverka hanliga reproduktionsorgan och könshormonnivåer, utvecklingen av bröstkörteln samt nivåerna av sköldkörtelhormoner. Epidemiologiska studier på människa visar att PFAS-exponering är associerad med ett försämrat antikroppssvar efter vaccination mot bland annat difteri och stelkramp hos barn. Studier på människa har även visat samband mellan PFAS-exponering och förhöjda serumnivåer av kolesterol och leverenzymet ALT samt mellan prenatal PFAS-exponering och lägre födelsevikt.

7. Farokarakterisering

7.1 Dioxiner och dioxinlika PCB

Efsa publicerade sin tidigare riskvärdering av dioxiner och dioxinlika PCB 2018 (Efsa 2018a). I riskvärderingen baserades TVI på en epidemiologisk studie av spermiekvalitet hos ryska pojkar som exponerats tidigt i livet. Under 2026 uppdaterade Efsa sin riskvärdering som en följd av att WHO fastställt nya TEF (Efsa 2026). I skenet av nya de nya TEF-värdena ansågs inte längre data från studier på människa kunna utgöra det primära underlaget för etablerande av TVI, bland annat eftersom det inte erhölls någon statistiskt signifikant association med avseende på total-TEQ i den ryska studien av pojkar som tidigare TVI baserades på. Efsas nya TVI baseras i stället på en reproduktionsstudie i råtta där dräktiga honor exponerats för 2,3,7,8-tetraklorodibenzo-p-dioxin (TCDD) och där minskad spermieproduktion observerades efter 70 och 170 dagar hos den manliga avkomman. Utifrån dos-responsmodellering i flera djurstudier identifierades minskad spermieproduktion som den mest känsliga effekten. En benchmarkdos (BMD) motsvarande 15 % minskning av spermieproduktionen beräknades, och en referenspunkt (RP) på 1,7 ng TCDD/kg kroppsvikt fastställdes som den lägre gränsen av det 90 % kredibilitetsintervallet för BMD.

RP på 1,7 ng TEQ/kg kroppsvikt beräknades motsvara en fettbaserad halt på 6,8 ng TEQ/kg kroppsfett utifrån ett antagande om 25 % (viktsprocent) kroppsfett. Enligt en toxikokinetisk modell (“concentration- and age-dependent toxicokinetic model”) beräknades att denna halt i fettet uppnås efter kronisk exponering för 0,29 pg TEQ/kg kroppsvikt och dag. Genom användande av en osäkerhetsfaktor på 3,16 för möjliga skillnader i toxikokinetik mellan individer erhölls ett dagligt intag på 0,09 pg TEQ/kg kroppsvikt, motsvarande ett veckointag på 0,63 pg TEQ/kg kroppsvikt. Utifrån detta fastställdes ett TVI på 0,6 pg TEQ_{2022}/kg kroppsvikt för summan av PCDD/F och dioxinlika PCB.

Vid framtagandet av TVI utifrån RP applicerade Efsa bara en av de fyra standard-osäkerhetsfaktorerna som tillsammans ger en total osäkerhetsbedömningsfaktor på 100. Standardfaktorn för skillnader i kinetik mellan djur och människa utgick eftersom Efsa räknade om halter till kroppsbelastning (body burden), vilket gör att hänsyn inte behöver tas till skillnader i kinetik. Dessutom anses människor inte vara mer känsliga än råttor varför även de två standardfaktorerna för möjliga skillnader i toxikodynamik utgick, vilket är i linje med tidigare dioxinriskvärderingar (Efsa 2026).

Genom toxikokinetisk modellering beräknades att kronisk exponering för PCDD/F och dioxinlika PCB vid TVI resulterar i en kroppsbelastning hos kvinnor vid 35 års ålder på 2,2 ng TEQ_{2022}/kg fett. Den motsvarande fettbaserade halten i modersmjölk uppskattades vara av

liknande storlek. TVI skyddar primärt kvinnor i barnafödande ålder från att nå kroppsbelastningar som skulle kunna leda till att foster och barn exponeras via livmodern och modersmjölken, för halter som skulle kunna utgöra en risk. Efsa anser att TVI är skyddande för hela befolkningen med avseende på alla nu identifierade effekter.

7.1.1 Kompletterande referensvärde med avseende på cancerrisk (RVC)

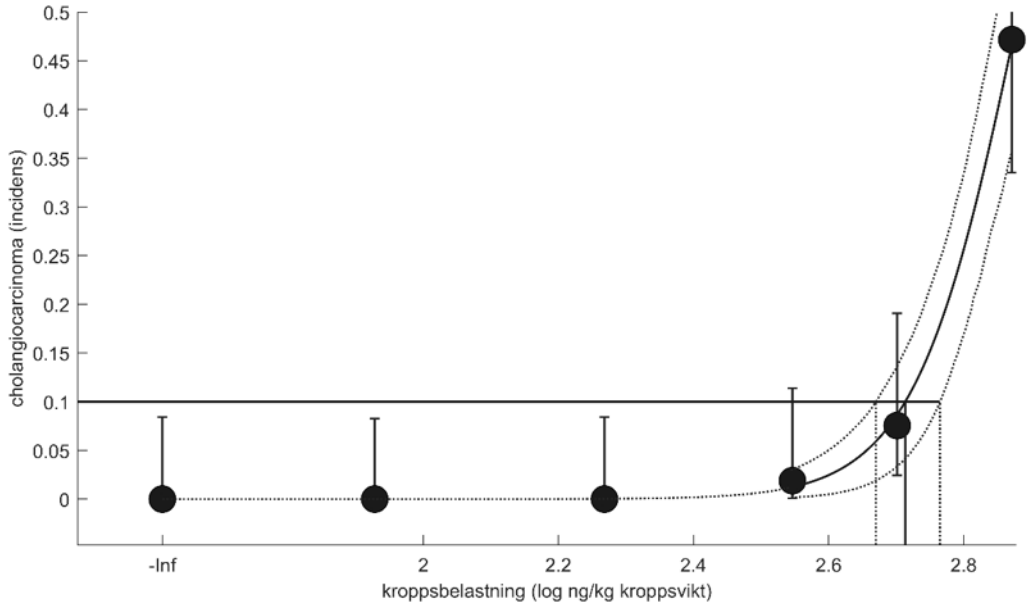
Som praxis tar Efsa endast fram ett enda TVI-värde för varje oönskat ämne som de riskvärderar, vilket är avsett att skydda riskgrupper och därmed hela befolkningen. Inom ramen för aktuell riskvärdering beslutades att Livsmedelsverket skulle ta fram ett kompletterande referensvärde för cancerrisk (RVC) för att bättre kunna värdera konsekvensen av överskridanden av Efsas TVI, samt för att möjliggöra värdering av exponeringssituationen för den vuxna befolkningen som inte utgör riskgrupp.

Livsmedelverket och Institutet för Miljömedicin (Karolinska institutet) har tidigare tagit fram ett liknande referensvärde (Livsmedelsverket 2007) baserat på cancerstudier med TCDD i försöksdjur från U.S. National Toxicology Program (NTP 2006). NTPs studie är den mest omfattande experimentella studie som gjorts för dioxiner. Den beaktades även i Efsas dioxinriskvärdering tillsammans med andra djurstudier (Efsa 2026). WHOs cancerforskningsorgan IARC (International Agency for Research on Cancer) har klassat dioxiner som cancerframkallande i människa (grupp 1). Efsa ansåg dock inte att det fanns tillräckliga underlag för att kvantifiera dos-responssamband baserat på epidemiologiska data (Efsa 2026). Som tidigare har experimentella data från NTP i stället fått utgöra underlag för framtagandet av RVC och en större del av tillgängliga data från NTP-studien från 2006 har använts jämfört med när Livsmedelsverket tog fram ett referensvärde 2007. Ett beaktande av potentiell cancerrisk anses vara ett relevant för icke riskgrupper eftersom cancer representerar en allvarlig effekt som skulle kunna uppträda vid högre intag. Valet av detta i relation till andra effekter utifrån djurstudier diskuteras vidare i avsnittet om osäkerheter.

Modellering av dos-responssamband och beräkning av benchmarkdoser (BMDs) har utförts efter att den dagliga doseringen i djurförsöket från NTP räknats om till total kroppsbelastning (body burden) i slutet av studien som pågick i 2 år. Beräkningar av total kroppsbelastning baserades på rapporterade dioxinhalter i fettvävnad och i levern i kombination med det tillvägagångsätt som presenteras i Efsas första riskvärdering från 2018 (Efsa 2018a). Utifrån en enklare toxikokinetisk modell som använts i tidigare dioxinriskvärderingar (t.ex. SCF 2001) uppskattades sedan ett dagligt intag (DI) motsvarande BMD (BMD_{DI}) enligt:

$BMD_{DI} \times \text{absorption} = \text{kroppsbelastning} \times \text{eliminationshastighet} \quad (1)$

Absorptionen har antagits vara 50 % och eliminationshastigheten är ln(2)/t½, där halveringstiden, t½, är satt till 7,5 år (Efsa 2018a). På liknande sätt som av Efsa (Efsa 2026) användes en traditionell standardosäkerhetsfaktor på 3,16 (se tidigare avsitt) för möjliga skillnader i toxikokinetik mellan individer, vilket resulterade i ett justerat BMD_{DI} [BMD_{DI}/3,16]. För att ta fram referensvärdet, RVC, användes även en allvarlighetsfaktor på 32 för att beakta hälsoeffektens (cancer) allvarlighet, det vill säga RVC = justerat BMD_{DI}/32. Allvarlighetsfaktorn på 32 diskuteras vidare nedan. Resulterade RVC på **2,3 pg TEQ/kg kroppsvikt/dag** beskrivs och illustreras i figur 1.



Figur 1. Dos-responskurva (Hill-modell) anpassad till data från NTP (2006) med avseende på incidens av gallgångscancer hos försöksdjur exponerade för 2,3,7,8-tetraklorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Benchmarkdosen (BMD) associerad med en 10-procentig cancerincidensökning motsvarar en kroppsbelastning på 517 ng/kg kroppsvikt (logaritmisk skala i figur: 2,71) i slutet av djurförsöket (vecka 105). Det 90-procentiga konfidensintervallet är 468 - 582 ng/kg kroppsvikt. Omräkning till dagligt intag har gjorts med ekvation (1). Utifrån BMDL på 468 blir detta [1000 × 468 × ln(2) / (7,5 × 365 × 0,5) = 237 pg/kg kroppsvikt/dag och efter applikation av en bedömningsfaktor på 3,16 erhålls ett justerat $BMDL_{DI}$ på 75 pg/kg kroppsvikt/dag. För att beakta hälsoeffektens dignitet har en allvarlighetfaktor på 32 applicerats enligt metodik inom Risktermometern (Livsmedelsverket 2015, 2024) vilket ger det kompletterade referensvärdet med avseende på cancerrisk, RVC, på 2,3 pg TEQ/kg kroppsvikt/dag.

Beaktande av hälsoeffektens allvarlighet

Allvarlighetsfaktor på 32 baserades på metodik inom den så kallade Risktermometern som utvecklats för att kunna värdera exponering för kemiska ämnen på en gemensam skala (Livsmedelsverket 2015, 2024). Beroende på ämne kan ett hälsobaserat riktvärde vara baserat på olika typer av hälsoeffekter som kan skilja sig i allvarlighetsgrad. Med stöd av ett hälsoeffektklassificeringsschema kategoriseras aktuell hälsoeffekt enligt en 5-gradig skala (C1

till C5). Det ursprungliga schemat i Livsmedelsverket (2015) har ersatts av en 5-gradig variant av det vidareutvecklade schemat i Sand et al. (2018, Supplementary Table 4) som i sin mer detaljerade form har nio allvarlighetsgrader. Schemat bygger på en generalisering av principen om att ”dosen ger toxiciteten”. Detta innebär till exempel att dosen av ett ämne som krävs för att observera en viss grad av respons för en lindrig hälsoeffekt (C1) bedöms vara lägre än dosen av samma ämne som ger motsvarade grad av respons med avseende på en allvarlig hälsoeffekt (C5). I linje med detta så justeras BMD nedåt med en allvarlighetsfaktor på mellan 1 (C1: lindrig effekt) till 100 (C5: allvarlig effekt). Cancer hamnar i kategori C4, motsvarande en allvarlighetsfaktor på 32. Även om klassificeringsschemat är toxikologiskt baserat så är själva allvarlighetsfaktorn kopplad till de olika kategorierna (C1 - C5) värdebaserad (Livsmedelsverket, 2015). Ett BMD-värde (som justerats för allvarlighet) utgör det primära referensvärdet inom Risktermometern som är tänkt att skydda även för lindriga effekter.

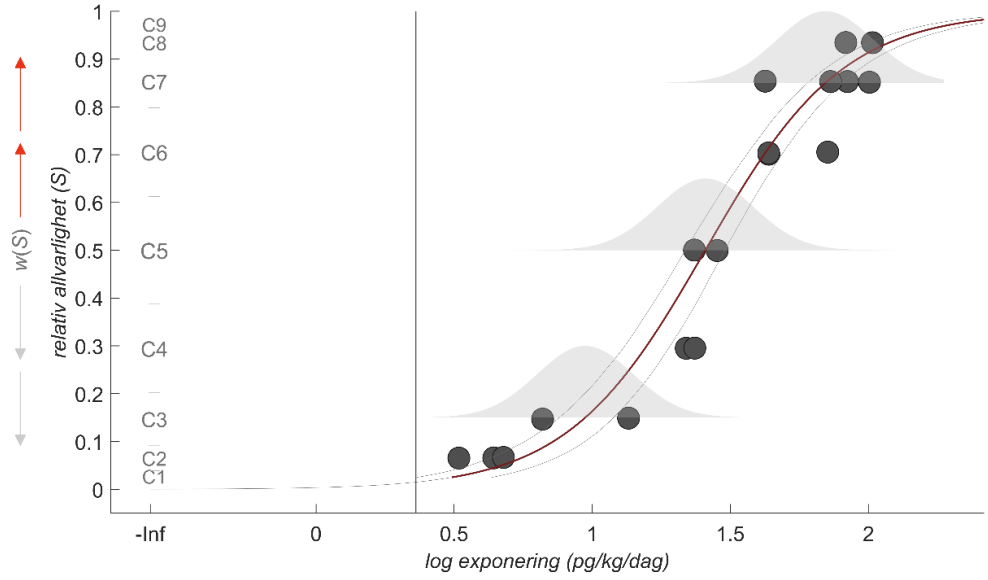
Idén bakom Risktermometer har vidareutvecklats i Sand et al. (2018) och Sand (2022) genom att utifrån data modellera hela sekvensen av lindriga till mer allvarliga hälsoeffekter. Figur 2 illustrerar denna modell baserat på de levereffekter som observerades i NTP studien från 2006. Detta visar hur lindriga till mer allvarliga effekter fördelar sig på dosskalan enligt faktiska data för aktuellt ämne (dioxin).

Som visas i Figur 2 så ligger framtaget RVC strax under BMD-värdena (justerade BMD_{DI}) för alla effekterna. I detta fall passar alltså användande av allvarlighetsfaktorn på 32 (standardvärde för kategori C4 inom Risktermometern) bra för att etablera RVC (justerat BMD_{DI}/allvarlighetsfaktor) i relation till faktiska data från NTP (2006) för hur mycket effekterna för just dioxiner separerar sig på dosskalan, dvs RVC skyddar även för mindre allvarliga effekter.

Andra uppskattningar av hälsobaserade riktvärden baserat på cancerrisk

Som jämförelse till framtaget RVC har U.S Environmental Protection Agency (EPA 2010) i sitt utkast till riskvärdering, utifrån epidemiologiska data (Cheng et al. 2006), estimerat att livstids cancerriskökningar på 1/10 000, 1/1 000 och 1/100 motsvarar intagsekvivalenter (punkskattningar) på ca 0,27, 7,0, respektive 221 pg TCDD/kg kroppsvikt/dag. Crump (2003) estimerade att intaget motsvarade den högre risknivån på 1 procent var 45 (21–324) pg/kg kroppsvikt/dag, och tidigare värderingar har estimerat motsvarande intag (punktskattningar) på mellan 4,5 och 72 pg TCDD/kg kroppsvikt/dag (Crump et al. 2003). Skillnader i resultat kan bero på antaganden inom ramen för den modellering som gjorts inklusive valet av dos-responsmodell. Risknivåer associerade till uppskattade exponeringsnivåer baserat på en viss värdering kan därför inte tolkas alltför absolut. I relation till uppskattningarna ovan utifrån epidemiologiska data ligger framtaget RVC för icke riskgrupper relativt lågt. Likaså ligger det

i nedre änden av det intervall på 1,9 till 30 pg/kg kroppsvikt/dag som Livsmedelsverket tog fram 2007 utifrån samma NTP-studie (Livsmedelsverket 2007).



Figur 2. Modell som beskriver sekvensen av BMD-värden (cirklar motsvarar justerat BMD_{DI} på x-axeln) för lindriga (C2; förändring av enzymnivåer) till mer allvarliga (C8; cancer) levereffekter i försöksdjur exponerade för 2,3,7,8-tetraklorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Denna modell är en vidareutveckling av den så kallade Risktermometern som här utnyttjar data för flera effekter på ett systematiskt vis (Sand et al., 2018; Sand 2022). Effekten bakom respektive justerat BMD_{DI}-värde har rankats på en 9-gradig allvarlighetsskala; C1 till C9 som kopplar till en kvantitativ S-skala (relativ allvarlighet) på y-axeln. Processen för att beräkna justerat BMD_{DI} beskrivs i figur 1 för en av effekterna - gallgångscancer som klassificerar i kategori C8. Mer detaljer kring de 18 effekterna som ingår i modellen redovisas i Sand et al. (2018). Framtaget RVC = 2,3 pg/kg kroppsvikt/dag illustreras av den vertikala linjen. Det baseras på justerat $BMDL_{DI}$ för gallgångscancer dividerat med en allvarlighetsfaktor på 32. Framtaget RVC ligger i nedre änden av modellen, det vill säga strax under hela sekvensen av justerade BMD_{DI}-värden. Den värdebaserade allvarlighetsfaktorn på 32 för cancer enligt den mer pragmatiska Risktermometern (Livsmedelsverket 2015) passar i detta fall bra i relation till faktiska data.

7.2 PFAS

Efsa har tagit fram ett TVI för fyra PFAS-ämnen, PFOA (perfluoroktansyra), PFNA (perfluornonansyra), PFHxS (perfluorhexansulfonsyra) och PFOS (perfluoroktansulfonsyra) (PFAS4), på 4,4 ng/kg kroppsvikt/vecka (Efsa 2020). Detta motsvarar ett tolerabelt dagligt intag (TDI) på 0,63 ng/kg kroppsvikt/dag. Efsa beslutade att fastställa TVI utifrån summan av PFAS4 eftersom dessa ämnen har liknande effekter hos djur, likartad toxikokinetik och förekommer i högst halter i människors blod. Efsa valde också att uttrycka det hälsobaserade riktvärdet på veckobasis då dessa ämnen inte kan anses vara akut toxiska vid dessa exponeringsnivåer. I riskvärderingen utgår Efsa från att alla PFAS i PFAS4 är lika toxiska. Efsa antar också att PFOA och PFNA har samma toxikokinetik i kroppen, exempelvis samma

halveringstider, och gör motsvarande antagande för PFHxS och PFOS. TVI baseras på sambanden mellan halter av PFAS4 i serum hos 1-åringar och sänkt antikroppssvar i serum efter vaccination. Då PFAS lagras i kroppen och förs över till foster via mamman och till spädbarn via amning är de halter som finns i barnets blod vid 1 års ålder beroende av mammans exponering innan och under graviditet samt under amningsperioden.

En benchmarkdos (serumhalt) som motsvarar en sänkning av vaccinationssvar med 10 % hos 1-åringar beräknades till 17,5 ng PFAS4/ml serum hos barnen. Genom PBPK-modellering (fysiologiskt baserad farmakokinetisk modellering) beräknade Efsa en serumhalt hos mammor på 6,9 ng PFAS4/ml, som inte innebär att PFAS4 överförs till foster och ammande barn i sådan utsträckning att de 1-åriga barnen riskerar att få en serumhalt över 17,5 ng PFAS4/ml. Genom ytterligare modellering har TVI beräknats utifrån en livslång exponering och där en 35-årig kvinna inte ska överskrida serumnivån av 6,9 ng PFAS4/ml, detta för att inte ha för höga nivåer i blodet under graviditet och amning.

Spädbarn har en hög exponering för PFAS under amningsperioden. Efsa har tagit hänsyn till den högre exponeringen under foster- och amningsperioden i den modell som användes för att härleda TVI. Ett överskridande av TVI under denna period är därför förväntat och TVI är inte avsett att användas för att bedöma exponeringen hos spädbarn (Efsa 2020).

I en annan beräkning av Efsa har hänsyn tagits till att barn har en högre exponering jämfört med vuxna eftersom de har ett högre intag i förhållande till sin kroppsvikt. Det innebär att barn mellan 1 och 10 år i denna modellering har ett dubbelt så högt intag (dubbla TVI) utan att överskrida en serumnivå som kan innebära en risk för sänkt vaccinationssvar under barndomen (Efsa 2020).

7.2.1 Kompletterande referensvärde med avseende på cancerrisk (RVC)

Som för dioxiner och dioxinlika PCB har ett RVC tagit fram av Livsmedelsverket för att bättre kunna värdera konsekvensen av överskridanden av Efsas TVI-värde, samt att stödja värdering av exponeringssituationen för den vuxna befolkningen som inte utgör riskgrupp.

Efsas tidigare TVI-värden för PFOS och PFOA baserades på effekter på totalkolesterol (Efsa 2018b). Denna effekt är mer relevant för den vuxna befolkningen och ansågs även skydda för andra effekter, inklusive minskat vaccinationssvar. I sin senaste värdering ansåg dock Efsa att det finns osäkerheter rörande kausalitet för observerade kolesterolförändringar samt att den immunstörande effekten enligt nya data var mer känslig, och som det nya TVI baserades på (Efsa 2020). Flera organisationer har utvärderat PFAS-ämnen och etablerade TVI-värden (eller motsvarande) varierar stort (Dourson et al. 2026). EPA (2024a) har etablerat en referensdos för PFOS och PFOA på 0,1 respektive 0,03 ng/kg kroppsvikt/dag som alltså är

lägre än Efsas TVI för PFAS4 på 0,63 ng/kg kroppsvikt/dag (Efsa 2020). Värdena baseras på minskad födelsevikt och ökat totalkolesterol, vilket även omfattar minskat immunsvar vid exponering för PFOA. Båda värdena anses vara skyddande för känsliga grupper som foster och barn.

EPA (2024a) har även gjort cancervärderingar och tagit fram en human-anpassad benchmarkdos, $BMDL_{HED}$, för PFOS på 2530 ng/kg kroppsvikt/dag motsvarande en 10 % ökning av sannolikhet för levercancer (adenom och karcinom) baserat på experimentella data från Butenhoff et al. (2012). För PFOA beräknade EPA (2024b) en motsvarade $BMDL_{HED}$ på 1830 ng/kg kroppvsikt/dag för cancer i bukspottkörteln baserat på data från NTP (2020). Utifrån de experimentella data som beaktades av EPA (2024a, b) var dessa $BMDL_{HED}$-värden de lägsta. EPA (2024a, b) applicerar generellt sett en total osäkerhetsfaktor på 30 för djurstudier när utgångspunkten är ett $BMDL_{HED}$ eller motsvarande. Om $BMDL_{HED}$ för cancer divideras med denna faktor samt allvarlighetsfaktorn på 32, som vid framtagande av RVC för dioxiner, erhålls motsvarande RVC för PFOS och PFOA på 2,6 respektive 1,9 ng/kg kroppsvikt/dag. Som diskuteras i avsnitten nedan om exponeringsuppskattningar så utgörs PFAS4 i huvudsak av PFOS och andelen PFOA är låg. På grund av detta har enbart kompletterande RVC för PFOS på 2,6 ng/kg kroppsvikt/dag använts inom ramen för aktuell riskvärdering.

Även om Efsas TVI, baserat på minskat immunsvar, är framtaget för barn så kan ett referensvärde i den storleksordning vara relevant för hela befolkningen då effekter som kolesterolförändringar skulle kunna vara lika känsliga. För den vuxna befolkningen som inte är riskgrupp utgör kompletterande RVC ett stöd utöver Efsas TVI för att värdera exponeringssituationen inklusive konsekvensen av ett överskridande av TVI. Enligt Efsa finns inte tillräckligt stöd för att PFOS och PFOA skulle vara cancerframkallande för människa (Efsa 2020). WHOs cancerforskningsorgan IARC gjorde en annan bedömning 2023 och klassificerade PFOA som cancerframkallande för människa (grupp 1) och PFOS som möjligen cancerframkallande (grupp 2B) (IARC 2025). Ett beaktande av potentiell cancerrisk via framtaget RVC anses, som för dioxiner, vara ett relevant för icke riskgrupper då det representerar en allvarlig effekt som skulle kunna uppträda vid högre intag. Som diskuteras vidare i avsnittet om osäkerheter så ligger RVC för PFOS även inom ramen för var referensvärden hamnar mer generellt sett utifrån djurstudier.

8. Exponeringsuppskattningar

8.1 Halter i livsmedel

8.1.1 Dioxiner och dioxinlika PCB

I Matkorgen 2022 (Livsmedelsverket 2024a) skapades homogenat (blandade, mixade prover) av 17 olika livsmedelsgrupper (spannmålsprodukter, bakverk, kött, mager fisk, fet fisk, vegetabiliska köttersättningsprodukter, magra mejeriprodukter, feta mejeriprodukter, växtbaserade drycker, ägg, fetter & oljor, grönsaker, frukt, potatis, socker & sötsaker, drycker samt kaffe & te). Livsmedelsgrupperna inkluderade de totalt ca 240 livsmedel som

Tabell 1. Medelhalter (n=3) (pg TEQ_{2022}/g färskvikt) av dioxinlika PCB (dl-PCB), dioxiner (PCDD/F) och total-TEQ (summan av dioxiner och dl-PCB) i livsmedelsgrupperna i Matkorgen 2022 (Livsmedelsverket 2024a). Toxikologiska ekvivalenter (TEQ) baseras på toxikologiska ekvivalensfaktorer satta av WHO 2022 (DeVito et al., 2024). Medelhalterna anges som medium bound (MB) med lower bound (LB) och upper bound (UB) inom parentes. Värdena i tabellen är reproducerade från tabell 21 i Livsmedelsverket (2024a).

	dl-PCB-TEQ_{2022}[1]	PCDD/F-TEQ_{2022}[2]	total-TEQ_{2022}[3]
Kött[4]	0,0064 (0,0063–0,0066)	0,011 (0,0047–0,017)	0,017 (0,011–0,024)
Fisk, mager[5]	0,0078 (0,0078–0,0079)	0,0088 (0,0025–0,015)	0,017 (0,010–0,023)
Fisk, fet[6]	0,122 (0,122–0,122)	0,081 (0,062–0,100)	0,204 (0,185–0,223)
Mejeriprodukter, magra[7]	0,0012 (0,0012–0,0012)	0,0009 (0,0001–0,0017)	0,0021 (0,0013–0,0029)
Mejeriprodukter, feta[8]	0,019 (0,019–0,019)	0,080 (0,070–0,089)	0,099 (0,089–0,109)
Ägg[9]	0,0094 (0,0092–0,0096)	0,019 (0,016–0,022)	0,028 (0,025–0,031)
Fetter & oljor[10]	0,014 (0,013–0,015)	0,090 (0,069–0,110)	0,104 (0,083–0,125)
Vegetariska köttersättningsprodukter[11]	0,0006 (0,000002–0,0011)	0,0085 (0,0025–0,015)	0,0091 (0,0025–0,016)
Växtbaserade drycker[12]	0,0002 (0,00002–0,0004)	0,0011 (0,00002–0,0022)	0,0013 (0,00004–0,0026)

[1]summa TEQ_{2022} av 12 dioxinlika PCB-kongener (CB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189) [2]summa TEQ_{2022} av 17 PCDD/F-kongener [3]summan av dl-PCB-TEQ_{2022} och PCDD/F TEQ_{2022} [4]i gruppen ingår bl.a. nötkött, fläsk, lamm, fågel, viltkött och olika typer av processat kött [5]i gruppen ingår bl.a. torsk, alaska pollock, tonfisk på burk, räkor och fiskpinnar [6]i gruppen ingår bl.a. lax, rökt lax, strömming, makrill och kaviar [7]i gruppen ingår bl.a. mjölk, filmjölk och yoghurt [8]i gruppen ingår bl.a. ost, grädde och gräddfil, [9]i gruppen ingår färska konventionella och ekologiska ägg [10]i gruppen ingår smör, margarin, olja, majonnäs och feta dressingar [11]i gruppen ingår bl.a. tofu, sojabitar, vegetarisk korv/hamburgare och falafel [12]i gruppen ingår havre-, soja- och mandeldryck, växtbaserad yoghurt och växtbaserad grädde

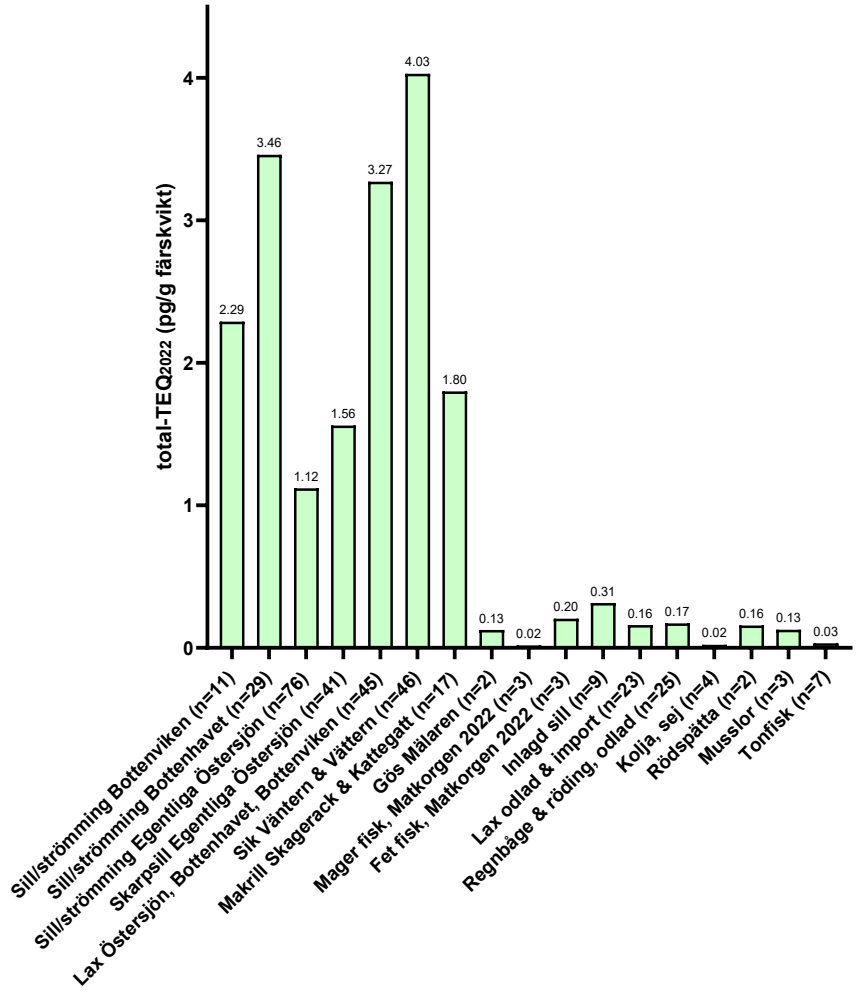
konsumeras mest i Sverige och i proportioner som motsvarar försäljningsmängderna. Livsmedlen som inkluderades täckte mer än 90 % av den totala livsmedelskonsumtionen i Sverige. Dioxiner och dioxinlika PCB analyserades i de animaliska livsmedelsgrupperna (kött, mager fisk, fet fisk, magra mejeriprodukter, feta mejeriprodukter, ägg, fetter & oljor). De analyserades dessutom i växtbaserade drycker och vegetabiliska köttersättningsprodukter eftersom dessa livsmedelsgrupper inte ingått i tidigare matkorgsundersökningar. Medelhalterna av dioxiner och dioxinlika PCB i Matkorgen 2022 redovisas i tabell 1. Vid beräkning av TEQ sattes halter som låg under analysmetodens kvantifieringsgräns till noll (”lower bound”, LB), kvantifieringsgränsen dividerad med 2 (”medium bound”, MB) eller till kvantifieringsgränsens värde (”upper bound”, UB). Halterna var högst i livsmedelsgruppen fet fisk följt av fetter & oljor och feta mejeriprodukter.

Tabell 2. Halter (MB, medium bound) av dioxiner och dioxinlika PCB (total-TEQ2022) i samlingsprover av sill/strömming och skarpsill från Livsmedelsverkets provtagning av dioxiner i fisk från Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken under åren 2014 till 2025. Toxikologiska ekvivalenter (TEQ) baseras på toxikologiska ekvivalensfaktorer satta av WHO 2022 (DeVito et al., 2024).

	Sill/strömming Egentliga Östersjön	Sill/strömming Bottenhavet	Sill/strömming Bottenviken	Sill/strömming Totalt, alla tre områden	Skarpsill Egentliga Östersjön
Provtagningsår	2014–19, 2022, 2024–25	2014, 2017, 2019, 2021, 2023, 2024	2016, 2019, 2022	2014–19, 2021–22, 2024–25	2015, 2017, 2020–21, 2023, 2025
Fångstregion (SD-område)	SD25, SD27, SD28, SD29	SD30	SD31	SD25, SD27-31	SD25, SD27, SD28:2
Antal samlingsprover	76	29	11	116	41
Matris	muskel med skinn	muskel med skinn	muskel med skinn	muskel med skinn	hel fisk utan huvud
total-TEQ$_{2022}$ (pg/g färskvikt)					
medel	1,12	3,46	2,29	1,82	1,56
median	0,98	3,40	2,20	1,30	1,30
min	0,36	0,98	0,63	0,360	0,77
max	2,80	6,40	3,90	6,40	3,4

Inom ramen för Livsmedelsverkets provtagningsprogram analyseras dioxiner och dioxinlika PCB regelbundet i bland annat fisk. I tabell 2 sammanställs halterna i sill/strömming och skarpsill från provtagningsprogrammet 2014–2025. Vid beräkning av TEQ sattes halter som låg under analysmetodens kvantifieringsgräns till kvantifieringsgränsen dividerad med 2 (”medium bound”, MB). Eftersom de flesta kongenerna fanns i kvantifierbara halter i de flesta proverna var dock skillnaden mellan MB, LB och UB obefintlig eller mycket liten. Medelhalten av total-

TEQ_{2022} var högst i sill/strömming från Bottenhavet och lägst i egentliga Östersjön. Variationen inom varje område är dock stor, med ca 6–8 gångers skillnad mellan lägsta och högsta halt. I Figur 1 jämförs medelhalterna i sill/strömming och skarpsill med halterna i andra fiskarter som också har provtagits inom ramen för provtagningsprogrammet samt också med halterna i Matkorgen 2022. Halterna i sill/strömming och skarpsill från Egentliga Östersjön, Bottenhavet eller Bottenviken ligger i medeltal omkring 10–30 gånger högre än halterna i den fisk som konsumeras mest, men det finns annan fet fisk som innehåller halter av dioxiner och dioxinlika PCB i samma storleksordning som denna sill/strömming och skarpsill, t.ex. lax från Östersjön och sik från Vänern och Vättern (Figur 1).



Figur 1. Medelhalter av total-TEQ_{2022} (MB-halter, pg/g färskvikt) i sill/strömming, skarpsill och andra fiskarter som uppmätts inom ramen för Livsmedelsmedelsverkets provtagningsprogram 2014–2025. Dessutom visas halter i samlingsprover av fet respektive mager fisk/fiskprodukter från Matkorgsundersökningen 2022.

8.1.2 PFAS

Medelhalter av PFOS, PFAS4 och sumPFAS i livsmedel som uppmättes i den senaste Matkorgsstudien från 2022 är redovisade i tabell 3. Totalt analyserades 14 PFAS i Matkorgen 2022, PFHxA (perfluorhexansyra) , PFHpA (perfluorheptansyra), PFOA, PFNA, PFDA (perfluordekansyra), PFUnDA (perfluorundekansyra), PFDoDA (perfluordodekansyra), PFTrDA (perfluortridekansyra), PFTeDA (perfluortetradekansyra), PFBS (perfluorbutansulfonsyra), PFHxS (perfluorhexansulfonsyra), linjär och grenad PFOS, PFDS (perfluordekansulfonsyra), FOSA (perfluoroktansulfonamid). Endast tre av 17 livsmedelsgrupper hade detekterbara halter av PFAS och mager fisk hade de högsta halterna (Livsmedelverket 2024a). I ägg och fet fisk detekterades endast PFOS men i mager fisk detekterades även PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA och FOSA.

Tabell 3. Medelhalter (n=3) av PFAS41 och sumPFAS2 (µg/kg färskvikt) i Matkorgen 2022 (Livsmedelsverket 2024a). Endast livsmedelsgrupper med detekterbara halter är redovisade.

	PFOS	PFAS4[1]	sumPFAS[2]
Fisk, mager[3]	0,218	0,300	0,796
Fisk, fet[4]	0,082	0,082	0,082
Ägg[5]	0,051	0,051	0,051

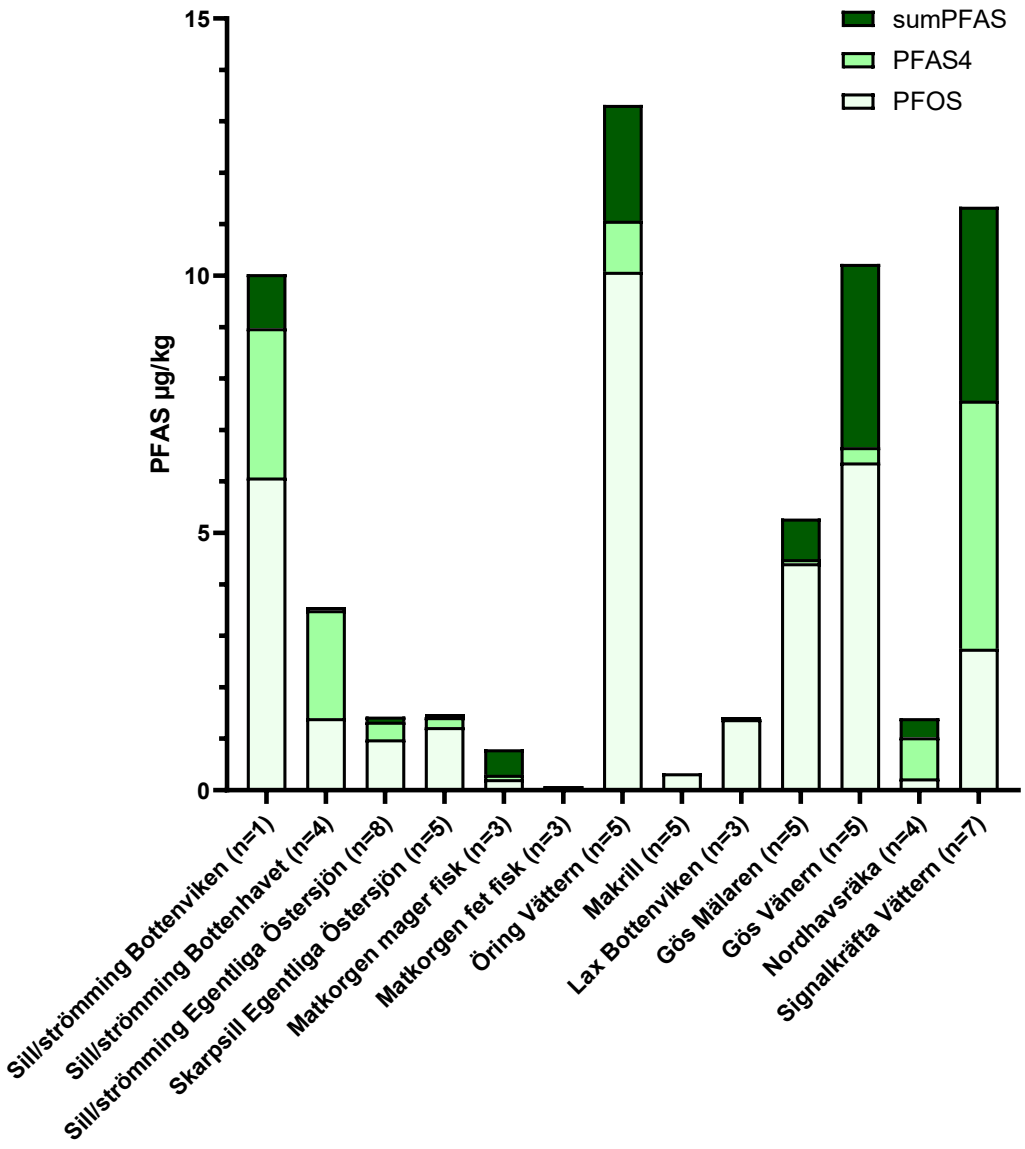
[1]Summan av PFOA, PFNA, PFHxS och linjär och grenad PFOS. Halter under LOQ = 0. [2]Summan av PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFHxS, linjär och grenad PFOS, PFDS, FOSA. Halter under LOQ = 0. [3]I gruppen ingår bl.a. torsk, alaska pollock, tonfisk på burk, räkor och fiskpinnar. [4]I gruppen ingår bl.a. lax, rökt lax, strömming, makrill och kaviar. [5]I gruppen ingår färska konventionella och ekologiska ägg.

I tabell 4 finns en sammanställning av halterna av PFAS i sill/strömming och skarpsill från Livsmedelsverkets provtagningsprogram och egna undersökningar. Underlaget för PFAS-halter är begränsat men medelhalterna är liknande som i de undersökningar som har gjorts i Finland av sill/strömming och skarpsill (Suomi et al. 2024) och runt Gotland av Hushållningssällskapet (2023). I den finska undersökningen hade strömming från Bottenhavet högst halter jämfört med Bottenviken och Skärgårdshavet. Det var också flest prover från Bottenhavet och halterna av PFOS varierade mellan <1 upp till >6 µg/kg och för PFAS4 varierade medelhalterna mellan ca 1 till <9 µg/kg för sill/strömming och ca 1 till 2 µg/kg för skarpsill (Suomi et al. 2024). Hushållningssällskapet Gotland genomförde under våren 2023 underökningar av PFAS i gotländsk sill/strömming och skarpsill där halterna för PFAS4 var 1,9 respektive 1,2 µg/kg (Hushållningssällskapet 2023). Halterna i sill/strömming och skarpsill kan också jämföras med halter av PFAS i andra fisk- och skaldjursarter från Livsmedelsverkets provtagning (Figur 2).

Tabell 4. Halter av PFAS41 och sumPFAS2 (µg/kg färskvikt) i samlingsprover av sill/strömming och skarpsill från Livsmedelsverkets provtagningsprogram och egna undersökningar i fisk från Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken under åren 2019 till 2025.

	Sill/strömming Egentliga Östersjön	Sill/strömming Bottenhavet	Sill/strömming Bottenviken	Sill/strömming Alla tre områden	Skarpsill Egentliga Östersjön
Provtagningsår	2019, 2024	2019, 2024	2019	2019, 2024	2025
Fångstregion (SD-område)	SD29	SD30	SD31		SD25
Antal samlingsprover	8	4	1	15	5
Matris	muskel med skinn[3]	muskel med skinn[3]	muskel med skinn	muskel med skinn[3]	muskel med skinn[3]
PFOS µg/kg färskvikt					
medel	0,99	1,40	6,08	1,61	1,23
median	0,80	1,52		1,11	1,21
min	0,60	1,16		0,35	0,99
max	2,16	2,91		6,08	1,47
PFAS4[1] µg/kg färskvikt					
medel	1,33	3,50	8,98	2,40	1,42
median	1,03	3,73		1,84	1,39
min	0,83	2,20		0,40	1,18
max	2,87	4,34		8,98	1,67
sumPFAS[2] µg/kg färskvikt					
medel	1,43	3,55	10,03	2,66	1,48
median	1,05	4,14		1,96	1,45
min	0,83	2,37		0,45	1,24
max	3,47	4,95		10,03	1,74

[1]Summan av PFOA, PFNA, PFHxS och linjär och grenad PFOS. Halter under LOQ = 0. [2]Summan av PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFHxS, linjär och grenad PFOS, PFDS, FOSA. Halter under LOQ = 0 (lower bound). [3]Det är inte känt om proverna från 2024 och 2025 var enbart muskel eller muskel med skinn.



Figur 2. Medelhalter av PFOS, PFAS4 och sumPFAS i fisk från sill/strömming och skarpsill i denna rapport och medhalter uppmätta i andra fiskar och skaldjur inom Livsmedelsverkets provtagningsprogram från åren 2024–2026. Alla halter <LOQ sattes till 0 (lower bound).

8.2 Intag från mat

För att göra exponeringsuppskattningar kombinerades halterna av dioxiner och dioxinlika PCB samt PFAS från Matkorgen 2022 (Tabell 1 och 3) med konsumtionsdata från Livsmedelsverkets nationella matvaneundersökningar Riksmaten vuxna (2010–2011), Riksmaten ungdom (2016–2017) och Riksmaten småbarn (2021–2023). Endast konsumtionsdata från individer med data på kroppsvikt inkluderades. I Riksmaten vuxna studerades livsmedelskonsumtionen hos vuxna i åldern 18–80 år (N=1681, medelålder 48 år) (Livsmedelsverket 2012), i Riksmaten ungdom studerades ungdomar i årskurs 5, 8 och andra året på gymnasiet (N=3073, medelålder 12, 15 respektive 18 år) (Livsmedelsverket 2018) och i

Riksmaten småbarn studerades 1,5- och 4-åringar (N=1694) (Livsmedelsverket 2024b). Livsmedelskonsumtionen från matvaneundersökningarna grupperades enligt livsmedelsgrupperna i Matkorgen 2022 (se tabell B1 i Bilaga 1). Konsumtionen multiplicerades med medelhalterna av dioxiner och PFAS i livsmedelsgrupperna i Matkorgen 2022 för att beräkna exponering på individnivå. Sammanställningar av resultat gjordes separat för de olika matvaneundersökningarna eftersom metod och tidpunkt för genomförande skiljer sig åt.

8.2.1 Dioxiner och dioxinlika PCB

I exponeringsuppskattningarna för dioxiner och dioxinlika PCB inkluderades samtliga livsmedelsgrupper som analyserades i Matkorgen 2022 (kött, mager fisk, fet fisk, magra mejeriprodukter, feta mejeriprodukter, ägg, fetter & oljor, växtbaserade drycker och vegetabiliska köttersättningsprodukter). Medelhalterna (LB, MB och UB) i dessa livsmedelsgrupper multiplicerades med konsumtionen av samma livsmedelsgrupper i Riksmaten vuxna, Riksmaten ungdom och Riksmaten småbarn. Det uppskattade intaget i de olika åldersgrupperna presenteras i tabell 5. Resultaten visar att det dagliga medelintaget per kilo kroppsvikt är högst hos småbarn (0,6–0,8 pg total-TEQ_{2022}/kg kroppsvikt/dag) och lägst hos vuxna (0,2–0,3 pg total-TEQ_{2022}/kg kroppsvikt/dag). Medelintaget hos ungdomar var 0,3–0,4 pg total-TEQ_{2022}/kg kroppsvikt/dag.

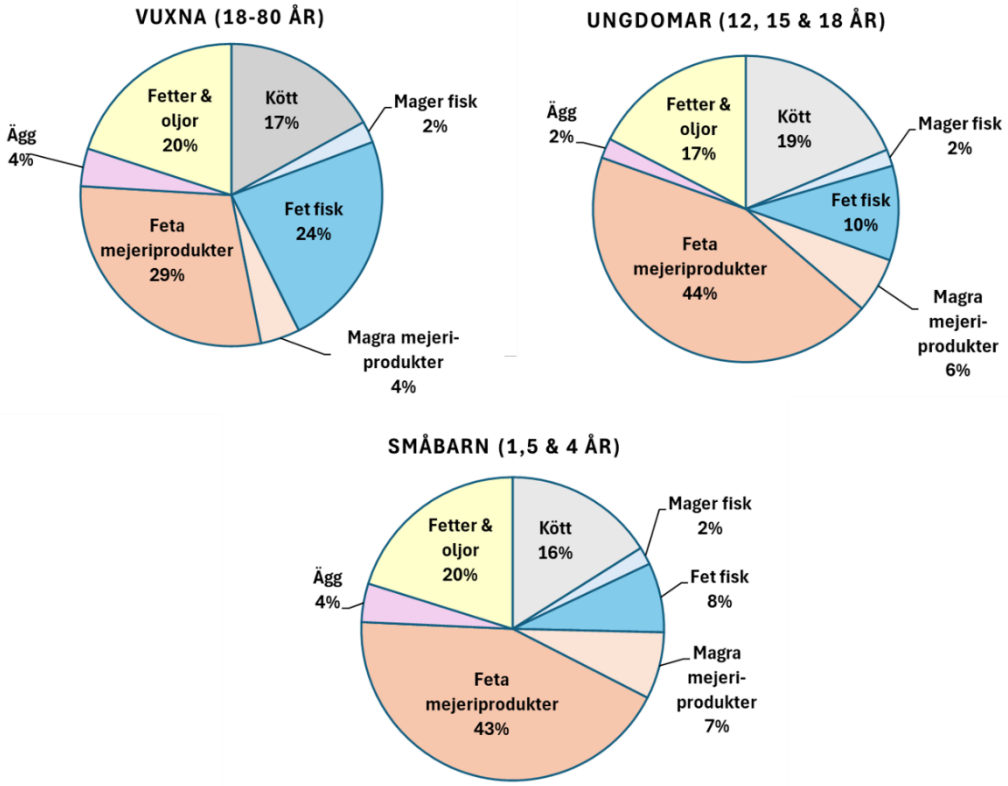
Figur 3 visar hur mycket de olika livsmedelsgrupperna bidrar till totalintaget av dioxiner och dioxinlika PCB. Hos vuxna bidrar feta mejeriprodukter mest till intaget (29 %) följt av fet fisk (24 %), fetter & oljor (20 %) och kött (17 %). Hos ungdomar och småbarn är bidraget från fet fisk lägre än hos vuxna (10 respektive 8 %), medan bidraget från feta mejeriprodukter dominerar (44 respektive 43 %). Trots att fet fisk är den livsmedelsgrupp som innehåller högst halter av dioxiner och dioxinlika PCB är det alltså andra animaliska livsmedelsgrupper som bidrar mer eller lika mycket till totalintaget. Detta beror på att konsumtionen av t.ex. kött, feta mejeriprodukter och fetter & oljor är större än konsumtionen av fet fisk (se tabell B1 i Bilaga 1). Bidraget från växtbaserade drycker och vegetabiliska köttersättningsprodukter är så litet i samtliga åldersgrupper (<1 %) att det inte visas i pajdiagrammen.

Tabell 5. Beräknade intag av dioxiner och dioxinlika PCB hos vuxna, ungdomar och småbarn baserat på halter från Matkorgen 2022 och livsmedelskonsumtion från matvaneundersökningarna Riksmaten vuxna, Riksmaten ungdom och Riksmaten småbarn. Toxikologiska ekvivalenter (TEQ) baseras på toxikologiska ekvivalensfaktorer satta av WHO 2022. I tabellen visas intag baserade på medium bound (MB), lower bound (LB) och upper bound (UB) halter från tabell 1.

	Vuxna 18-80 år (N=1681)	Ungdomar ca 12, 15, & 18 år (N=3073)	Småbarn 1,5 & 4 år (N=1694)
Intag baserat på MB-halter (pg total-TEQ$_{2022}$[1]/kg kroppsvikt/dag)			
medel	0,24	0,33	0,71
sd	0,12	0,22	0,44
5te perc	0,09	0,10	0,22
25te perc	0,15	0,19	0,40
median	0,22	0,29	0,61
75te perc	0,30	0,42	0,90
95te perc	0,46	0,73	1,54
Intag baserat på LB-halter (pg total-TEQ$_{2022}$[1]/kg kroppsvikt/dag)			
medel	0,20	0,28	0,59
sd	0,11	0,19	0,39
5te perc	0,07	0,08	0,16
25te perc	0,12	0,15	0,32
median	0,18	0,23	0,49
75te perc	0,25	0,34	0,75
95te perc	0,39	0,62	1,31
Intag baserat på UB-halter (pg total-TEQ$_{2022}$[1]/kg kroppsvikt/dag)			
medel	0,28	0,39	0,84
sd	0,14	0,25	0,50
5te perc	0,11	0,13	0,28
25te perc	0,18	0,23	0,49
median	0,25	0,34	0,72
75te perc	0,34	0,49	1,05
95te perc	0,53	0,84	1,75

sd, standard deviation (standardavvikelse); perc, percentil

[1]summa TEQ av 17 PCDD/F-kongener och 12 dioxinlika PCB-kongener



Figur 3. Olika livsmedelsgruppers bidrag till totalintaget av dioxiner och dioxinlika PCB (total-TEQ$_{2022}$) hos vuxna, ungdomar och barn. Pajdiagrammen baseras på beräkningar där halter av dioxiner och dioxinlika PCB från Matkorgen 2022 (Livsmedelsverket 2024a) kombinerats med konsumtionsdata från matvaneundersökningarna Riksmaten vuxna 2010, Riksmaten ungdom 2016–17 och Riksmaten småbarn 2021–23.

8.2.2 PFAS

I exponeringsuppskattningarna för PFOS, PFAS4 och sumPFAS inkluderades mager fisk, fet fisk och ägg från Matkorgen 2022. Medelhalterna i dessa livsmedelsgrupper multiplicerades med konsumtionen av samma livsmedelsgrupper i Riksmaten vuxna, Riksmaten ungdom och Riksmaten småbarn. För exponeringsuppskattningar av PFOS och PFAS4 har också exponering för dricksvatten inkluderats vid en halt motsvarande det svenska gränsvärdet för PFAS4 på 4 ng/L och med en daglig konsumtion av 1,2 L för 1,5-åringar, 1,6 L för 4-åringar och 2 L ungdomar och vuxna (WHO 2020). Det uppskattade intaget i de olika åldersgrupperna presenteras i tabell 6. Resultaten visar att det dagliga medelintaget per kilo kroppsvikt är högst hos småbarn (medel 0,73 ng PFAS4/kg kroppsvikt/dag) och lägst hos vuxna (medel 0,26 ng PFAS4/kg kroppsvikt/dag). PFOS är det PFAS-ämne som bidrar mest till PFAS4 och står i genomsnitt för cirka 90 % av det totala intaget. Figur 4 visar hur mycket de olika livsmedelsgrupperna bidrar till totalintaget av PFAS4. Dricksvatten och mager fisk

har det största bidraget till det totala intaget, i medel 81–85 %. Fet fisk och ägg bidrar med en mindre andel av intaget. Bidraget från fet fisk varierar mellan åldersgrupperna, från 6–7 % för småbarn och ungdomar till 12 % för vuxna.

Tabell 6. Beräknade intag av PFOS, PFAS41 och sumPFAS2 hos vuxna, ungdomar och småbarn baserat på halter från Matkorgen 2022 (Livsmedelsverket 2024a) och livsmedelskonsumtion från matvaneundersökningarna Riksmaten vuxna, Riksmaten ungdom och Riksmaten småbarn.

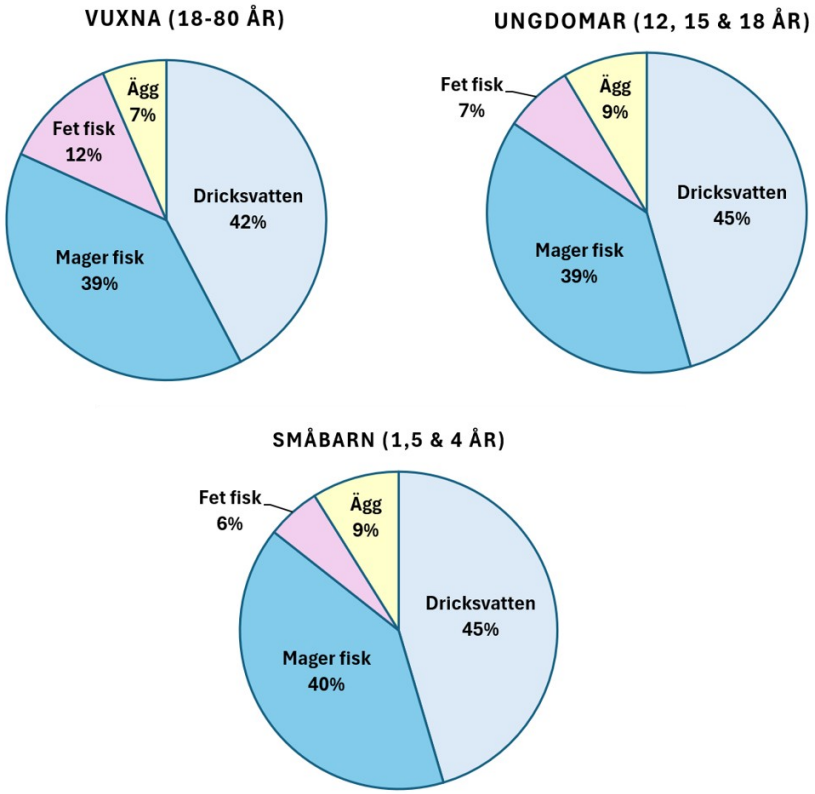
	Vuxna 18-80 år (N=1681)	Ungdomar ca 12, 15, & 18 år (N=3073)	Småbarn 1,5 & 4 år (N=1694)
Intag från mat PFOS / PFAS4[1] / sumPFAS[2] ng /kg kroppsvikt/dag			
medel	0,12 / 0,15 / 0,32	0,11 / 0,14 / 0,32	0,25 / 0,32 / 0,72
sd	0,11 / 0,14 / 0,34	0,16 / 0,21 / 0,52	0,39 / 0,52 / 1,29
5te perc	0,002 / 0,002 / 0,002	0 / 0 / 0	0 / 0 / 0
25te perc	0,03 / 0,03 / 0,05	0,004 / 0,004 / 0,005	0 / 0 / 0
median	0,09 / 0,11 / 0,23	0,05 / 0,06 / 0,10	0,08 / 0,09 / 0,12
75te perc	0,17 / 0,22 / 0,47	0,15 / 0,19 / 0,44	0,36 / 0,45 / 0,99
95te perc	0,33 / 0,43 / 0,96	0,38 / 0,50 / 1,23	1,03 / 1,34 / 3,24
Intag av PFOS / PFAS4[1] från mat och dricksvatten[3] ng/kg kroppsvikt/dag			
medel	0,23 / 0,26	0,26 / 0,29	0,66 / 0,73
sd	0,12 / 0,15	0,17 / 0,22	0,40 / 0,52
5te perc	0,10 / 0,10	0,11 / 0,11	0,35 / 0,35
25te perc	0,14 / 0,15	0,15 / 0,15	0,42 / 0,42
median	0,20 / 0,22	0,21 / 0,22	0,51 / 0,52
75te perc	0,29 / 0,33	0,31 / 0,35	0,78 / 0,86
95te perc	0,46 / 0,54	0,56 / 0,68	1,45 / 1,75

sd, standard deviation (standardavvikelse); perc, percentil

[1]Summan av PFOA, PFNA, PFHxS och linjär och grenad PFOS. Halter under LOQ = 0.

[2]Summan av PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFBS, PFHxS, linjär och grenad PFOS, PFDS, FOSA. Halter under LOQ = 0.

[3]Beräknat intag vid en dricksvattenhalt vid gränsvärdet för PFAS4 (4 ng/L) för både PFOS och PFAS4 vid en vattenkonsumtion på 2 L för vuxna och ungdomar, 1,6 L för 4-åringar och 1,2 L för 1,5-åringar.



Figur 4. Olika livsmedelsgruppers bidrag till totalintaget av PFAS4 hos vuxna, ungdomar och barn. Pajdiagrammen baseras på beräkningar där halter av PFAS4 från Matkorgen 2022 (Livsmedelsverket 2024a) och dricksvatten vid en halt på 4 ng PFAS4/L kombinerats med konsumtionsdata från matvaneundersökningarna Riksmaten vuxna 2010, Riksmaten ungdom 2016–17 och Riksmaten småbarn 2021–23 samt en dricksvattenkonsumtion av 2 L/dag för vuxna och ungdomar samt 1,2 L/dag för 1,5-åringar och 1,6 L/dag för 4-åringar, vid en halt på 4 ng/L.

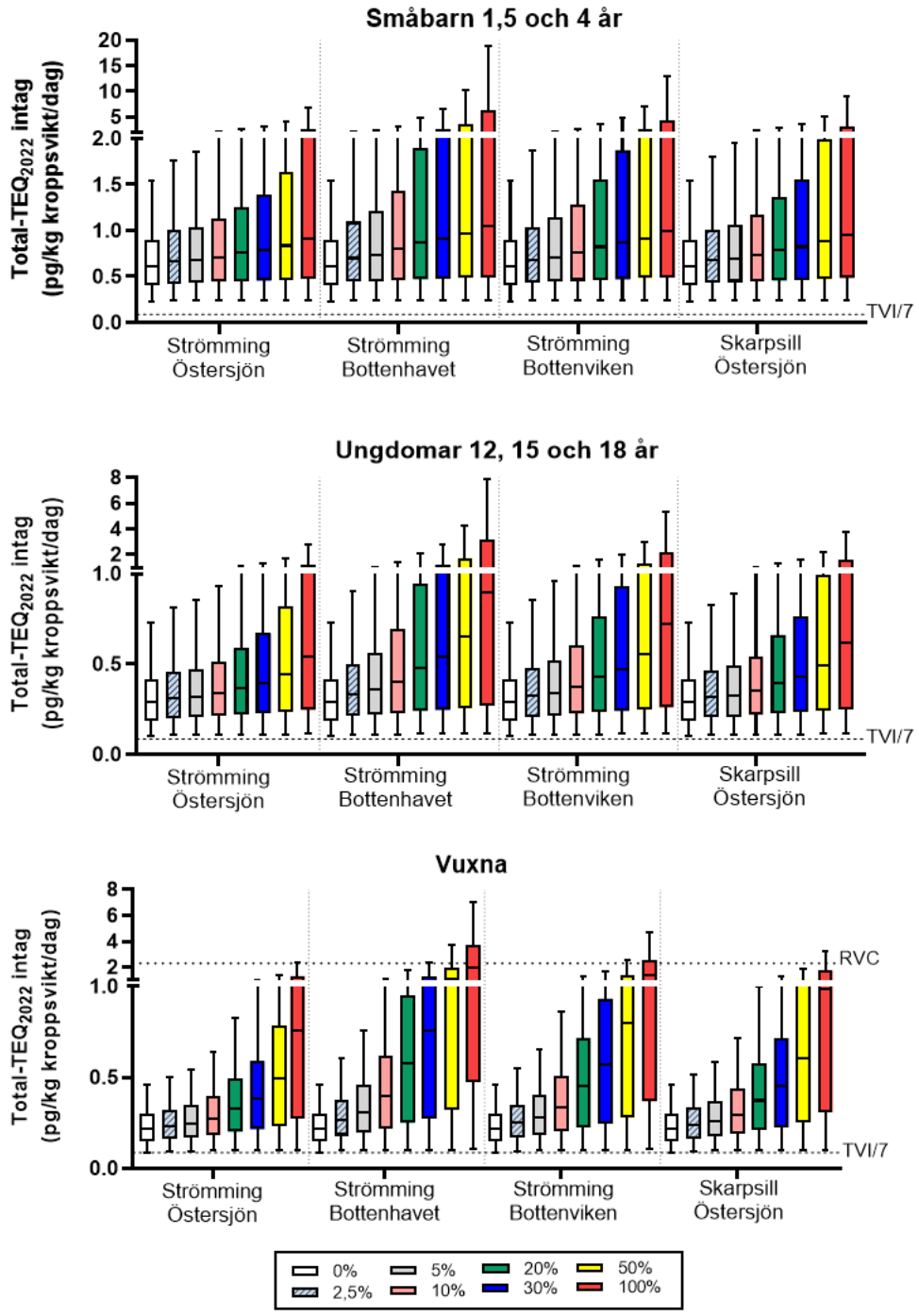
9. Riskkarakterisering

9.1 Uppskattad exponering i relation till TVI och RVC

I detta avsnitt jämförs de intag som beräknats med hjälp av halter från Matkorgen 2022 och konsumtionsdata från matvaneundersökningar (se avsnittet ”Intag från mat”) med Efsas TVI för total-TEQ_{2022} och PFAS4, samt Livsmedelsverkets framtagna RVC för total-TEQ_{2022} och PFOS som gäller icke-riskgrupper. Detta ”grundscenario” kompletteras sedan med ”konsumtionsscenarier” där olika stor andel av fiskkonsumtionen hos deltagarna i matvaneundersökningarna (2,5, 5, 10, 20, 30, 50 och 100 %) ersätts med konsumtion av fisk med halter som motsvarar sill/strömming från Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Bottenviken, respektive med skarpsill från Egentliga Östersjön. I dessa scenarier används medelhalterna av total-TEQ_{2022}, PFAS4 och PFOS i sill/strömming och skarpsill från tabell 2 och 4. För återstående andel av totala fiskkonsumtionen användes medelhalten av total-TEQ_{2022} (111 pg total-TEQ_{2022}/kg) respektive PFAS4 (0,19 µg/kg) och PFOS (0,15 µg/kg) i fet och mager fisk från Matkorgen 2022 i beräkningarna. Medelkonsumtionen av fisk i Riksmaten vuxna var 49 g/dag. Om man räknar med en portionsstorlek för fisk på 150 g innebär det att 2,5 % av fiskkonsumtionen motsvarar ca 3 portioner/år, 5 % av fiskkonsumtionen motsvarar ca 6 portioner/år, 10 % av fiskkonsumtionen motsvarar ca 1 portion/månad, 20 % av fiskkonsumtionen motsvarar ca 2 portioner/månad, 30 % av fiskkonsumtionen motsvarar ca 3 portioner/månad, 50 % motsvarar lite mer än 1 portion per vecka och 100 % motsvarar ca 2,3 portioner per vecka. En total fiskkonsumtion på 49 g/dag motsvarar också ungefär Livsmedelsverkets allmänna råd om att äta fisk 2–3 gånger per vecka. Observera att dessa siffror endast gäller vuxna, fiskkonsumtionen hos ungdomar och barn var lägre (30 respektive 15 g/dag).

9.1.1 Dioxiner och dioxinlika PCB

Resultat för grundscenariot och konsumtionsscenariorna i de olika åldersgrupperna visas i figur 5. Data som figurerna baseras på finns i tabell B2–B4 (Bilaga 1). Redan i grundscenariot, där ingen eller en mycket liten konsumtion av fet Östersjöfisk ingår, motsvarande uppskattad exponering utifrån de mest aktuella data, överskrids TVI av i princip hela befolkningen (95,4 % av vuxna, 97,4 % av ungdomarna och 99,8 % av småbarnen). Medelintaget av total-TEQ_{2022} var 0,71 pg/kg kroppsvikt/dag hos småbarn (ca 8 ggr högre än TVI), 0,33 pg/kg kroppsvikt/dag hos ungdomar (ca 4 ggr högre än TVI) och 0,24 pg/kg kroppsvikt/dag hos vuxna (ca 3 gånger högre än TVI) (se också Tabell 5).



Figur 5. Beräknat dagligt intag av total-TEQ_{2022} i olika befolkningsgrupper. Grundscenariot (0 %) baseras på halter i Matkorgen 2022 och konsumtionsdata från matvaneundersökningar i de olika åldersgrupperna. I konsumtionsscenarierna har olika stora andelar (2,5–100 %) av den faktiska fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med konsumtion av sill/strömming från Egentliga Östersjön, Bottenhavet, Bottenviken och skarpsill från Egentliga Östersjön (medelhalt 1,12; 3,46; 2,29 och 1,56 pg TEQ_{2022}/g). Varje box visar interkvartilavståndet (25:e till 75:e percentilen), strecket i boxen visar medianen och staplarna visar 5:e respektive 95:e percentilen. I figurerna visas också en streckad linje vid Efsas tolerabla veckointag (TVI/7, dividerat med 7 eftersom figuren visar intag per dag) samt i figuren för vuxna även det kompletterande referensvärdet för cancerrisk (RVC).

För vuxna som inte är riskgrupp kan det dock vara relevant att även jämföra intaget med kompletterande RVC i stället för TVI. Andelen av den vuxna befolkningen som överskrider RVC på 2,3 pg total-TEQ_{2022}/kg kroppsvikt/dag för icke riskgrupper presenteras i tabell 7 för olika konsumtionsscenarion (i grundscenariot överskrider inga individer RVC). Resultaten visar att RVC börjar generellt överskridas av några procent av den vuxna befolkningen då runt 50 % eller mer av den konsumerade fisken är sill/strömming eller skarpsill från Östersjön. För strömming från Bottenviken börjar RVC mätbart överskridas (1–7 % av den vuxna befolkningen) då det utgör 30–50 % av all konsumerad fisk, och för strömming från Bottenhavet sker ett liknande överskridande (2–6 % av den vuxna befolkningen) redan då det utgör 20–30 % av den konsumerade fisken.

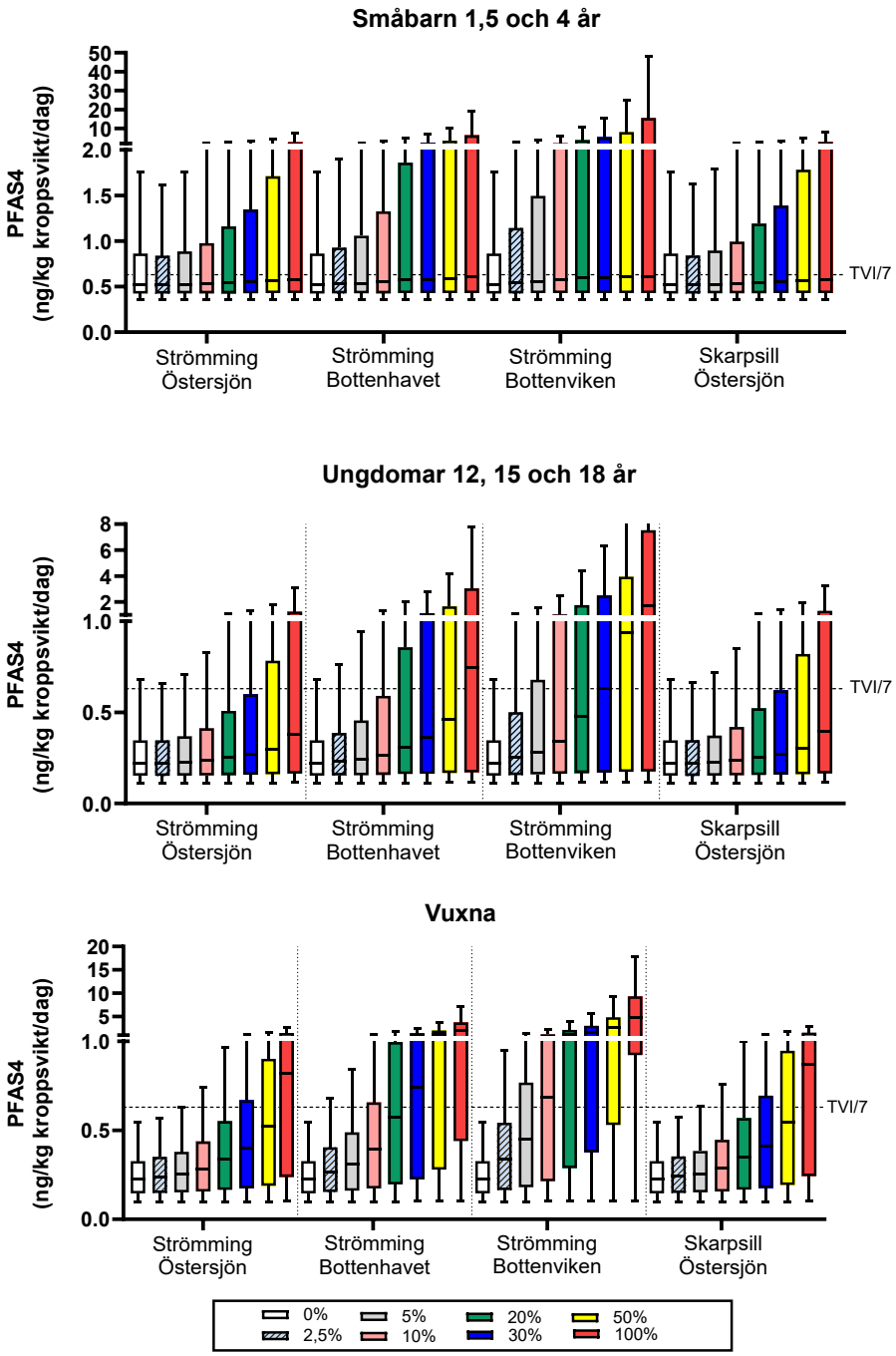
Tabell 7. Procent av den vuxna befolkningen som överskrider kompletterande RVC vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill.

Konsumtions-scenario[1]	Sill/strömming, 1120 pg TEQ_{2022}/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming, 3460 pg TEQ_{2022}/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming, 2290 pg TEQ_{2022}/kg (medelhalt i Bottenviken)	Skarpsill, 1560 pg TEQ_{2022}/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
2,5	0	0	0	0
5	0	0	0	0
10	0	0	0	0
20	0	2	0,4	0
30	0	6	1	0,4
50	1	19	7	2
100	6	45	29	15

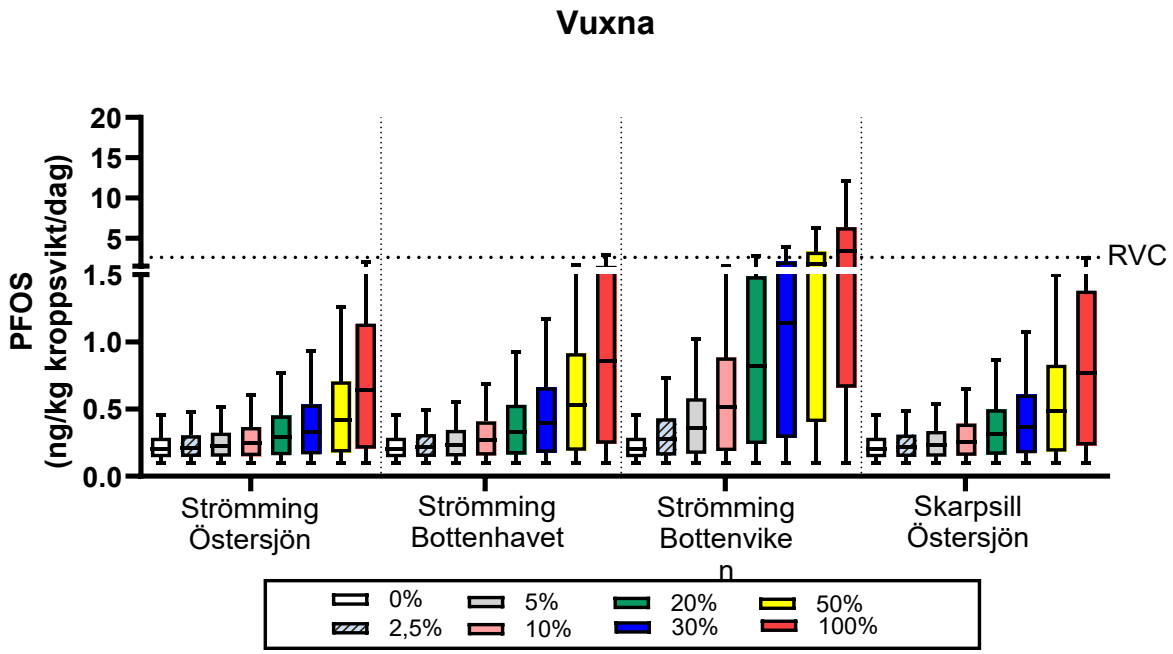
[1]procent av fiskkonsumtionen som ersatts med sill/strömming eller skarpsill med olika halter. 2,5 % av fiskkonsumtionen motsvarar ca 3 portioner/år, 5 % motsvarar ca 6 portioner/år, 10 % motsvarar ca 1 portion/månad, 20 % motsvarar ca 2 portioner/månad, 30 % motsvarar ca 3 portioner/månad, 50 % motsvarar lite mer än 1 portion per vecka och 100 % motsvarar ca 2,25 portioner per vecka.

9.1.2 PFAS

Resultat för grundscenariot och konsumtionsscenariorna i de olika åldersgrupperna visas i figur 6 för PFAS4 och figur 7 för PFOS (endast för vuxna). Data som figurerna baseras på finns i tabell B5-B7 (Bilaga 1). I grundscenariot överskrider 38 % av småbarnen, 6 % av ungdomarna och 3 % av vuxna TVI för PFAS4 utifrån exponering från mat och dricksvatten (se tabell 6). Även för PFAS kan det vara relevant att jämföra exponeringen för vuxna som inte utgör riskgrupp med det kompletterande RVC för PFOS. För vuxna överskrider ingen det kompletterande RVC för PFOS i grundscenariot (se tabell 6).



Figur 6. Beräknat dagligt intag av PFAS4 i olika befolkningsgrupper. Grundscenariot (0 %) baseras på halter i Matkorgen 2022 samt dricksvatten vid en halt på 4 ng PFAS4/L och konsumtionsdata från matvaneundersökningar i de olika åldersgrupperna. I konsumtions-scenarierna har olika stora andelar (2,5–100 %) av den faktiska fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med konsumtion av sill/strömming från Egentliga Östersjön, Bottenhavet, Bottenviken och skarpsill från Egentliga Östersjön (medelhalt 1,33, 3,50, 8,98 respektive 1,42 µg PFAS4/kg). Varje box visar interkvartilavståndet (25:e till 75:e percentilen), strecket i boxen visar medianen och staplarna visar 5:e respektive 95:e percentilen. I figurerna visas också en streckad linje vid Efsa:s tolerabla veckointag (TVI/7, dividerat med 7 eftersom figuren visar intag per dag).



Figur 7. Beräknat dagligt intag av PFOS för vuxna. Grundscenariot (0 %) baseras på halter i Matkorgen 2022 samt dricksvatten vid en halt på 4 ng PFOS/L och konsumtionsdata från matvaneundersökningen bland vuxna. I konsumtionsscenarierna har olika stora andelar (2,5–100 %) av den faktiska fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med konsumtion av sill/strömming från Egentliga Östersjön, Bottenhavet, Bottenviken och skarpsill från Egentliga Östersjön (medelhalter 0,99, 1,40, 6,08 respektive 1,23 µg PFOS/kg). Varje box visar interkvartilavståndet (25:e till 75:e percentilen), strecket i boxen visar medianen och staplarna visar 5:e respektive 95:e percentilen. I figurerna visas en streckad linje vid det Kompletterande referensvärde med avseende på cancerrisk (RVC).

Andelen individer som överskrider TVI presenteras i tabell 8 och 9 för de olika konsumtionsscenarierna. Andelen av den vuxna befolkningen som överskrider kompletterande RVC för PFOS presenteras även i tabell 9. Resultaten visar att andel som överskrider TVI förändras (ökar) tydligast i den vuxna befolkningen i takt med att större andel fisk från Östersjön, Bottenhavet eller Bottenviken konsumeras (tabell 9). Minst effekt erhålls för småbarnen (tabell 8). Detta har att göra med att fiskkonsumtionen i den gruppen är relativt låg. Å andra sidan har småbarn totalt sett en högre exponering jämfört med de andra befolkningsgrupperna, dvs redan i grundscenariot överskrider ca 38 % TVI (tabell 8).

I grundscenariot överskrider ca 3 % av den vuxna befolkningen TVI. Om 20–30 % av fiskkonsumtionen ersätts med strömming/sill eller skarpsill ökar andelen av den vuxna befolkningen som överskrider TVI till ca 20–30 % vid konsumtion av sill/strömming eller skarpsill från Östersjön och till 50–70 % vid konsumtion av strömming från Bottenhavet eller Bottenviken. Vid en högre ersättningsgrad, där 50 % av fiskkonsumtionen ersätts, ökar andelen som överskrider TVI till ca 45 % för strömming/sill och skarpsill från Östersjön. För

strömming från Bottenhavet eller Bottenviken ligger andelen som överskrider TVI fortsatt på cirka 60–70 %.

Förutom resultaten rörande överskridande av TVI visar tabell 9 att kompletterande RVC för PFOS börjar överskridas av den vuxna befolkningen då 50 % eller mer (motsvarande lite mer än 1 portion i veckan) av den konsumerade fisken är sill/strömming eller skarpsill från den Egentliga Östersjön, eller strömming från Bottenhavet. För sill/strömming med halter upp till 6 ug/kg (resultat för ett samlingsprov av strömming från Bottenviken) börjar RVC överskridas (ca 1–6 % av den vuxna befolkningen) redan då det utgör 10–20 % av all konsumerad fisk.

Tabell 8. Procent av småbarn och ungdomar som överskrider TVI vid olika konsumtions-scenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill.

Konsumtions-scenario[1]	Sill/strömming 1,33 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming 3,50 µg PFAS4/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming 8,89 µg PFAS4/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill 1,42 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
Småbarn				
2,5	38	39	42	38
5	39	41	45	39
10	40	44	47	40
20	42	46	49	43
30	44	47	49	44
50	46	48	49	46
100	48	49	50	48
Ungdomar				
2,5	6	9	18	6
5	8	15	28	8
10	11	23	39	12
20	18	34	47	19
30	23	41	50	25
50	32	46	53	34
100	42	51	56	43

[1]procent av fiskkonsumtionen som ersatts med sill/strömming eller skarpsill med olika halter. För den vuxna motsvarar 2,5 % av fiskkonsumtionen ca 3 portioner/år, 5 % motsvarar ca 6 portioner/år, 10 % motsvarar ca 1 portion/månad, 20 % motsvarar ca 2 portioner/månad, 30 % motsvarar ca 3 portioner/månad, 50 % motsvarar lite mer än 1 portion per vecka och 100 % motsvarar ca 2,25 portioner per vecka.

Tabell 9. Procent av den vuxna befolkningen som överskrider TVI för PFAS4 och kompletterande RVC för PFOS vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill.

Konsumtions-scenario[1]	Sill/strömming 1,33 µg PFAS4/kg 0,99 µg PFOS/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming 3,50 µg PFAS4/kg 1,40 µg PFOS/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming 8,89 µg PFAS4/kg 6,08 µg PFOS/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill 1,42 µg PFAS4/kg 1,23 µg PFOS/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
	% > TVI / RVC	% > TVI / RVC	% > TVI / RVC	% > TVI / RVC
2,5	3 / 0	7 / 0	19 / 0	4 / 0
5	5 / 0	15 / 0	35 / 0	5 / 0
10	9 / 0	28 / 0	53 / 0,8	10 / 0
20	19 / 0	47 / 0	64 / 6,1	20 / 0
30	29 / 0	55 / 0	69 / 17	31 / 0
50	43 / 0,06	64 / 0,8	73 / 35	45 / 0,4
100	58 / 2,5	71 / 7,0	77 / 56	59 / 4,8

[1]procent av fiskkonsumtionen som ersatts med sill/strömming eller skarpsill med olika halter. 2,5 % av fiskkonsumtionen motsvarar ca 3 portioner/år, 5 % motsvarar ca 6 portioner/år, 10 % motsvarar ca 1 portion/månad, 20 % motsvarar ca 2 portioner/månad, 30 % motsvarar ca 3 portioner/månad, 50 % motsvarar lite mer än 1 portion per vecka och 100 % motsvarar ca 2,25 portioner per vecka.

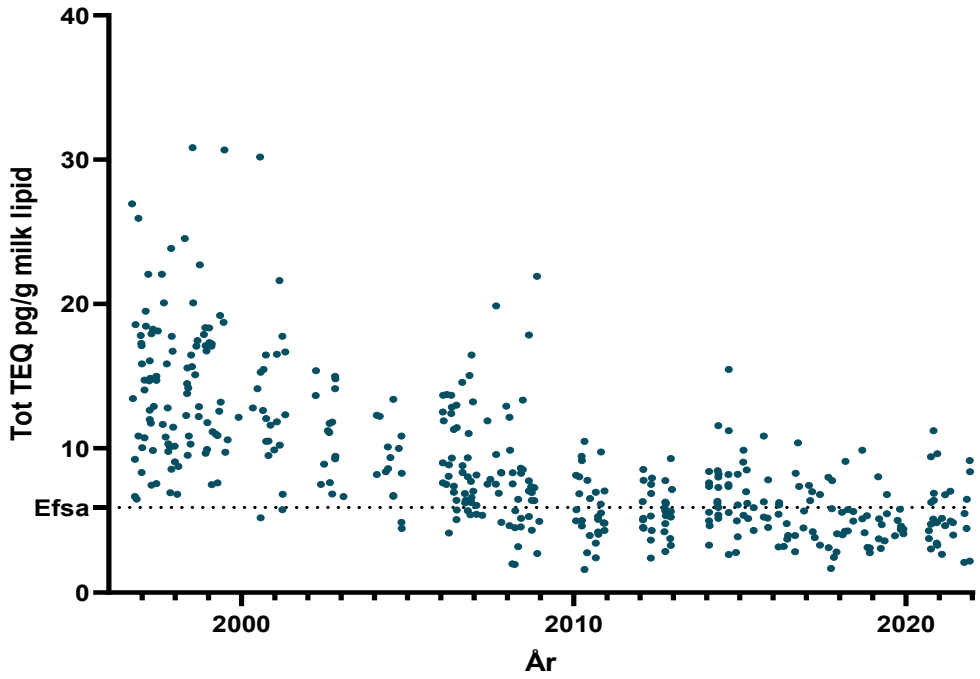
9.2 Halter i den svenska befolkningen

9.2.1 Dioxiner och dioxinlika PCB i blodserum och bröstmjölk

I Livsmedelsverkets studier inom human biomonitorering har dioxiner och PCB analyserats i bröstmjölk (POPUP-studien) och i poolade prover av blodserum från barn och ungdomar (POPUP – uppföljningen och Riksmaten ungdom), figur 8 och 9.

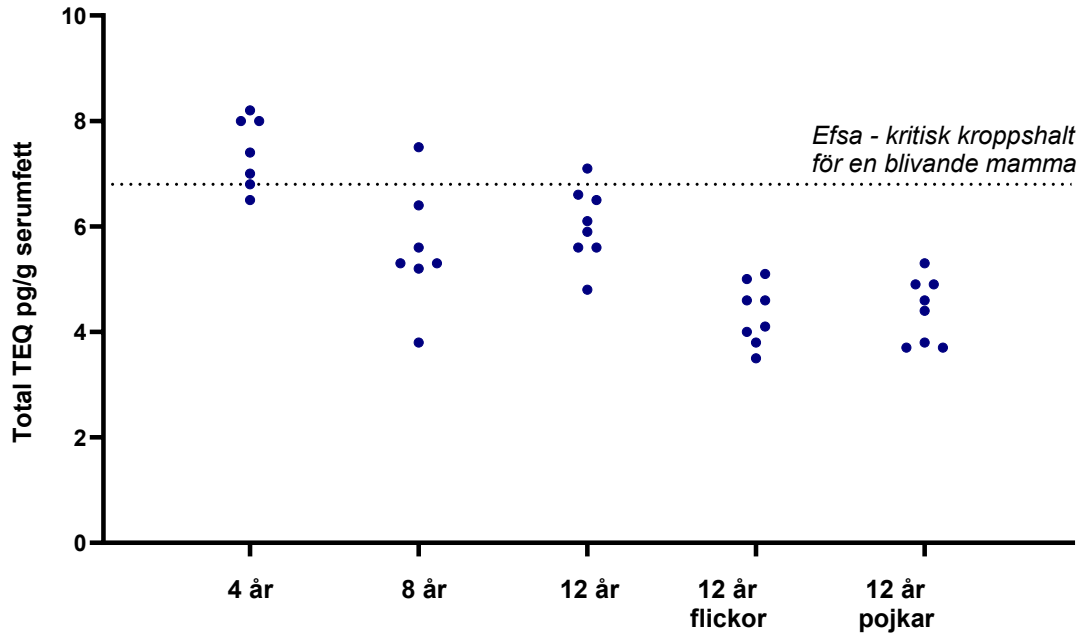
Halter i bröstmjölk från förstföderskor i Uppsala visar att halterna har sjunkit över tid sedan studien startade 1996 (Figur 8). En trend som också följer de sjunkande halterna i miljön (Glynn et al. 2020). Halterna i bröstmjölk kan jämföras med det beräknade intaget av dioxin och dioxinlika PCB där 95 % av den vuxna befolkningen uppskattas ha ett intag över TVI.

Under senare år (2020–2024) hade 68 % av mammorna en bröstmjölkshalt över den kritiska nivå som fastställts av Efsa som TVI är beräknat för (Efsa 2026). Resultaten visar att exponeringen för dioxin och dioxinlika PCB behöver fortsätta att minska med målet att alla mammor ska ha halter under den kritiska nivån.



Figur 8. Halter av dioxin och dioxinlika PCB (total-TEQ_{2022} pg/g mjölkfett) i bröstmjölksprover från förstföderskor från Uppsala i POPUP-studien. Streckad linje = 2,2 pg/g fett som anses som en kritisk bröstmjölkshalt enligt Efsa 2026.

En stor del av resultaten för serumhalter i blod från barn och ungdomar visar på halter under analysmetodens kvantifieringsgräns (LOQ). I sammanställningen i Figur 9 har halter under LOQ ersatts med LOQ/2. Dessa resultat visar att 4-åringar från Uppsala hade högst halter. Totalt hade 5 prover från 4-åringarna, 1 från 8-åringarna och 1 från 12-åringarna från Uppsala halter över Efsas kritiska kroppshalt för en blivande mamma vid 35 års ålder efter livslångt intag vid TVI, 0,6 pg total-TEQ_{2022}/kg kroppsvikt (Efsa 2026). Det är osäkert att försöka uppskatta vad barnens halter kommer att vara vid vuxen ålder men generellt sker en utspädning av halterna när barnen växer. Men, återigen kan detta jämföras med det beräknade intaget för dioxin och dioxinlika PCB som visar att 97–100 % av barn och ungdomar har ett intag över TVI.



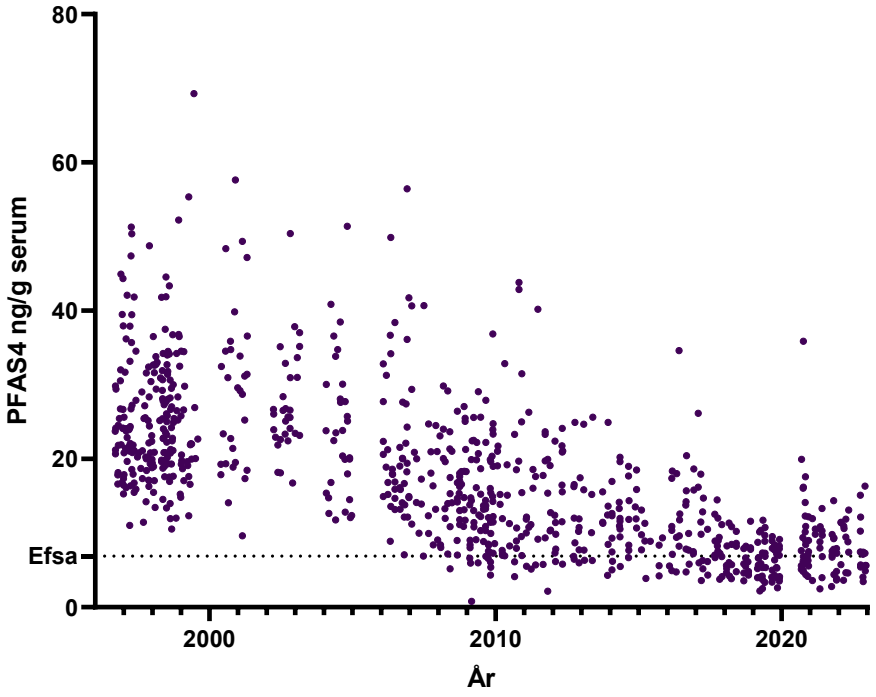
Figur 9. Halter av dioxin och dioxinlika PCB (total-TEQ_{2022} pg/g serumfett) i poolade serumprover från barn i POPUP-studien (4, 8 och 12 år) och från Riksmaten ungdom 12 år uppdelat på flickor och pojkar. Halter under kvantifieringsgränsen (LOQ) ersattes med LOQ/2. Streckad linje = 6,8 pg/g fett som anses som en kritisk kroppshalt för en blivande mamma (35 års ålder efter livslångt intag vid TVI på 0,6 pg total-TEQ_{2022}/kg kroppsvikt) enligt Efsa (2026).

9.2.2 PFAS i blodserum

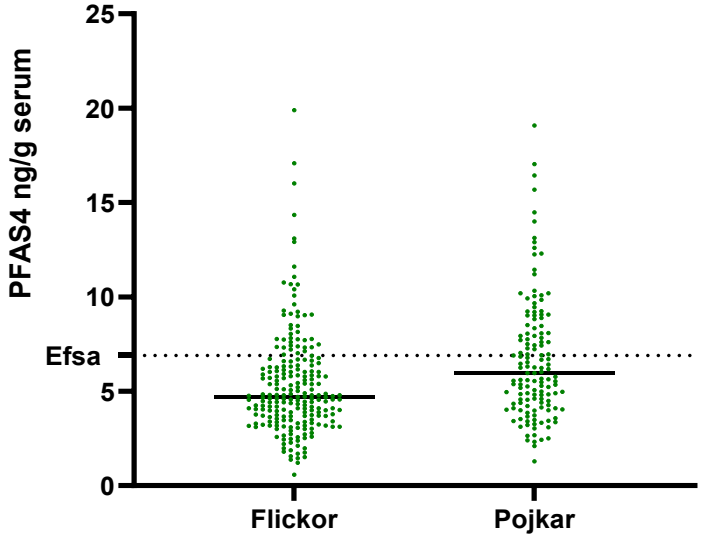
I Livsmedelsverkets studier inom human biomonitorering har PFAS analyserats i blodserum från förstföderskor från Uppsala inom POPUP-studien och från ungdomar och småbarn från hela Sverige (Riksmatenstudierna). Resultaten bekräftar det som Efsa konstaterat, och visar att det framför allt är PFAS4 som detekteras i serum. PFAS4-halter i serum från förstföderskor i Uppsala visar att halterna har sjunkit över tid sedan studien startade 1996 (Figur 10).

Under senare år 2017–2022 hade 56 % av mammorna en serumhalt över den kritiska nivå som fastställts av Efsa (Efsa 2020). I 18-åriga ungdomar hade 20 % av flickorna och 39 % av pojkarna halter över Efsas kritiska nivå (Figur 11). För småbarn visade resultaten att 5 % av 1,5-åringarna och 0,4 % av 4-åringarna hade halter över den kritiska gräns som Efsa fastställt för 1-åringar, med sänkt antikroppssvar efter vaccination som kritisk effekt (Figur 12).

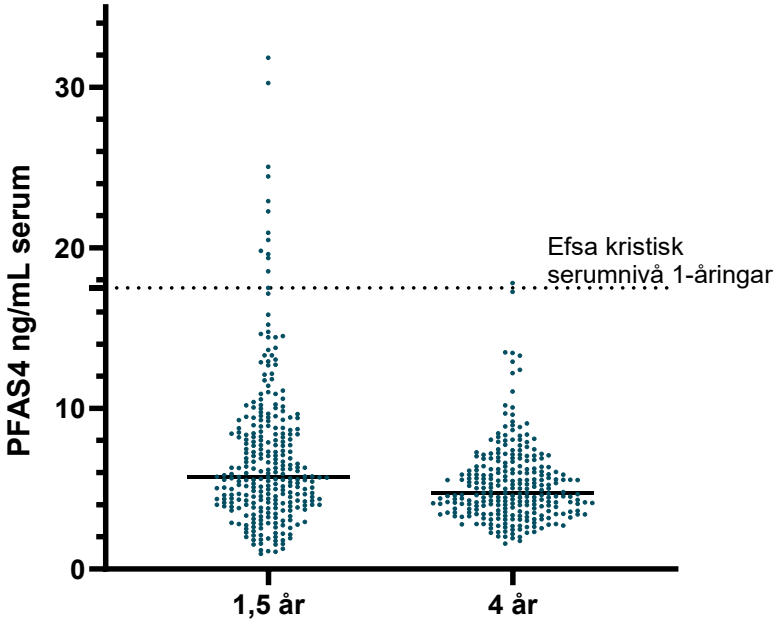
Resultaten visar att exponeringen för PFAS behöver fortsatt minska med målet att alla ska ha halter under de kritiska nivåerna.



Figur 10. Halter av PFAS4 (summa av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) i serumprover från förstföderskor från Uppsala i POPUP-studien. Streckad linje = 6,9 ng/ml som anses som en kritisk serumhalt för en blivande mamma (35 års ålder efter livslångt intag vid TVI 4,4 ng/kg kroppsvikt) enligt Efsa (2020).



Figur 11. Halter av PFAS4 (summa av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) i serumprover från ungdomar som går på gymnasiet i årskurs 2. Proverna samlades in 2016–2017 från ungdomar i hela Sverige. Streckad linje = 6,9 ng/ml som anses som en kritisk serumhalt för en blivande mamma (35 års ålder efter livslångt intag vid TVI 4,4 ng/kg kroppsvikt) enligt Efsa (2020).



Figur 12. Halter av PFAS4 (summa av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) i serumprover från 1,5- och 4-åriga barn. Proverna samlades in 2021–2023 från barn i hela Sverige. Streckad linje = 17,5 ng/ml som anses som en kritisk serumhalt för 1-åringar med sänkt antikroppssvar efter vaccination som kritisk effekt, enligt Efsa (2020).

10. Diskussion och osäkerheter

10.1 Exponering

Haltdata från Matkorgen är indelad i stora livsmedelsgrupper och är ca fyra år gamla. Nyare haltdata och mer specifika halter för olika sorters fisk skulle förbättra intagsberäkningarna, särskilt för PFAS. Haltdata för PFAS i sill/strömming och skarpsill är mycket begränsade och för Bottenviken finns till exempel endast halter från ett enda samlingsprov. Detta gör exponeringsuppskattningarna osäkra och bör ses som konsumtionsscenarier för *specifika halter* och inte för olika områden eller fiskarter i Östersjön.

Exponeringsuppskattningarna baseras på konsumtionsdata från Livsmedelsverkets matvaneundersökningar. Särskilt för den vuxna befolkningen är den senaste undersökningen relativt gammal (från 2010), och konsumtionsmönstren i befolkningen har sannolikt förändrats sedan den genomfördes. Data från matvaneundersökningar innehåller också alltid osäkerheter på grund av svårigheter för individer att korrekt rapportera exakt vad och hur mycket de har ätit av olika livsmedel, både över- och underrapportering kan förekomma.

10.2 Kompletterande referensvärden avseende cancerrisk, RVC

Kompletterande RVC för dioxiner och dioxinlika PCB, samt PFOS kan sägas beakta känsliga individer i den i allmänna/vuxna befolkningen i och med användande av en osäkerhetsfaktor (förutom allvarlighetsfaktorn). Dessa värden baseras dock inte specifikt på data för en känslig grupp/barn som Efsas TVI-värden och anses därför vara mer anpassade till vuxna som inte är riskgrupp, dvs där de effekter som TVI avser att skydda mot inte är relevanta. Som noterats tidigare så anses Efsas TVI för PFAS kunna vara relevant för hela befolkningen då tex. kolesterolförändringar, på liknande sätt som minskat immunsvar, kan vara en känslig effekt, men för andra åldersgrupper än foster och spädbarn.

I Livsmedelsverkets tidigare etablerade referensvärde för dioxiner och dioxinlika PCB diskuterades förutom cancer även påverkan på immunsystemet som en potentiellt relevant, icke utvecklingsrelaterad, effekt (Livsmedelsverket 2007). Valet av NTPs cancerstudier motiverades då av det bättre dataunderlaget som innefattade information om interna dioxinhalter. Med avseende på exponering tidigt i livet bedömer Efsa (2026), utifrån studier i människa, att det inte finns tillräckligt stöd för en association kopplat till påverkan på immunsystemet.

Som tidigare påtalats utförde Efsa (2018a, 2026) dosresponsanalyser utifrån data från flera experimentella studier, inklusive NTP (2006) som Livsmedelsverket använt för framtagande av kompletterande RVC för dioxiner och dioxinlika PCB. Med avseende på studerade effekter som inte specifikt relaterar till utveckling (beneffekter) beräknade Efsa BMD-värden motsvarande kroppsbelastningar på 14–372 ng TCDD/kg kroppsvikt (Efsa 2026). Utifrån den toxikokinetiska modellen som använts av Livsmedelsverket (ekvation 1) i kombination med en bedömningsfaktor på 3,16 ger detta justerade BMD_{DI}-värden på 2,2–60 pg TCDD/kg kroppsvikt/dag. Aktuella beneffekter (till exempel ”tibia length”/längd av skenben) klassificerar i kategori 2 enligt hälsoeffektklassificeringsystement kopplat till Risktermometern, vilket motsvarar en allvarlighetsfaktor på 3,16. Om denna faktor även appliceras erhålls ett referensvärdesintervall för beneffekter på 0,71–19 pg TCDD/kg kroppsvikt/dag. Kompletterande RVC på 2,3 pg TEQ/kg kroppsvikt/dag ligger i nedre delen av detta intervall. Utifrån den stora variationen i resultatet för beneffekterna bedöms framtagande av RVC utifrån cancerdata från NTP (2006) som mindre osäker. Som tidigare påtalats ansågs även ett beaktande av potentiell cancerrisk vara relevant för icke riskgrupper då det representerar allvarlig effekt som skulle kunna uppträda vid högre exponering.

Flera organisationer har etablerat TVI-värden (eller motsvarande) för PFAS ämnen (Dourson et al. 2006). Efsas hälsobaserade riktvärde för PFAS4 ligger ca 6 gånger högre än EPAs värde för PFOS på 0,1 ng/kg kroppsvikt/dag och ca 100 gånger lägre än Health Canadas värde för PFOS på 60 ng/kg kroppsvikt/dag. För att beakta de stora variationerna i TVI-värden, referensdoser eller motsvarande har ett intervall på 20–100 ng/kg kroppsvikt/dag föreslagits som en ”säker dos” för PFOS inom ramen för ett internationellt samarbete (Dourson et al. 2026). Det baseras på data från experimentella studier då de epidemiologiska underlag som Efsa och EPA använt, som resulterar i låga referensvärden, ansågs osäkra. Aktuella hälsoeffekter klassificerar i kategori 2 eller 3 enligt hälsoeffektklassificeringsystement kopplat till Risktermometern, vilket motsvarar en allvarlighetsfaktor på 3,16 eller 10. Om denna faktor även appliceras blir intervallet för den ”säkra dosen” 2–10 (utifrån en allvarlighetsfaktor på 10). Kompletterande RV för PFOS på 2,6 ng/kg kroppsvikt/dag ligger i nedre delen av detta intervall.

11. Slutsatser

11.1 Dioxiner och dioxinlika PCB

Fet fisk är den livsmedelsgrupp som innehåller högst halter av dioxiner och dioxinlika PCB (Tabell 1). Konsumtionen av andra animaliska livsmedelsgrupper är dock större, vilket gör att feta mejeriprodukter, fetter & oljor samt kött bidrar mer än fet fisk till den totala mängd dioxiner och dioxinlika PCB som svenska konsumenter generellt får i sig via maten (Figur 3). Halterna av dioxiner och dioxinlika PCB i sill/strömming eller skarpsill från Egentliga Östersjön, Bottenhavet eller Bottenviken ligger i medeltal omkring 10–30 gånger högre än halterna i den fisk som konsumeras mest (Tabell 2). Det finns dock även annan fet fisk som innehåller halter av dioxiner och dioxinlika PCB i samma storleksordning som denna sill/strömming och skarpsill, t.ex. lax från Östersjön och sik från Vänern och Vättern (Figur 1).

I princip hela befolkningen (ca 95 % eller mer), yngre som äldre, överskrider Efsas TVI för dioxiner och dioxinlika PCB redan i grundscenariot som baseras på livsmedelskonsumtionen enligt nationella matvaneundersökningar och halter i de livsmedel (inklusive fisk) som konsumeras mest i Sverige idag (data från Matkorgen 2022). Ett överskridande av TVI för hela befolkningen blir än tydligare i konsumtionsscenarier där fiskkonsumtionen i olika hög grad ersätts med fisk med halter av dioxiner och dioxinlika PCB motsvarande medelhalterna i sill/strömming eller skarpsill från Egentliga Östersjön, Bottenhavet eller Bottenviken (Figur 5). Utifrån TVI finns inget utrymme för konsumtion av sådan fisk, särskilt inte för riskgrupper. För att bättre möjliggöra värdering av exponeringssituationen för den vuxna befolkningen som inte utgör riskgrupp togs ett kompletterande referensvärde för cancerrisk, RVC fram. Ett beaktande av potentiell cancerrisk ansågs vara relevant för den gruppen då det är en allvarlig effekt. Konsumtionsscenarierna visar att RVC börjar överskridas då 30–50 % eller mer av den konsumerade fisken har medelhalter motsvarande sill/strömming eller skarpsill från Egentliga Östersjön, eller sill/strömming från Bottenhavet eller Bottenviken. Det motsvarar konsumtion av sådan fisk omkring en gång per vecka (Tabell 7).

Livsmedelsverkets undersökningar av halter av dioxiner och dioxinlika PCB i blod och bröstmjölk från befolkningen ger en mer positiv bild än exponeringsberäkningar som gjorts i denna rapport. Bland barn över 4 år hade de flesta blodserumhalter som låg under den kritiska nivå som Efsa fastställt, medan exponeringsuppskattningarna visade att i stort sett alla barn och ungdomar ligger över TVI. Halterna i bröstmjölk har minskat över tid, men fortfarande ligger 65 % av förstföderskorna i Uppsala över den kritiska nivån. Det visar att det är önskvärt att exponeringen för dessa ämnen fortsätter att minska.

11.2 PFAS

I matkorgsundersökningen 2022 kunde PFAS endast detekteras i mager fisk, fet fisk och ägg. Mager fisk innehöll de högsta halterna. Om man antar att allt dricksvatten innehåller PFAS med halter motsvarande det svenska gränsvärdet (4 ng PFAS4/liter) bidrar mager fisk och dricksvatten med ungefär 40 % vardera till den totala mängden PFAS4 som svenska konsumenter generellt får i sig från mat och vatten. Det finns väldigt lite data avseende PFAS-halter i sill/strömming och skarpsill från Egentliga Östersjön, Bottenhavet eller Bottenviken, men den data som finns visar att halterna av PFAS4 ligger i medeltal omkring 10–50 gånger högre än halterna i den fisk som konsumeras mest (Tabell 4). Det finns dock annan fisk och skaldjur som innehåller halter av PFAS4 i samma storleksordning eller högre som denna sill/strömming och skarpsill, till exempel öring från Vättern, lax från Östersjön, gös från Mälaren och Vänern, kräftor från Vättern samt nordhavsräkor (Figur 2).

För PFAS4 uppskattas att ca 40 % av småbarnen överskrider Efsas TVI i grundscenariot. För ungdomar och vuxna är motsvarande överskridande några procent (<10 %). Andelen som överskrider TVI förändras (ökar) tydligast i den vuxna befolkningen i takt med att större andel fisk med halter motsvarande sill/strömming/skarpsill från Östersjön, Bottenhavet eller Bottenviken konsumeras (Tabell 9). Minst effekt erhålls för småbarnen då fiskkonsumtionen i den gruppen är relativt låg. Samtidigt är deras exponering, som tidigare nämnts, högre i förhållande till TVI än i övriga befolkningsgrupper.

I ett konsumtionsscenario där 50 % av den konsumerade fisken är sill/strömming från den Egentliga Östersjön, eller skarpsill från Bottenhavet eller Bottenviken (motsvarar konsumtion av sådan fisk drygt en gång per vecka) ökar andelen vuxna som överskrider TVI från ca 3 % (grundscenario) till mellan 40 och 70 %. Samma exponeringssituation innebär att enbart några procent av den vuxna befolkningen överskrider RVC för PFOS förutom i fallet med strömming med högst halter (6 µg/kg) från Bottenviken då drygt 30 % överskrider RVC för PFOS.

För PFAS är sill/strömming och skarpsill inte de fiskarter som generellt innehåller de högsta halterna, och det är därför svårt att dra slutsatser om konsumtion av just dessa arter. PFAS-halterna är generellt högre i insjöfisk, särskilt i fisk från förorenade sjöar. För flera sjöar i Sverige finns idag lokala kostråd för fiskkonsumtion. Dricksvatten kan också vara en betydande exponeringskälla, och Livsmedelsverkets gränsvärde för PFAS4 i dricksvatten har sannolikt stor betydelse för att begränsa den svenska befolkningens exponering. Även andra livsmedel från PFAS-förorenade områden kan innehålla förhöjda halter och därmed bidra till en högre exponering hos personer som regelbundet konsumerar dessa livsmedel. Mot denna bakgrund är det svårt att isolera den hälsorisk som är förknippad med konsumtion av

sill/strömming och skarpsill från den samlade risken till följd av exponering för PFAS från andra källor.

Undersökningar av PFAS i blodserum från den svenska befolkningen ger en delvis annan bild än exponeringsberäkningarna. I exponeringsberäkningarna är det framför allt barn som ligger över TVI, sannolikt eftersom de har ett högre livsmedelsintag per kg kroppsvikt än vuxna, medan ungdomar och vuxna generellt ligger under TVI. Blodserumhalter visar i stället att endast 0,4–5 % av småbarnen har PFAS-halter över den kritiska nivå som Efsa tagit fram, medan motsvarande andel var 20 % bland 18-åriga flickor och 56 % bland förstföderskor i Uppsala. Skillnaden mellan exponeringsberäkningar och blodserumhalter speglar sannolikt den minskning i exponeringen för PFAS4 som har skett över tid. Exponeringsberäkningarna baseras på relativt aktuella haltdata för livsmedel, medan serumhalterna, till följd av de långa halveringstiderna för PFAS4, även speglar exponering längre tillbaka i tiden. Både exponeringsberäkningar och blodserumhalter visar dock att exponeringen för PFAS behöver fortsätta att minska för att hela befolkningen ska ligga under Efsas riktvärden.

12. Referenser

Butenhoff JL, Chang SC, Olsen GW, Thomford PJ. 2012. Chronic dietary toxicity and carcinogenicity study with potassium perfluorooctanesulfonate in Sprague Dawley rats. Toxicology, 293, 1-15.

Cheng H, Aylward L, Beall C, Starr TB. Brunet RC. 2006. TCDD exposure-response analysis and risk assessment. Risk Anal, 26, 1059-1071.

Crump KS, Canady R, Kogevinas M. 2003. Meta-analysis of dioxin cancer dose response for three occupational cohorts. Environ Health Perspect, 111, 681-687.

DeVito M. Bokkers B, van Duursen MBM, van Ede K, Feeley M, Antunes Fernandes Gaspar E, et al. 2024. The 2022 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for polychlorinated dioxins, dibenzofurans and biphenyls. Regul Toxicol Pharmacol, 146, 105525.

Dourson ML, Green LC, Crouch EAC, Clewell HJ, Colnot T, et al. 2026. Estimating safe doses of perfluorooctane sulfonate (PFOS): an international collaboration. Arch Toxicol, 100, 415-424.

Efsa. 2018a. Efsa Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific Opinion – Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA Journal, 16:e05333.

Efsa. 2018b. Efsa Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific Opinion – Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. EFSA Journal, 16(12):5194.

Efsa. 2020. Efsa Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific Opinion – Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA Journal, 18(9):6223.

Efsa. 2026. Efsa Panel on Contaminants in the Food Chain. Scientific Opinion - Update of the risk assessment on dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA Journal, 24:e10103.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2024a. Human health toxicity assessment for perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and related salts. EPA Document No. 815R24007.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2024b. Human health toxicity assessment for perfluorooctanoic acid (PFOA) and related salts. EPA Document No. 815R24006.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2010. EPA's Reanalysis of key issues related to dioxin toxicity and response to NAS comments. EPA/600/R-10/038A.

Glynn, A., Bignert, A., Nyberg, E., Gyllenhammar, I., Lignell, S., Fridén, U. och Aune, M. (2020). Jämförelser av tidstrender av miljöföroreningarna PCBer, HCB, dioxiner, bromerade flamskyddsmedel och perfluorerade alkylsyror i biota och människa – vilka faktorer bidrar till skillnader? Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Rapport till Naturvårdsverket inom den nationella hälsorelaterade miljöövervakningen.

Hushållningssällskapet. 2023. Sammanställning av: analysera av PFAS (polyfluorerade alkylsubstanser) i gotländsk fisk, Våren 2023 samt Analyser av Dioxin, PCB och Kvicksilver i gotländsk fisk 2019–2022. Hushållningssällskapet Gotland.

IARC. 2025. Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS). IARC Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans, Volume 135, 1–754. International Agency for Research on Cancer, Lyon, Frankrike.

Livsmedelsverket. Hanberg A, Öberg M, Sand S, Darnerud PO, Glynn A. 2007. Nr 11: Risk assessment of non-developmental health effects of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in food. Livsmedelsverkets rapport. Uppsala.

Livsmedelsverket 2012. Riksmaten – vuxna 2010–11. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige. Livsmedelsverkets rapport. Uppsala.

Livsmedelsverket. Sand S, Bjerselius R, Busk L, Eneroth H, Sanner Färnstrand J, Lindqvist R. 2015. Nr 8: The Risk Thermometer - A tool for risk comparison. Livsmedelsverkets rapport. Uppsala.

Livsmedelsverket. 2018. Nr 14: Riksmaten ungdom 2016–17. Livsmedelskonsumtion bland ungdomar i Sverige. Resultat från en matvaneundersökning bland ungdomar i årskurserna 5, 8 och 2 på gymnasiet. Livsmedelverkets rapportserie. Uppsala.

Livsmedelsverket. 2024a. L 2024 nr 08: The Swedish Market Basket Study 2022. Per capita-based analyses of nutrients and toxic compounds in market baskets and assessment of benefit or risk. Livsmedelsverkets rapportserie. Uppsala.

Livsmedelsverket. Moraeus L, Bjermo H, Petrelius Sipinen J, Patterson E, Larsson E, Stenberg K, Lindroos A K. 2024b. L 2024 nr 12: Riksmaten småbarn 2021–24 – Så äter småbarn i Sverige. Livsmedelsverkets rapportserie. Uppsala.

NTP (U.S. National Toxicology Program). 2006. NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) (CAS No 174601-6)

in female Harlan Sprague-Dawley rats (Gavage Studies). Natl Toxicol Program Tech Rep Ser 521.

Sand S, Lindqvist R, von Rosen D, Ilbäck NGI. 2018. Dose-related severity sequence, and risk-based integration, of chemically induced health effect. Toxicol Sci 165, 74-89. doi:10.1093/toxsci/kfy124

Sand S. 2022. A novel method for combining outcomes with different severities or gene-level classifications. ALTEX 39(3), 480-497. doi:10.14573/altex.2004212.

SCF (Scientific Committee on Food). 2001. Opinion of the scientific committee on food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. CS/CNTM/DIOXIN/20 final.

Suomi J, Rantakokko P, Airaksinen R, Raitaniemi J, Junttila V, Mikkelä A, Uusitalo L, Leskinen H, Pihlava JM, Järvinen J, Jalava T, Kumar E, Koponen J, Ruuhijärvi J, Kulo K, Leinonen V, Ruokojärvi P, Mäkinen S, Keskinen T, Lampuoti J, Welling A, Tuominen P. 2024. Inhemsk fisk som föda på ett mer mångsidigt och säkert sätt EU-fiskar IV. Publikationsserie för statsrådets utrednings- och forskningsverksamhet 2024:29. https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/server/api/core/bitstreams/b40c6c9f-fd3d-40f6-83ec-ee5791d19868/content.

WHO. 2020. Dietary Exposure Assessment for Chemicals in Food, Chapter 6, Principles for Risk Assessment of Chemicals in Food. EHC 240.

13. Bilagor

Bilaga 1. Datatabeller

Tabell B1. Daglig konsumtion av matkorgsgrupperna (g/dag) i matvaneundersökningarna Riksmaten vuxna 2010, Riksmaten ungdom 2016–17 och Riksmaten småbarn 2021–23.

	Vuxna 18-80 år (N=1681)	Ungdomar ca 12, 15, & 18 år (N=3073)	Småbarn 1,5 & 4 år (N=1694)
Kött			
medel	141	161	71
5te perc	29	26	0
median	130	146	61
95te perc	296	341	173
Fisk, mager			
medel	25	19	11
5te perc	0	0	0
median	17	5	0
95te perc	80	79	52
Fisk, fet			
medel	24	10	4
5te perc	0	0	0
median	16	1	0
95te perc	80	46	23
Mejeriprodukter, magra			
medel	290	396	237
5te perc	20	0	0
median	253	317	198
95te perc	678	1067	613
Mejeriprodukter, feta			
medel	51	89	47
5te perc	6	6	0,1
median	42	68	34
95te perc	119	248	133
Ägg			
medel	23	13	12
5te perc	0	0	0
median	16	0	0,3
95te perc	70	67	60
Fetter & oljor			
medel	31	27	16
5te perc	6	5	3
median	27	21	13
95te perc	71	67	36
Vegetariska köttersättningsprodukter			
medel	0,4	2	3

	Vuxna 18-80 år (N=1681)	Ungdomar ca 12, 15, & 18 år (N=3073)	Småbarn 1,5 & 4 år (N=1694)
5te perc	0	0	0
median	0	0	0
95te perc	0	17	23
Växtbaserade drycker			
medel	5	1	21
5te perc	0	0	0
median	0	0	0
95te perc	4	0	150

Tabell B2. Beräknat dagligt intag av total-TEQ2022 (pg/kg kroppsvikt/dag) hos småbarn (1,5 & 4 år) i grundscenariot och vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill. Siffrorna i denna tabell ligger till grund för figur 5.

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, medelhalt i Egentliga Östersjön	Sill/strömming, medelhalt i Bottenhavet	Sill/strömming, medelhalt i Bottenviken	Skarpsill, medelhalt i Egentliga Östersjön
grundscenario				
5te perc		0,22		
25te perc		0,40		
median		0,61		
75te perc		0,90		
95 perc		1,54		
2,5 %				
5te perc	0,23	0,23	0,23	0,23
25te perc	0,42	0,44	0,43	0,43
median	0,66	0,70	0,68	0,68
75te perc	1,00	1,09	1,04	1,01
95 perc	1,75	2,01	1,87	1,79
5 %				
5te perc	0,23	0,24	0,23	0,23
25te perc	0,43	0,45	0,45	0,44
median	0,68	0,74	0,71	0,69
75te perc	1,04	1,21	1,14	1,07
95 perc	1,85	2,31	2,08	1,95
10 %				
5te perc	0,23	0,24	0,24	0,24
25te perc	0,44	0,46	0,45	0,45
median	0,71	0,81	0,76	0,73
75te perc	1,12	1,43	1,29	1,18
95 perc	2,07	3,10	2,57	2,19
20 %				
5te perc	0,24	0,24	0,24	0,24
25te perc	0,45	0,46	0,46	0,45
median	0,76	0,87	0,82	0,79

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, medelhalt i Egentliga Östersjön	Sill/strömming, medelhalt i Bottenhavet	Sill/strömming, medelhalt i Bottenviken	Skarpsill, medelhalt i Egentliga Östersjön
75te perc	1,26	1,89	1,55	1,36
95 perc	2,49	4,84	3,63	2,86
30 %				
5te perc	0,24	0,24	0,24	0,24
25te perc	0,45	0,48	0,46	0,46
median	0,79	0,90	0,87	0,82
75te perc	1,38	2,42	1,87	1,55
95 perc	2,93	6,59	4,75	3,63
50 %				
5te perc	0,24	0,24	0,24	0,24
25te perc	0,46	0,49	0,48	0,46
median	0,84	0,96	0,92	0,88
75te perc	1,64	3,49	2,55	1,99
95 perc	3,96	10,1	7,03	5,10
100 %				
5te perc	0,24	0,24	0,24	0,24
25te perc	0,48	0,49	0,49	0,48
median	0,90	1,04	0,99	0,95
75te perc	2,43	6,32	4,35	3,16
95 perc	6,61	19,0	12,8	8,94

Tabell B3. Beräknat dagligt intag av total-TEQ2022 (pg/kg kroppsvikt/dag) hos ungdomar (ca 12, 15 & 18 år) i grundscenariot och vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill. Siffrorna i denna tabell ligger till grund för figur 5.

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, medelhalt i Egentliga Östersjön	Sill/strömming, medelhalt i Bottenhavet	Sill/strömming, medelhalt i Bottenviken	Skarpsill, medelhalt i Egentliga Östersjön
grundscenario				
5te perc		0,10		
25te perc		0,19		
median		0,29		
75te perc		0,42		
95 perc		0,73		
2,5 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,20	0,21	0,21	0,21
median	0,31	0,33	0,32	0,31
75te perc	0,46	0,50	0,48	0,46
95 perc	0,81	0,90	0,86	0,83
5 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, medelhalt i Egentliga Östersjön	Sill/strömming, medelhalt i Bottenhavet	Sill/strömming, medelhalt i Bottenviken	Skarpsill, medelhalt i Egentliga Östersjön
25te perc	0,21	0,22	0,22	0,21
median	0,32	0,36	0,34	0,33
75te perc	0,47	0,56	0,52	0,49
95 perc	0,85	1,06	0,96	0,89
10 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,21	0,23	0,22	0,22
median	0,34	0,40	0,37	0,35
75te perc	0,51	0,69	0,60	0,54
95 perc	0,93	1,40	1,16	1,03
20 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,22	0,24	0,24	0,23
median	0,37	0,48	0,43	0,39
75te perc	0,59	0,94	0,76	0,66
95 perc	1,12	2,07	1,59	1,29
30 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,23	0,25	0,24	0,24
median	0,39	0,54	0,47	0,43
75te perc	0,67	1,21	0,93	0,76
95 perc	1,33	2,80	2,04	1,59
50 %				
5te perc	0,11	0,12	0,12	0,11
25te perc	0,24	0,26	0,25	0,24
median	0,44	0,65	0,56	0,49
75te perc	0,82	1,74	1,28	0,99
95 perc	1,74	4,25	2,99	2,03
100 %				
5te perc	0,11	0,12	0,12	0,12
25te perc	0,25	0,27	0,26	0,25
median	0,54	0,90	0,72	0,62
75te perc	1,21	3,13	2,16	1,57
95 perc	2,81	7,91	5,33	3,74

Tabell B4. Beräknat dagligt intag av total-TEQ2022 (pg/kg kroppsvikt/dag) hos vuxna (18-80 år) i grundscenariot och vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill. Siffrorna i denna tabell ligger till grund för figur 5.

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, medelhalt i Egentliga Östersjön	Sill/strömming, medelhalt i Bottenhavet	Sill/strömming, medelhalt i Bottenviken	Skarpsill, medelhalt i Egentliga Östersjön
grundscenario				
5te perc		0,09		
25te perc		0,15		
median		0,22		
75te perc		0,30		
95 perc		0,46		
2,5 %				
5te perc	0,09	0,10	0,10	0,09
25te perc	0,16	0,18	0,17	0,16
median	0,23	0,26	0,25	0,24
75te perc	0,32	0,38	0,35	0,33
95 perc	0,50	0,60	0,55	0,52
5 %				
5te perc	0,10	0,10	0,10	0,10
25te perc	0,17	0,19	0,18	0,17
median	0,25	0,31	0,28	0,26
75te perc	0,35	0,46	0,40	0,37
95 perc	0,54	0,76	0,65	0,58
10 %				
5te perc	0,10	0,10	0,10	0,10
25te perc	0,18	0,22	0,20	0,19
median	0,27	0,40	0,33	0,29
75te perc	0,40	0,62	0,51	0,43
95 perc	0,63	1,08	0,86	0,71
20 %				
5te perc	0,10	0,10	0,10	0,10
25te perc	0,20	0,25	0,22	0,21
median	0,33	0,58	0,45	0,37
75te perc	0,49	0,95	0,72	0,58
95 perc	0,82	1,72	1,29	0,99
30 %				
5te perc	0,10	0,10	0,10	0,10
25te perc	0,21	0,27	0,25	0,22
median	0,38	0,75	0,57	0,45
75te perc	0,59	1,29	0,93	0,72
95 perc	1,02	2,36	1,69	1,28
50 %				
5te perc	0,10	0,10	0,10	0,10
25te perc	0,23	0,32	0,28	0,25
median	0,49	1,10	0,80	0,61
75te perc	0,79	1,97	1,38	1,00

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, medelhalt i Egentliga Östersjön	Sill/strömming, medelhalt i Bottenhavet	Sill/strömming, medelhalt i Bottenviken	Skarpsill, medelhalt i Egentliga Östersjön
95 perc	1,41	3,71	2,53	1,83
100 %				
5te perc	0,10	0,10	0,10	0,10
25te perc	0,27	0,48	0,37	0,31
median	0,76	1,97	1,36	0,99
75te perc	1,30	3,68	2,49	1,74
95 perc	2,37	6,99	4,71	3,26

Tabell B5. Beräknat dagligt intag av PFAS4 (ng/kg kroppsvikt/dag) hos **småbarn (1,5 & 4 år)** i grundscenariot och vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill. Siffrorna i denna tabell ligger till grund för figur 6.

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, 1,33 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming, 3,50 µg PFAS4/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming, 8,89 µg PFAS4/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill, 1,42 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
grundscenario				
5te perc		0,35		
25te perc		0,42		
median		0,52		
75te perc		0,86		
95 perc		1,75		
2,5 %				
5te perc	0,35	0,35	0,35	0,35
25te perc	0,42	0,43	0,43	0,4
median	0,52	0,53	0,54	0,52
75te perc	0,84	0,93	1,14	0,84
95 perc	1,61	1,90	2,61	1,62
5 %				
5te perc	0,35	0,35	0,35	0,35
25te perc	0,43	0,43	0,43	0,43
median	0,52	0,54	0,56	0,52
75te perc	0,89	1,06	1,49	0,90
95 perc	1,76	2,32	3,78	1,79
10 %				
5te perc	0,35	0,35	0,36	0,35
25te perc	0,43	0,43	0,43	0,43
median	0,53	0,55	0,58	0,53
75te perc	0,98	1,33	2,21	0,99
95 perc	2,07	3,20	6,12	2,10
20 %				

Konsumtions-scenario	Sill/strömming, 1,33 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming, 3,50 µg PFAS4/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming, 8,89 µg PFAS4/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill, 1,42 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
5te perc	0,35	0,35	0,36	0,35
25te perc	0,43	0,43	0,43	0,43
median	0,54	0,57	0,59	0,54
75te perc	1,16	1,86	3,69	1,19
95 perc	2,65	4,97	10,69	2,75
30 %				
5te perc	0,35	0,36	0,36	0,35
25te perc	0,43	0,43	0,43	0,43
median	0,55	0,58	0,60	0,55
75te perc	1,34	2,40	5,17	1,39
95 perc	3,26	6,73	15,32	3,40
50 %				
5te perc	0,35	0,36	0,36	0,35
25te perc	0,43	0,43	0,43	0,43
median	0,57	0,59	0,61	0,57
75te perc	1,71	3,51	8,11	1,78
95 perc	4,47	10,15	24,58	4,71
100 %				
5te perc	0,36	0,36	0,36	0,36
25te perc	0,43	0,43	0,43	0,43
median	0,58	0,61	0,61	0,58
75te perc	2,66	6,28	15,49	2,81
95 perc	7,49	18,86	47,85	7,94

Tabell B6. Beräknat dagligt intag av PFAS4 (ng/kg kroppsvikt/dag) hos ungdomar (ca 12, 15 & 18 år) i grundscenariot och vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill. Siffrorna i denna tabell ligger till grund för figur 6.

Konsumtions-scenario	Sill/strömming 1,33 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming 3,50 µg PFAS4/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming 8,89 µg PFAS4/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill 1,42 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
grundscenario				
5te perc	0,11			
25te perc	0,15			
median	0,22			
75te perc	0,35			

Konsumtions-scenario	Sill/strömming 1,33 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming 3,50 µg PFAS4/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming 8,89 µg PFAS4/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill 1,42 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
95 perc	0,68			
2,5 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,15	0,15	0,16	0,15
median	0,22	0,23	0,25	0,22
75te perc	0,35	0,39	0,50	0,35
95 perc	0,66	0,76	1,07	0,66
5 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,15	0,16	0,16	0,15
median	0,23	0,24	0,28	0,23
75te perc	0,37	0,46	0,68	0,37
95 perc	0,71	0,94	1,55	0,72
10 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,15	0,16	0,16	0,15
median	0,24	0,27	0,34	0,24
75te perc	0,41	0,59	1,04	0,42
95 perc	0,83	1,31	2,50	0,85
20 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,16	0,16	0,17	0,16
median	0,25	0,31	0,48	0,25
75te perc	0,51	0,86	1,75	0,52
95 perc	1,08	2,02	4,41	1,12
30 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,16	0,16	0,1	0,16
median	0,27	0,36	0,63	0,27
75te perc	0,60	1,13	2,48	0,62
95 perc	1,33	2,74	6,33	1,39
50 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,16	0,17	0,17	0,16
median	0,30	0,46	0,94	0,30
75te perc	0,78	1,66	3,94	0,82
95 perc	1,82	4,18	10,17	1,92
100 %				
5te perc	0,11	0,11	0,11	0,11
25te perc	0,16	0,17	0,18	0,17
median	0,38	0,75	1,69	0,39
75te perc	1,24	3,04	7,53	1,32
95 perc	3,07	7,79	19,75	3,26

Tabell B7. Beräknat dagligt intag PFOA/PFAS4 (ng/kg kroppsvikt/dag) hos vuxna (18-80 år) i grundscenariot och vid olika konsumtionsscenarier där angiven procentuell andel av fiskkonsumtionen (på individnivå) ersatts med sill/strömming eller skarpsill. Siffrorna i denna tabell ligger till grund för figur 6 och 7.

Konsumtions-scenario	Sill/strömming 0,99 µg PFOS/kg 1,33 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming 1,40 µg PFOS/kg 3,50 µg PFAS4/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming 6,08 µg PFOS/kg 8,89 µg PFAS4/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill 1,23 µg PFOS/kg 1,42 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
grundscenario				
5te perc		0,10 / 0,10		
25te perc		0,14 / 0,15		
median		0,20 / 0,22		
75te perc		0,29 / 0,33		
95 perc		0,46 / 0,54		
2,5 %				
5te perc	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10
25te perc	0,14 / 0,15	0,14 / 0,15	0,16 / 0,16	0,14 / 0,15
median	0,21 / 0,24	0,22 / 0,27	0,28 / 0,34	0,22 / 0,24
75te perc	0,30 / 0,35	0,31 / 0,40	0,43 / 0,54	0,31 / 0,35
95 perc	0,47 / 0,57	0,49 / 0,68	0,73 / 0,95	0,48 / 0,57
5 %				
5te perc	0,10 / 0,10	0,10 /0,10	0,10 / 0,10	0,10 /0,10
25te perc	0,15 / 0,15	0,15 / 0,16	0,17 / 0,18	0,15 / 0,15
median	0,22 / 0,25	0,24 / 0,31	0,35 / 0,45	0,23 / 0,25
75te perc	0,32 / 0,38	0,35 / 0,49	0,58 / 0,77	0,34 / 0,38
95 perc	0,51 / 0,63	0,56 / 0,84	1,02 / 1,38	0,54 / 0,63
10 %				
5te perc	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10
25te perc	0,15 / 0,16	0,15 / 0,17	0,19 / 0,21	0,15 / 0,16
median	0,25 / 0,28	0,27 / 0,39	0,51 / 0,68	0,26 / 0,29
75te perc	0,37 / 0,44	0,41 / 0,66	0,88 / 1,22	0,39 / 0,45
95 perc	0,60 / 0,74	0,68 / 1,16	1,60 / 2,24	0,65 / 0,76
20 %				
5te perc	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10
25te perc	0,16 / 0,16	0,16 / 0,20	0,24 / 0,29	0,16 / 0,17
median	0,29 / 0,34	0,33 / 0,57	0,82 / 1,15	0,31 / 0,35
75te perc	0,45 / 0,55	0,53 / 1,00	1,49 / 2,11	0,50 / 0,57
95 perc	0,77 / 0,96	0,93 / 1,81	2,76 / 3,96	0,86 / 1,00
30 %				
5te perc	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10
25te perc	0,16 / 0,18	0,18 / 0,23	0,29 / 0,38	0,17 / 0,18
median	0,33 / 0,40	0,40 / 0,74	1.14 / 1,62	0,37 / 0,41
75te perc	0,53 / 0,67	0,66 / 1,33	2,09 / 3,02	0,61 / 0,69
95 perc	0,93 / 1,18	1.17 / 2,46	3,92 / 5,69	1,07 / 1,24
50 %				

Konsumtions-scenario	Sill/strömming 0,99 µg PFOS/kg 1,33 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)	Sill/strömming 1,40 µg PFOS/kg 3,50 µg PFAS4/kg (medelhalt i Bottenhavet)	Sill/strömming 6,08 µg PFOS/kg 8,89 µg PFAS4/kg (halt i Bottenviken)	Skarpsill 1,23 µg PFOS/kg 1,42 µg PFAS4/kg (medelhalt i Egentliga Östersjön)
5te perc	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10
25te perc	0,18 / 0,19	0,19 / 0,28	0,40 / 0,53	0,18 / 0,19
median	0,42 / 0,52	0,53 / 1,09	1.77 / 2,55	0,48 / 0,55
75te perc	0,70 / 0,90	0,92 / 2,01	3,31 / 4,81	0,83 / 0,94
95 perc	1,26 / 1,63	1,67 / 3,75	6,26 / 9,17	1,50 / 1,72
100 %				
5te perc	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10	0,10 / 0,10
25te perc	0,21 / 0,24	0,24 / 0,44	0,66 / 0,93	0,23 / 0,24
median	0,64 / 0,82	0,86 / 1,98	3,33 / 4,86	0,77 / 0,87
75te perc	1,13 / 1,48	1,55 / 3,70	6,33 / 9,30	1,38 / 1,57
95 perc	2,08 / 2,75	2,88 / 7,02	12,12 / 17,83	2,55 / 2,92


Livsmedelsverket