



Screening av miljöfarliga ämnen i havskräfta från Kattegatt



Titel: Screening av miljöfarliga ämnen i havskräfta från Kattegatt
Rapportnummer: 2021:14
ISSN: 1101-1084
ISRN: LSTY-N-M--2021/14--SE
Diarienummer: 502-3916-20
Författare: Kerstin Magnusson, IVL Svenska Miljöinstitutet
Foto framsida: Barbara Bland

Förord

Kunskapen om miljögiftssituationen i marin biota är bristfällig i Kattegatt. Ett fåtal studier på enstaka platser har gjorts för vissa ämnen i marin biota. Detta berör främst blåmussla och nätsnäcka längs kusten som lever på grunt vatten. Även enstaka undersökningar på fisk har gjorts.

Länsstyrelsen har ett stort behov av att få kunskap om hur miljögiftssituationen är i biota i Kattegatt. Detta för att rapportera status enligt olika direktiv och följa upp miljömål med mera. Tyvärr finns endast knapphändig vägledning om hur en screening av miljögifter ska göras i marina biota. Därav har ett provtagningsupplägg arbetats fram tillsammans med en marin ekotoxikolog, Kerstin Magnusson, som täcker Länsstyrelsens behov i frågan.

Stora delar av Kattegatt består av djupare mjukbotten och bebos ofta av havskräfta som är en lämplig provtagningsorganism eftersom den är stationär och lever på mjuka ackumulationsbottnar där partikelbundna miljögifter kan förväntas deponeras mer eller mindre permanent.

Denna screening har höjt kunskapsnivån avsevärt gällande miljögifter i marin biota då drygt 150 ämnen kunnat analyserats på sex av åtta lokaler.

Initiativ till undersökningen togs av Bo Gustafsson och Erika Tollebäck på Länsstyrelsen i Hallands län, och Jonas Gustafsson Länsstyrelsen Skåne möjliggjorde att ytterligare en provtagningslokal i Skälderviken kunde läggas till.

De analyserade havskräftorna samlades in av lokala fiskare och av anställda vid Sveriges Lantbruksuniversitet Aquas (SLU Aquas) i samband med deras årliga bottentrålning (IBTS, international bottom trawl survey).

Ett stort tack riktas till alla som varit engagerade för en värdefull insats!



Karin Valtinat
Biträdande Naturvårdsdirektör, Länsstyrelsen i Hallands län

Innehållsförteckning

Förord.....	1
Innehållsförteckning	2
Sammanfattning	4
Summary	7
Bakgrund.....	10
Val av substanser	10
<i>Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)</i>	10
<i>Dioxiner/furaner och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCDD/F och dioxinlika PCB)</i>	11
<i>Polyklorerade bifenyler (PCB)</i>	11
<i>Polybromerade difenyletrar (PBDE)</i>	12
<i>Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS)</i>	12
<i>Ftalater</i>	13
<i>Organofosfater</i>	13
<i>Klorparaffiner (kort-, mellan- och långkedjiga)</i>	14
<i>Organiska tennföreningar</i>	14
<i>Metaller</i>	15
<i>Läkemedel</i>	15
Metodik.....	16
<i>Provtagning</i>	16
<i>Preparering av prover</i>	16
<i>Analys</i>	16
Halter av undersökta substanser	21
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).....	21
Dioxiner/furaner och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCDD/F och dioxinlika PCB)	23
Polyklorerade bifenyler, indikator-kongener (PCB-7)	26
Polybromerade difenyletrar (PBDE)	27
Poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS)	28
Ftalater	30
Organofosfater	31
Klorparaffiner	32
Organiska tennföreningar	33
Metaller.....	35
Läkemedel	38

Översikt av samtliga analyserade ämnen.....	39
Halter av förorenande ämnen i relation till gränsvärden	42
Beskrivning av gränsvärden för marin biota	42
Koncentrationer i kräftor i relation till gränsvärden.....	42
Referenser	47
Appendix	50
Appendix I. Analysdata	50
Appendix II. Sammanställning av figurer över förekomst av analyserade ämnen i havskräfta.....	80

Sammanfattning

Tio grupper av hydrofoba organiska miljögifter (hydrophobic organic contaminants, HOC), 10 metaller och 24 läkemedel analyserades i havskräfta (*Nephrops norvegicus*) vid åtta lokaler i Kattegatt. Undersökningen gjordes av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Länsstyrelsen i Hallands län och Länsstyrelsen Skåne.

De analyserade substansgrupperna/ämnena var 16 polycykliska aromatiska kolväten (PAH), 17 dioxiner/furaner (PCDD/F), 12 dioxinlika polyklorerade bifenyler (dl-PCB), 7 PCB:er (PCB-7, en grupp substanser som ofta analyseras i miljöundersökningar), 7 polybromerade difenyletrar (PBDE), 26 poly- och perfluorerade alkylsyror (PFAS), 14 ftalater, 12 organofosfater, 2 klorparaffiner, 10 organiska tennföreningar, arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), mangan (Mn), nickel (Ni) och zink (Zn), och 24 läkemedel. HOC analyserades i kräftornas fettrika hepatopankreas, medan metaller och läkemedel analyserades i den magrare stjärtmuskeln. Vid två lokaler, Galtabäck och Ost Fladen fångades för få djur för att hepatopankreas skulle räcka till samtliga HOC-analyser, medan metaller och läkemedel kunde analyseras vid alla åtta lokaler.

För flera HOC var ett antal enskilda föreningar under detektionsgränsen i alla analyserade prover. Av de 26 PFAS-föreningar detekterades 8 vid en eller flera lokaler, av 14 ftalater detekterades 4, av 12 organofosfater detekterades 6, och av 10 organiska tennföreningar detekterades 5 enskilda föreningar. Samtliga läkemedel var under detektionsgränsen. Inga tydliga geografiska trender kunde upptäckas, varken i nord-sydlig riktning längs kusten eller i väst-östlig riktning, dvs utsjölokaler jämfört med mer kustnära lokaler. De mest belastade lokalerna vad gäller persistenta organiska ämnen var Nord Nidingen, Glommaryggen och Yttre Skälderviken. Det gällde dock inte för alla substansgrupper. Exempelvis förekom organiska tennföreningar och organofosfater i jämförelsevis låga, respektive icke detekterbara halter vid både Nord Nidingen och Glommaryggen, och vid Yttre Skälderviken var klorparaffinerna under detektionsgränsen.

Några av de substanser som analyserats i denna studie analyserades även i havskräftor i en tidigare studie i Skagerrak och norra Kattegatt (Hansson et al. 2014). En jämförelse mellan dessa två undersökningar visar att koncentrationerna av PAH och PBDE låg på ungefär samma nivåer medan halterna av dioxin och dioxinlika PCB:er var lägre i Kattegatt. Koncentrationen av PCB-7 jämfördes med halter i hepatopankreas från krabba (*Cancer pagurus*) från Bohuskusten (Bergkvist and Magnusson 2017). Vid Nord Nidingen och Yttre Skälderviken var koncentrationerna högre än i Skagerrakstudien, medan de vid övriga fyra analyserade lokaler låg på ungefär samma nivå.

De PFAS-ämnena som låg över detektionsgränsen förekom i ungefär samma koncentrationer vid alla lokaler, undantaget var dock perfluoroktansyra (PFOA) som visade en tendens till ökning i nord-sydlig riktning med lägst koncentration vid Norra Hallands utsjö och högst i Yttre Skälderviken. Bland ftalaterna dominerade dietylhexylftalat (DEHP) stort, denna substans detekterades vid samtliga lokaler och halterna var högst vid Nord Nidingen följt av Glommaryggen och Yttre Skälderviken. Organofosfater detekterades vid fem av sju lokaler, vid Nord Nidingen och Glommaryggen var halterna under detektionsnivån. Profilen av enskilda organofosfatföreningar skilde sig distinkt mellan de olika lokalerna. 1,3-diklor-2-propanolfosfat (TDCPP), tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP) och trifenylfosfat (TPhP) förekom i högst koncentrationer, men

varje substans detekterades bara vid en lokal (TDCPP och TCEP vid Norra Hallands utsjö och TPHP vid Ost Fladen). Tri-n-butylfosfat (TnBP) förekom i lägre halter men detekterades vid tre lokaler, Väst Fladen, Väst Väröhalvön and Ost Fladen. Av klorparaffinerna analyserades bara de med korta och medellånga kedjor (short-chain och medium-chain chlorinated paraffins, SCCP och MCCP). SCCP förekom vid sex av sju analyserade lokaler, vid Norra Hallands utsjö var koncentrationen under detektionsgränsen. MCCP förekom över detektionsgränsen vid endast en lokal, Glommaryggen.

Bland de organiska tennföreningarna var det genomgående lägre koncentration av tributyltenn (TBT) än av dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT) vid samtliga sju analyserade lokaler. TBT har använts i båtbottnfärg för att förhindra påväxt, och vid nedbrytning av substansen bildas MBT och DBT. Att MBT och DBT är högre än TBT kan alltså visa på att det man ser är historiska utsläpp under pågående nedbrytningsprocess. Trifenyltenn (TPhT) är en annan tennorganisk substans som använts i båtbottnfärg. Medan TPhT inte detekterades i några prover påträffades dess nedbrytningsprodukt difenyltenn (DPhT) vid fem av sju lokaler. Även här finns alltså en indikation på att det inte rör sig om färsk utsläpp. Högst DPhT-koncentrationer detekterades vid Yttre Skälderviken, 25 till 60 gånger högre än vid övriga lokaler.

Bland metallerna var skillnaden mellan lokaler störst för kadmium, med tio gånger högre koncentration vid Glommaryggen jämfört med Galtabäck där koncentrationen var lägst. Näst högst kadmiumhalt hade kräftor från Väst Väröhalvön följt av Nord Nidingen. För mangan var det fyra gångers skillnad mellan den högsta halten, detekterad i Galtabäck och den lägsta, i Yttre Skälderviken. För kobolt, krom, kvicksilver, koppar, nickel och arsenik var det ca två gångers skillnad mellan lokaler med högst respektive lägst koncentration, och för zink var koncentrationerna ungefär desamma vid samtliga lokaler.

Halterna av kvicksilver, bly, kadmium och mangan i havskräfta från Kattegatt i denna studie låg på ungefär samma nivå som i havskräfta från Skagerrak och norra Kattegatt i en tidigare studie (Hansson et al 2014). Däremot var koncentrationen av flertalet analyserade metaller lägre i havskräfta i denna studie än i krabbtaska från fyra lokaler i Skagerrak (Bergkvist and Magnusson 2017). Skillnaden var särskilt uttalad för kadmium, kobolt och nickel. Krabbprover från Kosterfjorden, en lokal som kan anses relativt opåverkad av lokala källor, innehöll 6–60 ggr högre kadmiumkoncentrationer, 7–13 gånger högre nickelkoncentrationer och 5–11 gånger högre koboltkoncentrationer än Kattegattproverna. Undantaget från denna trend var kvicksilverhalten, vilken var dubbelt så hög i flertalet Kattegattprover. Endast i prov från Ost Fladen låg kvicksilverkoncentrationerna på samma nivå som i Skagerrak.

För en del av de analyserade substanserna finns det olika typer av gränsvärden för marin biota. EU:s vattendirektivs miljökvalitetsnormer (MKN_{biota} , används för klassificering av kemisk status av vattenområden) finns för kvicksilver, $\Sigma PBDE$, $\Sigma PCDD/F$ + dioxinlika PCB (dl-PCB) och perfluoroktansulfonat (PFOS). Alla MKN_{biota} baseras på koncentration i muskelvävnad varför koncentrationerna av $\Sigma PBDE$ och $\Sigma PCDD/F$ + dl-PCB i muskelvävnad fick beräknas med utgångspunkt från de analyserade hepatopankreaskoncentrationerna. Kviksilverkoncentrationen överskred MKN_{biota} vid samtliga lokaler, och den beräknade $\Sigma PBDE$ -koncentrationen var högre än MKN_{biota} vid en av lokalerna, Nord Nidingen. PFOS-koncentrationerna bedömdes som lägre och $\Sigma PCDD/F$ + dl-PCB som mycket lägre än MKN_{biota} vid samtliga analyserade lokaler. I Havs- och Vattenmyndighetens gränsvärde för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) finns det

biotagränsvärden för PCB-7, och halterna i kräfta var betydligt lägre än detta vid samtliga lokaler (PCB-koncentrationer i muskelvävnad estimerade från koncentrationer i hepatopankreas). Även Oslo-Pariskonventionen (OSPAR) har gränsvärden för miljöfarliga ämnen i marin biota, s.k. Environmental assessment criteria (EAC). EAC finns för var och en av de sju kongenerna i PCB-7 och för PCB 118 överskreds det i prov från samtliga lokaler.

Summary

Ten groups of hydrophobic organic contaminants (HOCs), 10 metals and 24 pharmaceuticals were analyzed in Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) from eight sampling sites in Kattegat. The study was carried out by IVL Swedish Environmental Research Institute on behalf of the county administrative boards in Halland and Skåne.

The analyzed groups of contaminants were 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), 17 dioxins/furans (PCDD/F), 12 dioxin like polychlorinated biphenyls (dl-PCB), 7 PCB (PCB-7, a selection of PCB:s commonly analyzed in environmental samples), 7 polybrominated diphenyl ethers (PBDE), 26 per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), 14 phthalates, 12 organophosphates, 2 chloroparaffines, 10 organotin compounds, arsenic (As), lead (Pb), cadmium (Cd), cobalt (Co), copper (Cu), chromium (Cr), mercury (Hg), manganese (Mn), nickel (Ni) and zinc (Zn), and 24 pharmaceuticals. The HOCs were analyzed in the hepatopancreas, an organ functioning as a combination of liver and pancreas, while metals and pharmaceuticals were analyzed in the less fatty tail muscle. From two of the sites, Galtabäck and Ost Fladen too few animals were captured for the hepatopancreas to be sufficient for all analyzes, whereas metals and pharmaceuticals could be analyzed in animals from all eight sites.

For several groups of HOCs, individual compounds were below the detection limit in all analyzed samples. Of the 26 analyzed PFAS compounds only 8 were detected at one or several locations, of 14 phthalates 4 were detected, of 12 organophosphates 6 were detected and of 10 analyzed organotin compounds 5 were detected. All pharmaceuticals were below the detection limit. No clear geographical trends could be observed, neither in a north to south direction, nor at offshore locations compared to more coastal ones. The most HOC contaminated sites were Nord Nidingen, Glommaryggen and Yttre Skälderviken. However, some HOCs occurred at lower concentrations here than at other sites, e.g. tin organic compound and organophosphates were relatively low at Nord Nidingen and Glommaryggen, and chloroparaffines at Yttre Skälderviken were below the detection limit.

Some of the compounds analyzed in the present study were also analyzed in Norway lobster from Skagerrak and Northern Kattegat in 2014 (Hansson et al. 2014). The concentrations of PAH and PBDE were found to be at approximately the same levels in the two studies, whereas concentrations of dioxins and dl-PCBs were lower in Kattegat 2020. The PCB-7 concentrations in the crayfish from the sites Nord Nidingen and Yttre Skälderviken were found to be higher than concentrations detected in hepatopancreas from crabs (*Cancer pagurus*) in a study from the Swedish Skagerrak coast (Bergkvist and Magnusson 2017), whereas concentrations in crayfish from the other Kattegat sites were approximately at the same level.

All PFAS compounds above the detection limit were found to occur in similar concentrations at all sampling sites, except for perfluorooctanoic acid (PFOA) for which there was a tendency of increasing concentrations in a north to south direction, with lowest concentrations at Norra Hallands utsjö and highest at Yttre Skälderviken. Among the phthalates bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) was by far the compound occurring at highest concentrations. DEHP was detected at all sampling sites and concentrations were highest at Nord Nidingen followed by Glommaryggen and Yttre Skälderviken. Organophosphates were detected at five out of seven sites, and at two sites, Nord Nidingen

and Glommaryggen, levels were below the detection limit. The pattern of individual organophosphate compounds differed considerably between sites. Tris(1,3-dichloroisopropyl)phosphate (TDCPP), tris(2-carboxyethyl)phosphine (TCEP) and triphenyl phosphate (TPhP) occurred in the highest concentrations, but each of these substances was only detected at one single site (TDCPP and TCEP at Norra Hallands utsjö, and TPhP at Ost Fladen). The compound detected at the most number of sites was tri(n-butyl)phosphate (TnBP), which was found at Väst Fladen, Väst Väröhalvön and Ost Fladen. Of the chloroparaffins only the short and medium length chain ones (SCCP and MCCP) were analysed. SCCP was detected at six out of seven analysed sites, only at Norra Hallands utsjö were the levels above the detection limit. MCCP was above the detection limit at just one site, Glommaryggen.

Of the tin organic compounds there were consistently lower concentrations of tributyltin (TBT) than of dibutyltin (DBT) and monobutyl tin (MBT) at all the seven sites that were analyzed. TBT has been used as an antifouling compound in ship paint, and during degradation the compounds DBT and MBT are being formed. This relationship, with higher concentrations of DBT and MBT compared to TBT, thus indicates that the detected compounds derive from historical discharges rather than from more recent ones. A similar situation was found for triphenyl tin (TPhT), another tin organic compound used in antifouling paint. TPhT was below the detection limit at all sites whereas diphenyl tin (DPhT) was detected at five out of seven sites, suggesting that discharges are not recent. The DPhT at Yttre Skälderviken were 25 to 60 times higher than at the other sites.

The largest geographical difference in metal concentrations was found for cadmium, with ten times higher concentrations at Glommaryggen compared to the site with lowest concentration, Galtabäck. Second highest cadmium concentration was found at Väst Väröhalvön followed by Nord Nidingen. The manganese concentration was four times higher at Galtabäck (highest) and Yttre Skälderviken (lowest). For cobalt, chromium, mercury, copper, nickel, and arsenic there was approximately two times difference between the site with the highest concentration compared to that with the lowest, and for zinc, concentrations were approximately the same at all sites.

Concentrations of mercury, lead, cadmium, and manganese in Norway lobster from Kattegat in this study were found to be at the same level as in the same species from Skagerrak and Kattegat in a previous study (Hansson et al 2014). The metal concentrations were also compared to concentrations detected in hepatopancreas from crabs (*Cancer pagurus*) from four sites in Skagerrak (Bergkvist and Magnusson 2017). Most metals occurred at lower concentrations in the cray fish from Kattegat in the present study than in the crabs from Skagerrak, with the most pronounced difference found for cadmium, cobalt and nickel. The crab samples from Kosterfjorden, a site generally considered to be relatively unaffected by local sources of pollutants, contained 6–60 times higher cadmium concentrations, 7–13 times higher nickel concentrations and 5–11 times higher cobalt concentrations than the Kattegat samples. The exception from the trend was mercury where concentrations at most sites were twice as high in crayfish in the present study than in the crab samples from Skagerrak. Only at Ost Fladen were the mercury levels at the same level as in the Skagerrak samples.

For some of the analyzed compounds there are threshold levels for marine biota. In the EU Water Framework Directive there are environmental quality standards (EQSbiota, used for classification of chemical status of water bodies) for mercury, Σ PBDE, Σ PCDD/F + dioxin-like PCB (dl-PCB) and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS). Since all EQSbiota are based on concentrations in muscle tissue, concentrations of Σ PBDE and Σ PCDD/F + dl-PCB were estimated from the measured hepatopancreas concentrations. Two contaminants exceeded the EQSbiota, mercury at all analyzed sites and the estimated Σ PBDE concentration at one site, Nord Nidingen. The estimated PFOS concentrations were lower and Σ PCDD/F + dl-PCB much lower than EQSbiota at all sites.

The Swedish Agency for Marine and Water Management has threshold levels for a number of specific pollutants (Särskilt förorenande ämnen i biota, SFÄbiota) including PCB-7. The concentrations in crayfish were considerably lower than the PCB-7 threshold level at all analyzed sites (based on PCB concentrations in muscle tissue estimated from concentration in hepatopancreas). The Oslo-Paris Convention (OSPAR) has developed threshold values, Environmental assessment criteria (EAC), for each of the congeners in PCB-7, and EAC for PCB 118 was exceeded in crayfish samples from all the analyzed sites.

Bakgrund

Syftet med denna studie är att kartlägga förekomst av miljöfarliga substansgrupperna/ämnena i marina organismer i Kattegatt. Miljöfarliga substanser kan utgöras av ämnen som avsiktligt tillverkats av människan för att användas i produkter och tillgodose vissa behov, men det kan också vara naturligt förekommande ämnen som genom människans aktiviteter anrikas i högre koncentrationer än vad man finner i en opåverkad miljö. Av de ämnen som analyserats i denna undersökning hör polyklorerade bifenyler (PCB), bromerade flamskyddsmedel (PBDE), poly- och perfluorerade ämnen (PFAS), ftalater, organofosfater, klorparaffiner, organiska tennföreningar och läkemedel till de ämnesgrupper som avsiktligt produceras. PAH:er och dioxiner/furaner är ämnen som bildas naturligt t.ex. vid skogsbränder, men människans förbränning av fossilt och icke fossilt material har lett till att halterna ökat dramatiskt sedan förindustriell tid. Metaller är grundämnen som varken skapas eller bryts ner. Flertalet av dem är nödvändiga för olika livsprocesser, men vid förhöjd exponering kan de vara toxiska.

Data från denna studie jämförs med andra miljögiftsundersökningar gjorda i Kattegatt och närliggande områden. Flera av de substanser som analyseras i denna studie analyserades också år 2014 i havskräftor från ett antal lokaler i Skagerrak och norra Kattegatt (Hansson et al. 2014). Bohuskustens Vattenvårdsförbund (BVVF) analyserar också regelbundet flera av substanserna i marin biota från ett antal lokaler längs Bohuskusten. Senast inrapporterade data är från 2016 (Bergkvist and Magnusson 2017). Andra undersökningar som under de senare åren mätt miljögiftshalter i biota från Kattegatt är Naturhistoriska riksmuseets nationella miljöövervakningsprogram, där det för många substanser finns miljögiftsdata från 1980-talet. Inom detta program finns en lokal, Nidingen i norra Kattegatt, där det samlas in blåmusslor för analyser av flera organiska substansgrupper och metaller. Senaste provtagningsomgången var 2019 (Soerensen and Faxneld 2020b, a). Nord Nidingen är den lokal i undersökningen i Kattegatt 2020 som ligger geografiskt närmast lokal Nidingen i Naturhistoriska riksmuseets övervakningsprogram. Det finns även lokala undersökningar som gjorts av organiska tennföreningar i Varberg och Halmstad hamnar (Magnusson 2010, 2014) och av tungmetaller i blåmusslor från Laholmsbukten, Tylösand och Falkenberg (Bio Marin Gruppen 2015, 2018).

Val av substanser

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är en grupp om flera hundra ämnen som finns naturligt i exempelvis petroleumolja men som också bildas vid upphettning eller förbränning av olja och andra organiska ämnen. Ryggradsdjur har effektiva enzymssystem för nedbrytning av PAH, men den cancerogena effekten som flera enskilda substanser har, orsakas av de metaboliter som då bildas. Ryggradslösa djur har inte samma förmåga att metabolisera PAH, och har därför i allmänhet högre PAH halter än ryggradsdjur i samma område (Broman et al. 1990). Detta innebär att ryggradslösa djur är mindre känsliga för PAH:ers toxiska effekter, men eftersom de kan anrika relativt höga PAH-koncentrationer blir de betydande vektorer för PAH till djur högre upp i näringskedjan.

Flera PAH:er finns med som prioriterade ämnen i det s.k. vattendirektivet, EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG).

I denna undersökning analyseras sexton PAH-kongener vilka ingår i ett ”paket” som ställts samman av USA:s Naturvårdsverk (US EPA), varför de ofta benämns som US EPA 16 PAH. Dessa 16 PAH ingår ofta som ett ”standardpaket” i miljöundersökningar.

Dioxiner/furaner och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCDD/F och dioxinlika PCB)

Polyklorerade dibenso-p-dioxiner (dioxiner, PCDD) och dibensofuraner (furaner, PCDF; samlingsnamn dioxiner och furaner, PCDD/F) är en grupp klororganiska ämnen som inte syntetiserats av människan utan bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material. De förekommer som totalt 210 kongener med olika antal och position av kloratomerna, och de har toxiska effekter på reproduktion och fosterutveckling hos fiskar, fåglar och däggdjur. Halten av PCDD/F kan anges som summan av koncentration av alla ingående kongener, men ofta uttrycks koncentrationen som en toxisk ekvivalent, där den mest toxiska kongenen, 3,4,7,8-TCDD, har fått värdet 1 och alla övriga kongener har ett värde som anger deras toxicitet i relation till 3,4,7,8-TCDD. Vid beräkning av den totala PCDD/F-koncentrationen uttryckt som toxiska ekvivalenter, Σ WHO-PCDD/F-TEQ, multipliceras först koncentrationen av varje enskild kongen med sin egen specifika toxicitetsfaktor (TEF) och därefter summeras de toxicitetsviktade koncentrationerna av samtliga kongener.

Dioxiner och dioxinliknande ämnen finns med som prioriterade ämnen i EU:s ramdirektiv för vatten (EU 2000/60/EG).

I denna undersökning analyserades sju dioxin- och tio furan-kongener (totalt 17 PCDD/F) (se Appendix för lista över enskilda kongener).

Polyklorerade bifenyler (PCB)

Polyklorerade bifenyler (PCB) är en grupp klororganiska ämnen som använts som industrikemikalier sedan 1920-talet, men som också kan bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material i närvaro av klor. På 1970-talet började användandet av PCB begränsas i Sverige och 1995 infördes ett totalförbud för PCB i alla applikationer. PCB består av sammanlagt 209 varianter s.k. *kongener*, vilka alla har samma grundstomme bestående av en bifenyilmolekyl till vilken 1–10 kloratomer är bundna i olika positioner. PCB-kongenerna är numrerade från 1–209 och lägre nummer innebär att kongenen har färre kloratomer medan kongener med ett högre nummer innebär att den har en högre kloreringsgrad. På vissa PCB-kongener sitter kloratomerna i positioner som ger molekylerna en platt struktur, vilket gör att de påminner om dioxinmolekyler, och även får dioxinliknande egenskaper. Dessa kallas för dioxinlika PCB (dl-PCB). PCB kan bl.a. påverka reproduktionen, immunförsvaret, ge beteendeförändringar och orsaka cancer. Toxiciteten varierar mellan kongener och mest toxiska är dioxinlika PCB:er. På samma sätt som för dioxinerna kan halter av dioxinlika PCB:er i miljön uttryckas som toxiska ekvivalenter, Σ WHO dl-PCB-TEQ.

Dioxinlika PCB finns med, grupperad tillsammans med dioxin, som prioriterade ämnen i EU:s ramdirektiv för vatten (EU 2000/60/EG).

I den här studien analyseras tolv plana, dioxinliknande PCB:er: #77, #81, #105, #114, #118, #123, #126, #156 #157, #167, #169 och #189. Dessutom analyserades en grupp om sju PCB:er (PCB-7). PCB-7 är ett samlingsnamn för PCB kongenerna #28, #52, #101, #118, #138, #153 och #180 och de ingår ofta i miljöövervaknings- och forskningssammanhang: PCB-7 inkluderar ett spektrum av kongener med olika kloreringsgrad (3–7 kloratomer), och används därför ofta som en indikator för den totala PCB-halten i förorenade fältprov. De enskilda kongenerna i PCB-7 förekommer ofta i relativt sett höga halter, vilket ökar sannolikheten för att de ska kunna detekteras i prover från miljön. PCB 118 finns med både bland de plana, dioxinlika PCB:erna och bland PCB-7.

Polybromerade difenyletrar (PBDE)

Polybromerade difenyletrar (PBDE) är en grupp bromorganiska ämnen som används som flamskyddsmedel i exempelvis elektronik, byggmaterial, textilier och plastprodukter. PBDE molekylen har en grundstomme, en difenyleter, till vilken är bundet bromatomer i olika antal och på olika positioner. Totalt finns 209 PBDE-kongener, men bara ett begränsat antal av dessa har använts i kommersiella produkter. I miljön sker med tiden en de-brominering av molekylerna vilket gör att högbromerade förening omvandlas till föreningar med ett lägre antal bromatomer. PBDE har kan ge upphov till störningar på immunsystem och på halten av sköldkörtelhormon i kroppen (Darnerud 2003). Man har också sett effekter på barns utveckling efter exponering under fosterutvecklingen. Sedan 2004 är användandet av penta- och oktabromerade difenyletrar (5 resp. 8 bromatomer) förbjudna inom EU.

I denna studie analyseras PBDE #28, #47, #85, #99, #100, #154 och #153, där #85, #99 och #100 är pentabromerade föreningar. Samtliga av dessa, utom PBDE 85, finns med som prioriterade ämnen i EU:s ramdirektiv för vatten (EU 2000/60/EG).

Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS)

PFAS (per- och polyfluorerade alkylsyror) är ett samlingsnamn på en grupp om många tusen syntetiserade fluororganiska föreningar. PFAS-föreningarna har den unika egenskapen att de är avvisande mot både fett och vatten. Ämnena används i en lång rad produkter som exempelvis brandskum, komponenter i elektronikprodukter, som impregnering av skor och textilier, i rengöringsmedel och skidvalla, men de används också för att skapa textilväv med vattenavvisande egenskaper (t.ex. Gore-Tex) eller ytskikt i stekpannor (Teflon). Flera PFAS-föreningar är extremt långlivade i naturen och kan i princip betraktas som onedbrytbara. De skadliga effekter de ger upphov till inkluderar störningar på hormonbalans, reproduktion och ämnesomsättning.

I toxikologiska och ekotoxikologiska sammanhang har föreningarna PFOS och PFOA fått störst uppmärksamhet, och användandet dessa två föreningar är, med vissa undantag, förbjudna i kemiska varor och produkter inom EU, PFOS sedan 2008 och PFOA sedan 2020.

PFOS finns med som ett prioriterat ämne i EU:s ramdirektiv för vatten (EU 2000/60/EG).

De ämnen som analyserats i denna studie är, perfluorbutansyra (PFBA), perfluorpentansyra (PFPeA), perfluorhexansyra (PFHxA), perfluorheptansyra (PFHpA), perfluoroktansyra (PFOA), perfluornonansyra (PFNA), perfluordecansyra (PFDA), perfluorundekansyra (PFUnDA), perfluordodekansyra (PFDoDA), perfluortridekansyra (PFTrDA), perfluottetradekansyra (PFTeDA), perfluorhexadekansyra (PFHxDA), perfluoroktadekansyra (PFOcDA), 6:2-fluortelomersulfonat (6:2 FTS), 8:2-fluortelomersulfonat (8:2 FTS), perfluorbutansulfonat (PFBS), perfluorohexansulfonat (PFHxS), perfluoroktansulfonat (PFOS), perfluordecansulfonat (PFDS), perfluoroktansulamid (PFOSA), polyfluoralkylfosfatdiestrar, 6:2 polyfluoralkylfosfatmonoester (6:2 mono-PAP), 8:2 polyfluoralkylfosfatmonoester (8:2 mono-PAP), 6:2/6:2 fluoroalkylfosfatdiester (6:2 diPAP), 8:2/8:2 polyfluoralkylfosfatdiester (8:2 diPAP), metylperfluoroktansulfonamidättikssyra (MeFOSAA) och etylperfluoroktansulfonamidättikssyra (EtFOSAA).

Ftalater

Ftalater är en grupp syntetiserade organiska ämnen som framför allt används som mjukgörare i polyvinylklorid (PVC)-plast. Mjuk PVC kan bestå av upp till 40 % ftalater och har ett brett användningsområde i produkter som golv, vårumstapeter, kläder med textiltryck, leksaker, slangar och konstläder. Flera ftalater kan bl.a. ge upphov till leverskador och har hormonstörande effekter (Ventrice et al. 2013).

Ftalaterna diethylhexylftalat (DEHP), dibutylftalat (DBP), bensylbutylftalat (BBP) och diisobutylftalat (DIBP) är sedan 2020 förbjudna i varor enligt EU:s kemikalielagstiftning, Reach. DEHP finns med som prioriterat ämne i EU:s ramdirektiv för vatten (EU 2000/60/EG). Dessa fyra samt följande 11 ftalater har analyserats i denna studie: dimetylftalat (DMP), diethylftalat (DEP), dipropylftalat (DPP), diallylftalat (DAP), bensylbutylftalat, (BzBP), dinhexylftalat (DnHP), di-n-oktylftalat (DnOP), dicyklohexylftalat (DcHP), bis(2-propylheptyl)ftalat (DPHP), diisononylftalat (DINP) och diisodecylftalat (DIDP).

Organofosfater

Organofosfater (OP) är en grupp syntetiserade föreningar med en central fosfatmolekyl runt vilken det sitter tre akyl- eller aromatiska substituenten. Klorerade OP används ofta som flamskyddsmedel medan icke klorerade i allmänhet används som mjukgörare eller antioxidanter i plaster. OP används även bl.a. som tillsats i smörjmedel och i hydraulvätskor. De flesta OP har inte ansetts vara särskilt toxiska och gruppen har därför under det senaste decenniet kommit att delvis ersätta andra flamskyddsmedel som håller på att fasas ut som t.ex. PBDE och hexabromocyklododecan (HBCDD). Det är dock oklart om de verkligen är ett säkrare alternativ. Med tiden har åtskilliga OP befunnits ha såväl carcinogena som neurotoxiska, hormonstörande egenskaper och substansgruppen har kommit att identifieras som "emerging contaminants", d.v.s. förorenande ämnen som kan komma att orsaka problem i framtiden och som man därför måste vara uppmärksam på (Blum et al. 2019). Många OP, framför allt vissa klorerade föreningar, är relativt persistenta i miljön.

Tolv organofosfater analyserades i denna undersökning, varav tre klorerade: trietylfosfat, (TEP), triisobutylfosfat (TiBP), tri-n-butylfosfat (TnBP, även TBP), tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP), tris(2-klorpropyl)fosfat (TCPP), 1,3-diklor-2-propanolfosfat (TDCPP), tris(2-butoxyetyl)fosfat (TBEP), trifenylfosfat (TPhP), 2-etylhexyl-difenylfosfat (EHDPP), tris(2-etylhexyl)fosfat (TEHP), tri-o-kresylfosfat (ToCrP) och tri-kresylfosfat-mix (TCrP-teknisk blandning).

Klorparaffiner (kort-, mellan- och långkedjiga)

Klorparaffiner (CP) är tekniska blandningar av klorerade alkaner och som bland annat fyller funktioner som kyl- och smörjmedel i vätskor som används vid metallbearbetning och som mjukgörare i färg, fogmassa, plast och gummiprodukter. Klorparaffinerna delas in i tre grupper baserat på de ingående föreningarnas kolkedjelängd: 10–13 kolatomer (C10–C13) klassas som kortkedjiga klorparaffiner (short chain chlorinated paraffins SCCP), 14–17 kolatomer (C14–C17) som medellånga klorparaffiner (medium-chain chlorinated chloroparaffins, MCCP) och 18–30 kolatomer (C18–C30) som långkedjiga klorparaffiner (long chain chlorinated chloroparaffins, LCCP).

Klorparaffiner finns med bland Stockholmskonventionens persistent pollutants (POPs) sedan 2017. Akvatiska ryggradslösa djur är mycket känsliga för SCCP och man ser ökad dödlighet redan vid låga doser (El-Sayed Ali and Legler 2010). Det finns omfattande förbud och regleringar av användande av SCCP som är den mest toxiska gruppen av klorparaffiner. Alla produkter innehållande SCCP i Sverige idag är importerade. Begränsningar riktade mot SCCP förväntas dock leda till ett ökat användande av MCCP och LCCP. SCCP finns med bland prioriterade ämnen i EU:s ramdirektiv för vatten (EU 2000/60/EU).

I denna undersökning analyseras SCCP och MCCP men inte LCCP.

Organiska tennföreningar

Organiska tennföreningar är ett samlingsnamn för molekyler bestående av en tennjon (Sn^{4+}) med 1–4 organiska grupper bundna till sig. Tri-substituerade organiska tennföreningarna är mycket potenta biocider, och tributyltenn (TBT) och triphenyltenn (TPhT) användes tidigare i färg för att förhindra påväxt på olika ytor (s.k. ”antifoulingfärg”), framför allt i marin miljö. Mono- och di-substituerade organiska tennföreningar som monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT), monooktyltenn (MOT) och dioktyltenn (DOT) används som stabilisatorer i PVC-plast. DBT och MBT bildas också som nedbrytningsprodukter till TBT, och difenyltenn (DPhT) och monophenyltenn (MPhT) bildas som nedbrytningsprodukter till TPhT:

TBT → DBT → MBT

TPhT → DPhT → MPhT

Nedbrytningshastigheten av de organiska tennföreningarna i marin miljö varierar stort beroende på kemisk-fysikaliska faktorer som temperatur, ljus, och syreförhållanden. I havsvatten med temperaturer runt 20°C och god syresättning kan halveringstiden för TBT vara i storleksordningen 10 dagar, medan den i marina sediment på våra breddgrader varierar mellan ca 1–5 år, beroende på syretillgång (Naturvårdsverket, 2009).

Tetra-substituerade föreningar som tetrabutyltenn (TeBT) används som råvara vid syntes av andra organiska tennföreningar (Tjus 2014). Tricyclohexyltenn (TCT) har tidigare använts som bekämpningsmedel mot växtätande kvalster. Effekt av TBT på reproduktion hos mollusker är den mest uppmärksammade effekten av organiska tennföreningar, men man ser också tydliga korrelationer mellan förekomst av TBT och nedgång i populationer av många andra marina evertebrater som t.ex. kräfter, havsborstmaskar och tunikater (Matthiessen 2019).

Sedan 2003 är färg innehållande organiska tennföreningar förbjudna att använda inom EU och sedan 2008 får inga båtar målade med tennorganisk färg trafikera EU:s vatten (EU Direktiv 536/2008/EC). Det finns också ett globalt förbud mot användning av organiska tennföreningar i båtbottnfärg "International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships (AFS), 2001" (IMO, 2001). Konventionen trädde i kraft 2008 och har 80 % ratificeringsgrad. Användande av TCT är förbjudet inom EU sedan 2009 (EC 2008/296, 2008). TBT finns med som prioriterat ämne i EU:s ramdirektiv för vatten (EU direktiv 2000/60/EG).

I undersökningen analyserades tio organiska tennföreningar: MBT, DBT, TBT, TeBT, MPhT, DPhT, TPhT, MOT, DOT och TCT.

Metaller

Metaller är grundämnen som finns naturligt i miljön. Flertalet metaller fyller viktiga fysiologiska funktioner i levande organismer men genom människans aktiviteter har de kommit att anrikas i koncentrationer som är högre än vad organismer är evolutionärt anpassade till. Vissa metaller, som kvicksilver, kadmium, och bly, har inga kända funktioner i levande organismer. Bly, kadmium, kvicksilver och nickel finns med som prioriterade ämnen i EU:s ramdirektiv för vatten (EU 2000/60/EU).

I undersökningen analyseras halter av arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), mangan (Mn), nickel (Ni) och zink (Zn).

Läkemedel

Läkemedel är substanser som är framställda för att ha specifika effekter på olika funktioner i kroppen. Det innebär att om de kommer ut i miljön är risken stor att de får effekter också på vilt levande organismer. I Sverige är uppmätta halter i miljön i allmänhet låga (Waldetoft et al 2021) även om förhållandevis höga koncentrationer påträffats i vattenrecipenter för utsläpp från avloppsreningsverk (Viktor et al. 2021).

Den antiinflammatoriska substansen diklofenak finns med bland de ämnen som Havs- och vattenmyndigheten klassar som särskilt förorenande ämnen (HVMFS 2019:25).

I undersökningen analyserades 24 läkemedel, sju blodtryckssänkande substanser, amlodipin, atenolol, bisoprolol, hydroklorotiazid, metoprolol, propranolol, ramipril; tre antidepressiva ämnen, citalopram, fluoxetin, sertralin; fyra anti-inflammatoriska ämnen, diklofenak, ibuprofen, ketoprofen, naproxen; två sedativa, karbamazepin, oxazepam; ett smärtstillande, paracetamol; ett vätskedrivande, furosemid; ett för minskad saltsyraproduktion i magen, ranitidin; ett antipsykotiskt, risperidon, ett lipid-reglerande, simvastatin; en astmamedicin, terbutalin; en antikoagulant, warfarin; en uppgivande, koffein.

Metodik

Provtagning

Analyser av de miljöfarliga ämnena har gjorts på havskräfta (*Nephrops norvegicus*). Havskräftan lever på mjuka bottenar och är stationär, dvs den är en god representant för det område där man fångar den. Alla organiska ämnen utom läkemedel analyserades i kräftans hepatopankreas (ett organ med funktioner som liknar människans lever och bukspottkörtel), medan läkemedel och metaller analyserades i stjärtmuskeln.

Lokalisering av sju av de åtta provtagningslokalerna bestämdes av Länsstyrelsen Hallands län.: Norra Hallands utsjö, Väst Fladen, Ost Fladen, Nord Nidingen Väst Väröhalvön, Galtabäck och Glommaryggen. En lokal, Ytter Skälderviken, bestämdes av Länsstyrelsen Skåne. I tabell 1 finns koordinater till lokalerna och i figur 1 en karta över deras placering.

Havskräftor från lokalerna Norra Hallands utsjö, Ost Fladen, Väst Fladen och Galtabäck samlades in med trål i samband med Sveriges Lantbruksuniversitets Aquas (SLU Aquas) årliga bottenstrålning (IBTS, international bottom trawl survey), i september 2020. Kräfter från lokalerna Nord Nidingen, Väst Väröhalvön, Glommaryggen och Yttre Skälderviken fångades med burar av lokala fiskare. Djuren frystes omgående efter fångst och hölls frysta fram tills preparering av de vävnader som skulle analyseras.

Preparering av prover

Samtliga organiska ämnen utom läkemedel analyserades i hepatopankreas (Tabell 2). Eftersom detta är en fettrik vävnad anrikas här högre koncentrationer av hydrofoba, fettlösliga, organiska substanser än i den mindre feta muskeltvävnaden. De substanser som har en särskilt hög benägenhet att anrikas i fet vävnad och som analyserats i denna studie är PAH, PCDD/F, dioxinliknande-PCB, PCB-7, PBDE, ftalater, organofosfater och organiska tennföreningar. Många av dessa substanser förekommer i låga koncentrationer men genom att analysera en fet vävnad ökar möjligheten att kunna detektera dem.

PFAS-föreningarna är organiska föreningar som inte är vare sig hydrofoba eller hydrofila, och koncentrationen i fettvävnad är därmed inte högre än i andra organ. Även dessa analyserades dock i hepatopankreas.

Metaller och läkemedel analyserades i kräftornas stjärtmuskel. Ambitionen var att samla in tillräckligt med kräfter för att kunna analysera samtliga substansgrupper/ämnen från alla åtta lokaler. Detta var inget problem för de ämnen som analyserades i stjärtmuskeln, men mängden kräfter, och därmed också mängden hepatopankreas, var vid vissa lokaler för liten för att räcka för analys av samtliga organiska miljögifter.

Heptaopankreas resp. stjärtmuskel från samtliga individer fångade på respektive lokal homogeniserades och analyser gjordes på delprov av homogenatet. Varje ämne analyserades endast i ett prov per lokal.

Analys

Heptaopankreasvävnad resp. stjärtmuskel från samtliga individer från en lokal homogeniserades på IVL Svenska Miljöinstitutet. Den av Swedac ackrediterade verksamheten uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025:2018, företaget är certifierat enligt ISO 14001 och ISO 9001. Analyserna utfördes av IVL, ALS Scandinavia samt av norskt institut för luftforskning (NILU).

Nedan följer kort information om analysmetoder för varje substansgrupp. För utförligare beskrivning av respektive metod hänvisas till angivna standarder.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Analys av PAH utfördes av IVL:s laboratorium i Göteborg, enligt IVL:s ackrediterade metod för PAH (Metod A20; vätskekromatografisk bestämning av PAH). Metoden är verifierad mot SS-EN 16181:2018. 4 - 10 g homogenat av hepatopankreas spikades med en internstandard och extraherades i två omgångar med aceton i ultraljudsbad. Ytterligare en vätske/vätske-extraktion utfördes med pentan. För att isolera PAH-fraktionen från ämnen som kan interferera i den kromatografiska bestämningen gjordes en fraktionering av pentanextraktet på kiselgelkolonn. Fraktionen med alifatiska och aromatiska ämnen togs till vara. PAH-fraktionen fördes över till metanol och analyserna utfördes på en vätskekromatograf med fluorescensdetektor (HPLC-FL). De olika PAH komponenterna identifierades och kvantifierades med hjälp av en certifierad standardblandning. Utbytena korregerades med hjälp av internstandard.

Dioxiner/furaner och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCDD/F och dioxinlika PCB)

Bestämning av dioxiner, dioxinlika PCB och PCB-7 utfördes av ALS Laboratory Group, Prag 9, Tjeckien enligt US EPA 1613 och modifierad 1668. 24–62 g homogenat av hepatopankreas extraherades med Soxhlet enligt EPA 1613, 12.4.1.

Polybromerade difenyletrar (PBDE)

Analys polybromerade difenyletrar (PBDE) utfördes av IVL, och följde IVL:s metod A19 Gaskromatografisk bestämning av PCB som är verifierad mot SS-EN 16167:2018+AC:2019 och EN ISO 6468:1996. 4–10 g homogenat av hepatopankreas spikades med internstandard och extraherades i två omgångar med 15 ml aceton i ultraljudsbad (15 min/gång) och vätske/vätskeextraherades med pentan, uppenades med svavelsyrabehandling och fraktionerades genom en aluminiumoxidkolonn innan analys. Analysen utfördes på en gaskromatograf (GC) där olika PBDE-kongener separeras på en kapillärkolonn innan de detekteras på en elektroninfångnings-detektor (ECD). Analyterna kvantifierades mot en kalibreringskurva, och analysens riktighet kontrolleras med referenslösningar med känd halt. Utbyten korregerades med hjälp av internstandard.

Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS)

Bestämning av per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS) utfördes av IVL:s laboratorium i Stockholm efter en metod av Verreault et al. (2007). Till 3 g homogenat (hepatopankreas) tillsattes ¹³C-märkta internstandarder. Proverna extraherades i acetonitril med Vortex och i ultraljudsbad. Efter upprening med grafitiserat kol och centrifugering överfördes provet till vial och analyserades på vätskekromatograf–masspektrometer (LC-MS/MS).

Ftalater och organofosfater

Analys av ftalater och organofosfater utfördes av IVL:s laboratorium i Stockholm. 10 g homogenat av hepatopankreas placerades i teflonrör med mikrovågsassistans (MAE) och internstandardblandning tillsattes. Proven extraherades i 10 ml n-hexan: metyl-tert-butyleter (MTBE) (1: 2 volym/ volym) med mikrovågsextraktion i 15 minuter vid 100°C. Därefter centrifugerades de (2500 rpm) i 5 min och supernatanten överfördes till ett nytt glasrör och indunstades försiktigt med kvävgas (N₂) till ca 2 ml. EMR Bond Elut (Agilent) tillsattes för fettborttagning och supernatanten överfördes efter centrifugering till ett nytt glasrör och lösningsmedlet ersattes med n-hexan. Till det slutliga

extraktet tillsattes bifenyl (100 ng) som volymetrisk standard och analys utfördes med GC/MS-MS.

Klorparaffiner

Proverna homogeniserades och upparbetades med en cold column-extraktion följt av upprening med svavelsyra och med aktivt silica. Proverna analyserades med gaskromatografi/quadrupole time-of-flight (GC Q-TOF).

Organiska tennföreningar

Analys av organiska tennföreningar utfördes av IVL:s laboratorium i Stockholm. Fem gram homogenat av hepatopankreas vägdes in och frystorkades, internstandarder och bromvätesyra (HBr) tillsattes innan frysning. Provet extraherades med HBr/CH₂Cl₂ och efter etylering och upprening med aluminakolonn. De organiska tennföreningarna analyserades med en GC-MS/MS (gaskromatograf-masspektrometer), halterna kvantifierades mot en kalibreringskurva utifrån en stamlösning med en blandning av åtta organiska tennföreningar.

Metaller

Analys av metaller utfördes av IVL:s laboratorium i Göteborg. Homogenat av muskelvävnad vägdes in i kvartsglasbehållare, och salpetersyra och väteperoxid sattes till. Kvartsglasbehållarna placeras i slutna teflonkärl och proven kokades i mikrovågsugn under temperatur- och tryckkontroll. Efter kokning överfördes lösningen till syradiskade provrör och späddes till känd volym. Provet analyseras därefter på Inductively Coupled Plasma–Quadropole Mass Spectrometry (ICP-QMS) med interferenseliminering genom kollisioncell med helium.

Läkemedel

Bestämning av läkemedel utfördes av IVL:s laboratorium i Stockholm. För analys användes 0,1 g homogenat av muskelvävnad. Provet tillsattes ¹³C-märkta och isotopmärkta internstandarder och vätskeextraherades 3 gånger med Vortex, ultraljudsbad och centrifugering (vid 2300 rpm) i 5 min för varje extraktion. Efter indunstning och ytterligare centrifugering överfördes supernatanten till vial för analys på vätskekromatograf-masspektrometer (HPLC-MS/MS).



Figur 1 Karta över Kattegatt med de åtta lokalerna utmärkta.

Tabell 1 Havskräftor fångades vid åtta lokaler i Kattegatt, SWEREF 99 TM

Lokal	N	E	Djup (m)
Norra Hallands utsjö	6361408	294917	61–80
Väst Fladen	6345711	298221	61–80
Ost Fladen	6336563	309317	41–60
Nord Nidingen	6356592	311455	40
Väst Väröhalvön	6343983	315894	50–60
Galtabäck	6326082	329813	21–40
Glommaryggen	6309500	327943	43
Yttre Skälderviken	6250355	342274	26

Tabell 2 Tabell över vilken vävnad av havskräfta som de olika substansgrupperna analyserades i, samt vilka prover som analyserades vid de olika provtagningslokalerna.

Substansgrupp	Vävnad	Lokaler
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	Hepatopankreas	Samtliga åtta lokaler
Dioxiner och furaner (PCDD/F)	Hepatopankreas	Sex lokaler; Ost Fladen/Galtabäck saknas
Dioxinliknande PCB	Hepatopankreas	Sex lokaler; Ost Fladen/Galtabäck saknas
Polyklorerade bifenyler, 7 kongener (PCB-7)	Hepatopankreas	Sex lokaler; Ost Fladen/Galtabäck saknas
Polybromerade difenyletrar (PBDE)	Hepatopankreas	Sju lokaler; Galtabäck saknas
Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS)	Hepatopankreas	Sju lokaler; Galtabäck saknas
Ftalater	Hepatopankreas	Sju lokaler; Galtabäck saknas
Organofosfatestrar	Hepatopankreas	Sju lokaler; Galtabäck saknas
Klorparaffiner	Hepatopankreas	Sju lokaler; Galtabäck saknas
Organiska tennföreningar	Hepatopankreas	Sju lokaler; Galtabäck saknas
Metaller	Stjärtmuskel	Samtliga åtta lokaler
Läkemedel	Stjärtmuskel	Samtliga åtta lokaler

Halter av undersökta substanser

All analysdata för samtliga substanser finns i Appendix. Under rubriken *Översikt av samtliga analyserade ämnen* längre fram i rapporten finns halten av alla enskilda föreningar inom varje substansgrupp summerade i två tabeller, en för organiska substansgrupper (Tabell 3) och en för metaller (Tabell 4).

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

US EPA 16 PAH analyserades i hepatopankreas från kräftor från åtta lokaler. Analysen av benso(ghi)perylen misslyckades varför denna förening inte ingår i resultaten.

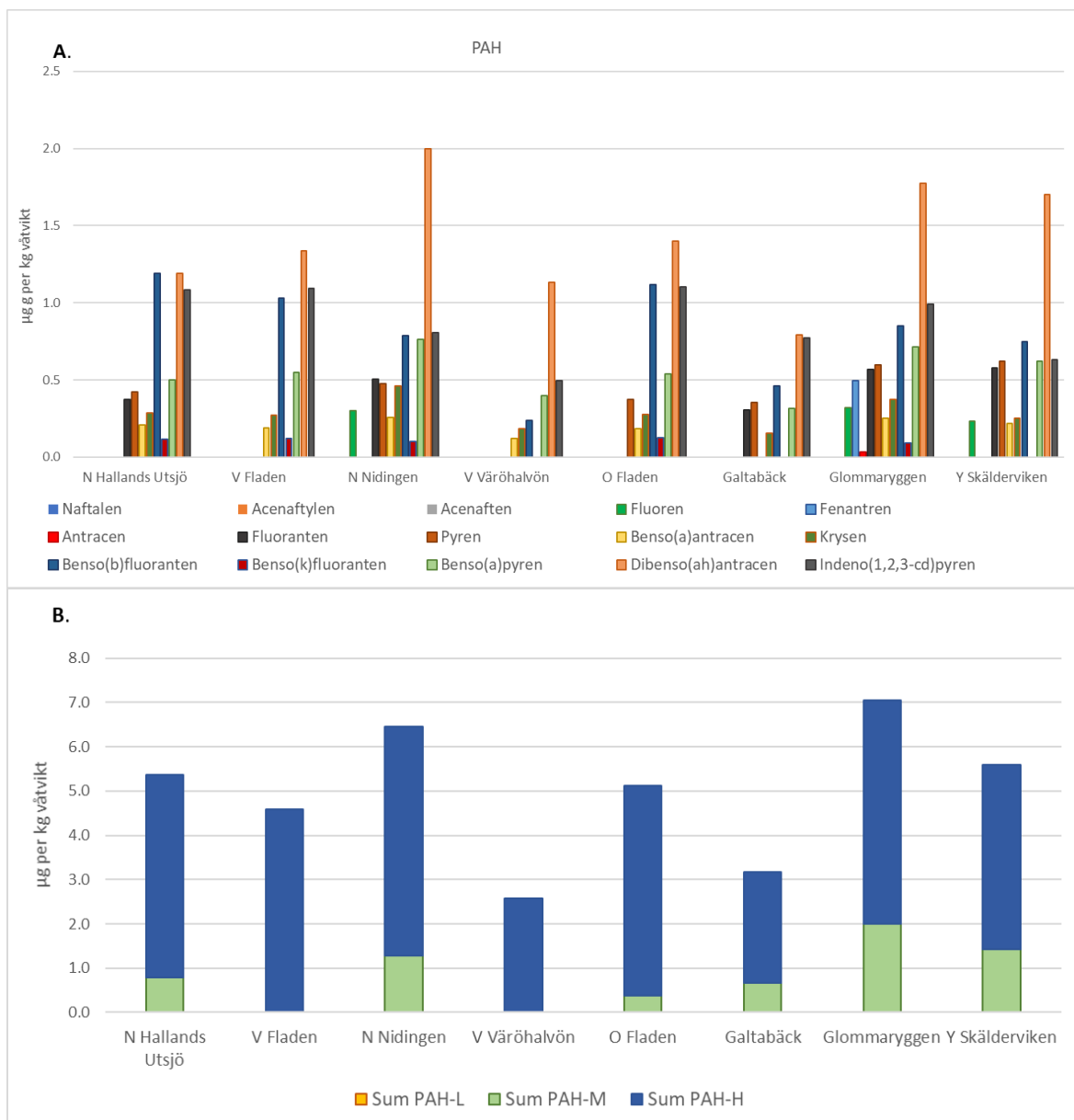
Koncentrationen av övriga 15 PAH:er varierade mellan 2,6 och 7,1 µg/kg våtvikt. Lågst halter återfanns i djur från Väst Väröhalvön och Galtabäck och högst vid Nord Nidingen och Glommaryggen (Fig. 2A). Ingen tydlig geografisk trend kunde detekteras, vare sig i nord-sydlig eller ost-västlig riktning.

Baserat på molekylvikt kan de enskilda föreningarna i 16 PAH delas upp i tre grupperna med olika fysikalisk-kemiska och toxikologiska egenskaper. Lågmolekylära PAH:er (PAH-L) utgörs av naftalen, acenaften och acenaftylen, medelhög molekylvikt (PAH-M) av fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren och högmolekylära PAH:er (PAH-H) av benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(ah)pyren, benso(ghi)perylen och indeno (1,2,3-cd)pyren. Samtliga PAH-H utom benso(ghi)perylen har carcinogena egenskaper.

Koncentrationen av PAH-H dominerade stort i kräftproverna från samtliga åtta lokaler och utgjorde 71 - 100 % av totala PAH-koncentrationen (Fig. 2B). Koncentrationen av PAH-L var under detektionsgränsen vid samtliga lokaler, medan föreningar i gruppen PAH-M var intermittent förekommande vid samtliga lokaler utom vid Väst Fladen där de helt saknades. Det bör dock noteras att detektionsgränsen för naftalen och acenaftylen (PAH-L) var betydligt högre än för andra PAH-föreningar (se Appendix för detaljerade analysdata). Bland enskilda PAH föreningar brukar PCB 153 vara den som förekommer i högst halter i marina organismer (Hauler et al. 2014). Så var det även i denna undersökning, PCB 153 förekom i högst koncentration i prover från alla åtta lokaler.

I en studie av miljögifter i havskräftor i Skagerrak och norra Kattegatt (Hansson et al 2014), analyserades fem PAH-föreningar, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, dibenso(a,h)antracen och indeno(g,h,i)pyren i hepatopankreas och halterna av detekterbara föreningar var i samma storleksordning som i kräftorna från Kattegatt i denna studie.

Vid lokalen Nidingen i det nationella programmet för övervakning av miljögifter i svenska kustområden har man sedan 1986 analyserat PAH i blåmussla (Soerensen and Faxneld 2020b, a). Vid den senaste provtagningen 2019 var halten av Σ16PAH 20,8 ng/g torrsvikt, vilket är på samma nivå som vad man fann i kräftor från lokal Nord Nidingen i denna studie, 22,4 ng/g torrsvikt (omräknat från våtvikt, Fig. 2A). Blåmusslor analyserades vid ytterligare två lokaler, Kvädöfjärden i Östersjön och Fjällbacka vid Bohuskusten, vid 2019 års provtagning var PAH-halterna högre än vad de var i musslorna från Nidingen, 50,0 ng/g torrsvikt vid Kvädöfjärden och 85,8 ng/g torrsvikt vid Fjällbacka.



Figur 2 Halter av polycycliska aromatiska kolväten (PAH) i hepatopankreas av havskräfta från åtta lokaler i Kattergatt. **A)** Koncentration av individuella PAH-föreningar; **B)** Koncentration av PAH:er indelade i lågmolekylära (PAH-L), medelhög molekylvikt (PAH-M) och högmolekylära (PAH-H). Notera att koncentrationen av flera föreningar inom PAH-L låg under detektionsgränsen, men att detektionsgränserna för PAH-L var i många fall avsevärt högre än för föreningar i grupperna PAH-M och PAH-H. Se text för detaljerad beskrivning av vilka enskilda föreningar som tillhör respektive grupp.

Dioxiner/furaner och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCDD/F och dioxinlika PCB)

Dioxiner och furaner (PCDD/F) samt dioxinlika polyklorerade bifenyler (dioxinlika PCB) analyserades i hepatopankreas från havskräfta från sex av lokalerna (inte Ost Fladen eller Galtabäck). Analysen inkluderade sju dioxiner, tio furaner och tolv dioxinlika PCB:er. Av dessa detekterades samtliga dioxiner, sju furaner och samtliga dioxinlika PCB i alla sex prover.

Koncentration av summan av dioxiner/furaner och dioxinlika PCB:er (Σ PCDD/F + Σ dioxinlika PCB) var relativt jämn mellan lokalerna och uppvisade ingen tydlig geografisk trend. Den högsta koncentrationen, 21,3 ng WHO-TEQ /kg våtvikt uppmättes i kräftor från Glommaryggen och den lägsta, 13,8 ng WHO-TEQ/kg våtvikt, i kräftor från Norra Hallands utsjö (Fig. 3A). Inte heller de faktiska koncentrationerna Σ PCDD/F (ej uttryckt som TEQ) uppvisades någon tydlig geografisk trend. Glommaryggen hade högst halter, 86,5 ng/kg våtvikt, och Yttre Skälderviken lägst med 53,4 ng/kg våtvikt (Fig. 3B). Den mest toxiska dioxinkongen, 2,3,7,8-tetraCDD detekterades vid samtliga lokaler i koncentrationer mellan 1,0 och 1,8 ng/kg våtvikt.

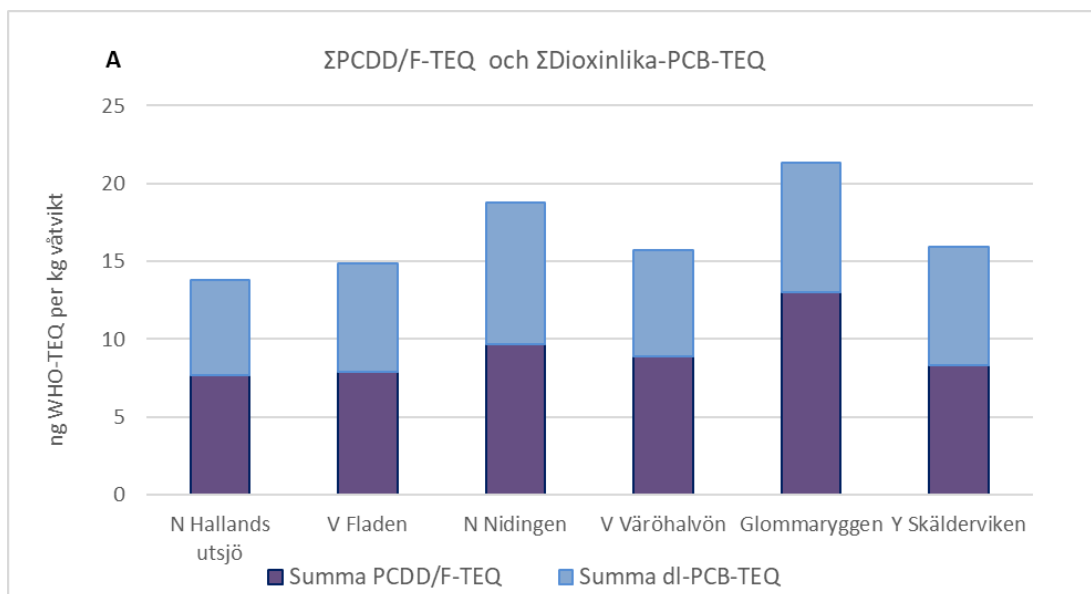
Koncentration av Σ dioxinlika PCB var högst vid Nord Nidingen, 13,35 μ g/kg våtvikt, lägst vid Norra Hallands utsjö, 6,78 μ g/kg våtvikt (Fig. 3C). Ingen tydlig trend i nord-sydlig eller ost-västlig riktning kunde dock urskiljas.

Σ PCDD/F + dioxinlika PCB analyserades också i hepatopankreas från havskräfta i Skagerrak och norra Kattegatt (Hansson et al. 2014), och halterna där, uttryckta som WHO-TEQ, var genomgående något högre än vad man fann i havskräfta från Kattegatt 2020. Kräftor från samtliga lokaler i Skagerrak-studien låg mellan 20 och 30 ng WHO-TEQ/kg våtvikt.

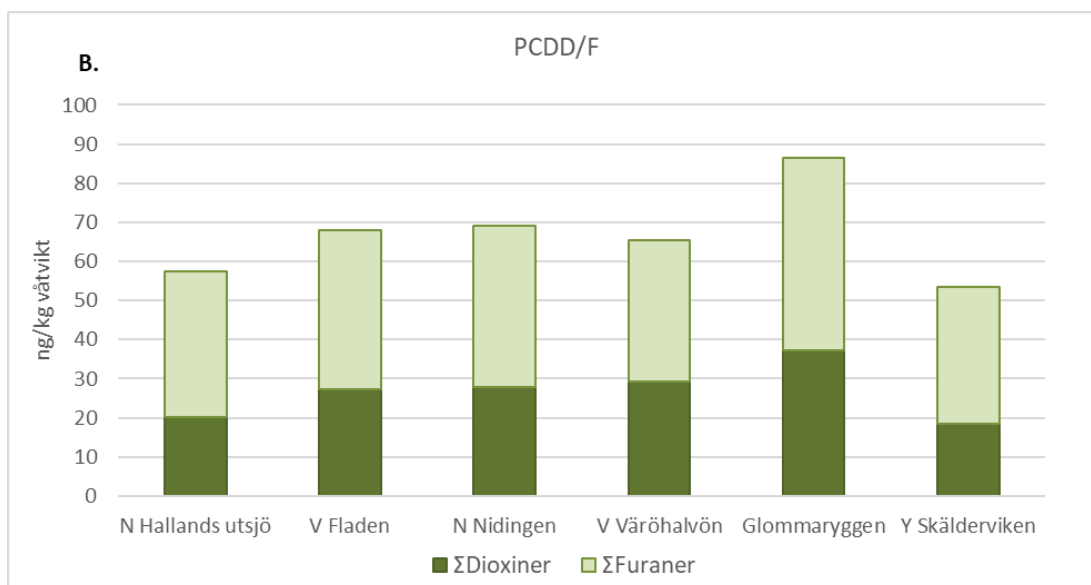
Dioxinmätningar har också gjorts i hepatopankreas från krabbtaska (*Cancer pagurus*) fångade utanför Väröbruk. Bruket var under den period man blekte pappersmassa med klorgas, en betydande källa för dioxin till Kattegatt. Användandet av klorgas upphörde 1993 och PCDD/F-analyser av krabbor gjordes vid fyra tillfällen mellan 1986 och 2000. Mellan 1989 och 1993 såg man en tydlig minskning i dioxinhalt från ca 75 till ca 25 ng PCDD/F TEQ /kg (Malmaeus et al. 2012). Därefter tycks nedgången saktat av och 2000 uppmättes ca 20 ng PCDD/F TEQ /kg, vilket är något högre än den högst uppmätta halten av PCDD/F (utan addering av dioxinlika PCB) i havskräfta 2020, 13 ng PCDD/F TEQ /kg i kräftor från Nord Nidingen.

I en undersökning gjord för Bohuskustens Vattenvårdsförbund 2016 analyserades PCDD/F och dioxinlika PCB:er i hepatopankreas från krabbtaska (*Cancer pagurus*) vid 14 lokaler längs Bohuskusten (Bergkvist and Magnusson 2017). WHO-TEQ för PCDD/F + dioxinlika PCB:er varierade mellan 4,3 och 7,7 ng/kg våtvikt, d.v.s. de var lägre än i havskräftorna i Kattegatt 2020.

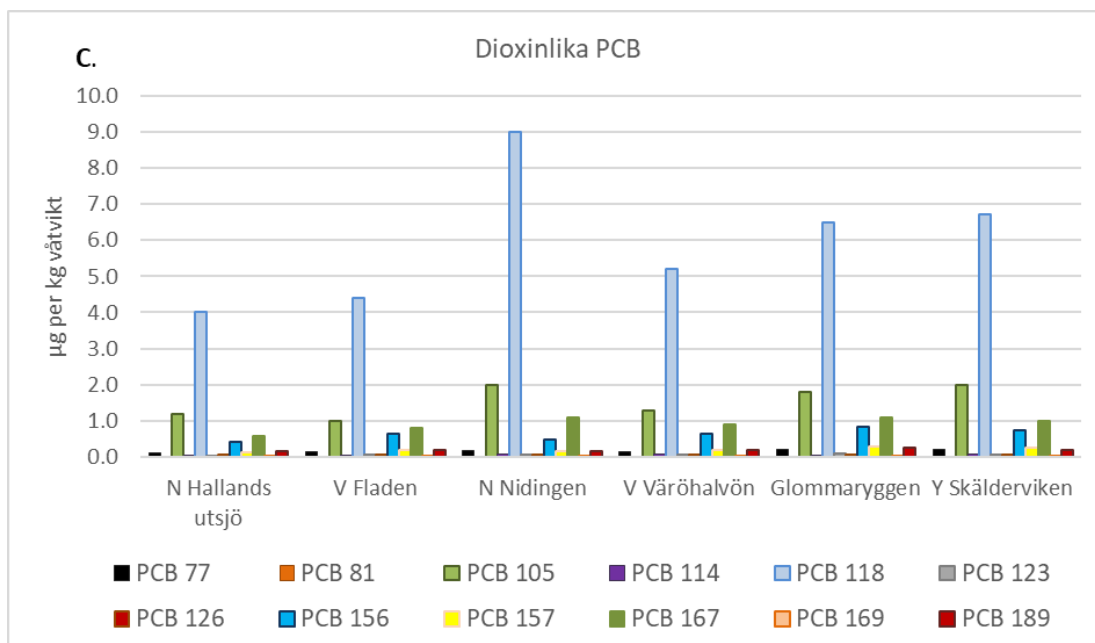
EU:s vattendirektiv har satt gränsvärden (MKN) för Σ PCDD/F + dioxinlika PCB i vatten och i fiskmuskel. En bedömning av hur koncentrationerna i kräfta vid de sju Kattegatt-lokalerna förhåller sig till dessa gränsvärden finns nedan, i avsnittet ”Koncentrationer i kräftor i relation till gränsvärden”.



Figur 3A Halter av dioxiner/furaner (PCDD/F) och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCB:er) i hepatopankreas av havskräfta i Kattegatt. Σ PCDD/F och Σ dioxinlika PCB, uttryckta som toxicitets-ekvivalenter (ng/kg våtvikt TEQ).



Figur 3B Halter av dioxiner/furaner (PCDD/F) i hepatopankreas av havskräfta i Kattegatt. PCDD/F uttryckt som halt som inte är normerad till toxicitet (ng/kg våtvikt).



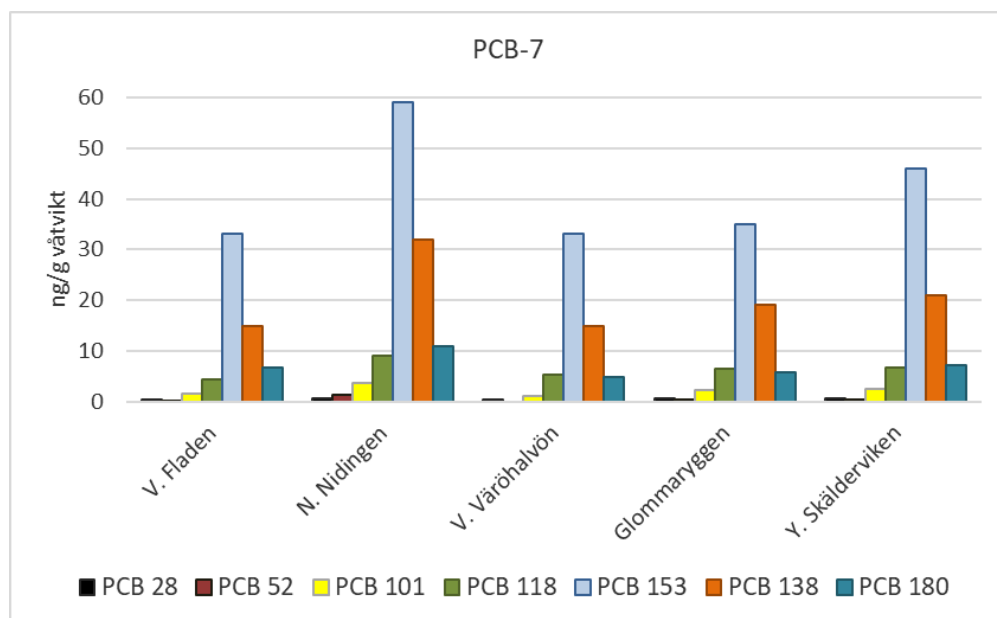
Figur 3C Halter av dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCB:er) i hepatopankreas av havskräfta i Kattegatt. Halter av enskilda kongener av dioxinlika PCB uttryckta som icke toxicitetsnormerade värden ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvikt).

Polyklorerade bifenyl, indikator-kongener (PCB-7)

Polyklorerade bifenyl (PCB) PCB-7 (PCB #28, #52, #101, #118, #138, #153 och #180), analyserades i hepatopankreas från havskräfta från sex lokaler och flertalet av de sju kongenerna detekterades i prover från samtliga prover. Undantaget var PCB 28 och PCB 52 som låg under detektionsgränsen i prov från Norra Halland och PCB 52 som låg under detektionsgränsen i prov från Väst Väröhalvön. Den tydligaste geografiska trenden är att Nord Nidingen avviker med halter markant högre än vid övriga lokaler, 116 µg/kg våtvikt jämfört med 48–84 µg/kg våtvikt vid övriga lokaler (Fig. 4).

Den relativa fördelningen mellan de sju kongenerna var dock väldigt lika mellan lokaler; PCB 153 stod för 50–55 % av totala mängden PCB-7, PCB 138 för 25 - 27 %, PCB 180 för 8–11 %, PCB 118 för 7 - 9 %, PCB 101 för 2 - 3 % och PCB 52 och PCB 28 stod för 1 % av den totala mängden PCB-7. Dominansen av PCB 153 i marin biota är något man ser även i andra studier (Hauler et al. 2014). Halterna av PCB-7 var vid flertalet lokaler i samma storleksordning som vad man fann i hepatopankreas från krabbtaska ("krabbsmör") från Bohuskusten 2016 (Bergkvist and Magnusson 2017). Prover analyserades från fyra lokaler och koncentrationerna var 24, 40, 47 resp. 65 µg/kg våtvikt. Prov från Yttre Skälderviken innehöll dock högre halt, (84 µg/kg), och från Nord Nidingen, mycket högre halt (117 µg/kg.) än krabbprover från Skagerrak. Antalet prover är dock för litet i bägge studierna för att man ska kunna dra några långtgående slutsatser.

Gränsvärden för PCB-7 i marin biota finns både som Havs- och vattenmyndigheten gränsvärden för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) i kustvatten och vatten i övergångszon (HVMFS 2019:25) och som OSPARs Environmental Assessment Criteria (EAC) (OSPAR Commission 2009). En bedömning av hur koncentrationerna i kräfta vid de sju Kattegatt-lokalerna förhåller sig till dessa gränsvärden finns nedan i avsnittet "Koncentrationer i kräftor i relation till gränsvärden".



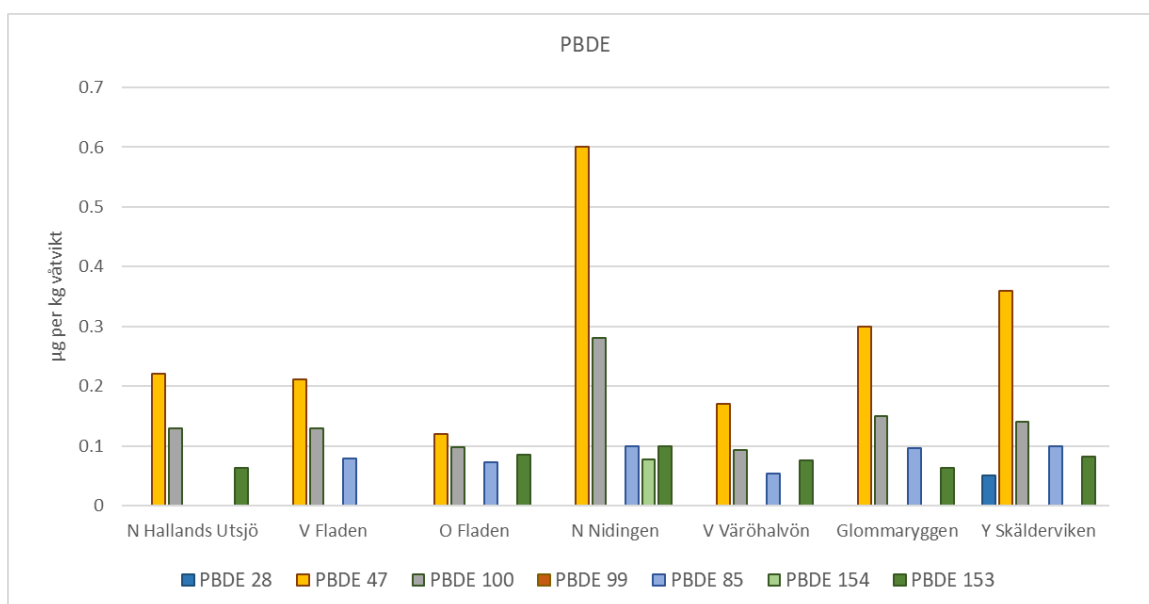
Figur 4 Halter (µg/kg våtvikt) av sju kongener av polyklorerade bifenyl (PCB-7) i hepatopankreas från havskräftor insamlade vid sex lokaler i Kattegatt.

Polybromerade difenyletrar (PBDE)

Sju polybromerade difenyletrar (PBDE), PBDE #28, #47, #85, #99, #100, #153 och #154, analyserades i hepatopankreas från havskräfta från sju av lokalerna. PBDE #47 och #100 detekterades i samtliga prover och PBDE #85 och #153 i alla utom ett prov (Fig. 5). PBDE #28, #99 och #154 detekterades vid en eller ingen lokal. Koncentrationen av summan av de sju kongenerna, Σ PBDE, var högst vid Nord Nidingen, 1,2 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt, och här var också den högsta koncentrationen av varje enskild kongen utom BDE 28. Lägst koncentration av Σ PBDE detekterades vid Ost Fladen, 0,3 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt. PBDE 47 var den dominerande kongenen i samtliga prover.

De detekterade halterna ligger på ungefär samma nivåer som man fann i hepatopankreas från havskräfta från Skagerrak och norra Kattegatt 2014 (ca 0,4–1,1 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt)(Hansson et al. 2014). PBDE 85 var dock inte inkluderad i Skagerrackstudien.

EU:s vattendirektiv har satt gränsvärden (MKN) för den sammanlagda koncentrationen av sex PBDE-kongener (#28, #47, #99, #100, #153 och #154) i vatten och i fiskmuskel. En bedömning av hur koncentrationerna i kräfta vid de sju Kattegatt-lokalerna förhåller sig till dessa gränsvärden finns nedan i avsnittet ”Koncentrationer i kräftor i relation till gränsvärden”.



Figur 5 Halter ($\mu\text{g/kg}$ våtvikt) av polybromerade difenyletrar (PBDE) i hepatopankreas från havskräftor insamlade vid sju lokaler i Kattegatt.

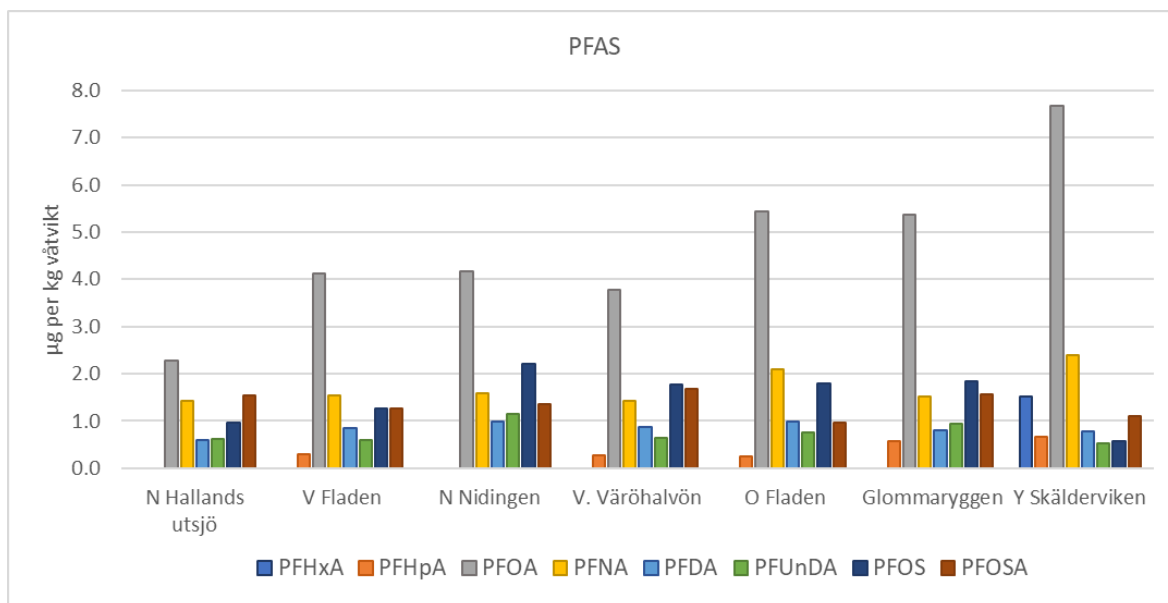
Poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS)

Tjugosex PFAS-ämnen analyserades i hepatopancreas i kräftor från sju lokaler (Galtabäck saknas): PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFHxDA, PFOcDA, 6:2 FTS, 8:2 FTS, PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS 1, PFOSA, 6:2 mono-PAP, 8:2 mono-PAP, 6:2 diPAP, 8:2 diPAP, MeFOSAA och EtFOSAA. Av dessa återfanns åtta föreningar i koncentrationer över detektionsgränsen vid en eller flera lokaler (Fig. 6). PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFOS och PFOSA detekterades i prover från samtliga sju lokaler, PFHxA och PFHpA detekterades vid 1 resp. 5 lokaler.

PFOA var det PFAS-ämne som detekterades i högst koncentrationer vid samtliga lokaler (2,3 till 7,7 µg/kg våtvikt). En viss geografisk trend kunde urskiljas för PFOA med något lägre koncentrationer vid de nordliga lokalerna och högre vid de sydligare. Högst var koncentrationen vid Yttre Skälderviken. PFOS, som anses vara den mest toxiska PFAS-föreningen, förekom i koncentrationer mellan 0,6 och 2,2 µg/kg våtvikt, även här med högst koncentration i Yttre Skälderviken. PFOA, PFNA och PFOS är föreningar som står för substantiell andel av den totala mängden PFAS människan exponeras för via föda (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM) 2020) och samtliga dessa substanser fanns även i kräftproverna.

Till skillnad mot övriga organiska ämnen som analyserats i denna undersökning är PFAS-ämnen inte hydrofoba. Man kan därför förmoda att skillnaden i koncentration mellan vävnader med olika fetthalt är mindre än för de övriga organiska ämnena, och att det därför bör vara relevant att jämföra koncentrationer uppmätta i fettrik vävnad, som i denna studies analyser av hepatopankreas, och koncentrationer uppmätta i magrare muskelvävnad. I muskelvävnad från havskräfta från Skagerrak och norra Kattegatt 2014 uppmättes PFOS i koncentrationer mellan 0,17 och 0,23 µg/kg våtvikt (Hansson et al. 2014), vilket är en tiopotens lägre än i hepatopankreas från Kattegattkräftorna 2020. Antalet analyserade kräftor är dock för lågt för att man ska kunna dra några generella slutsatser, vare sig om PFOS-halterna i mellersta och södra Kattegatt i allmänhet är högre än i Skagerrak/norra Kattegatt, eller om det har varit en allmän ökning av PFOS-halterna i havet mellan 2014 och 2020.

EU:s vattendirektiv har satt gränsvärden (MKN) för PFOS i vatten och i fiskmuskel. En bedömning av hur koncentrationerna i kräfta vid de sju Kattegatt-lokalerna förhåller sig till dessa gränsvärden finns nedan i avsnittet ”Koncentrationer i kräftor i relation till gränsvärden”.

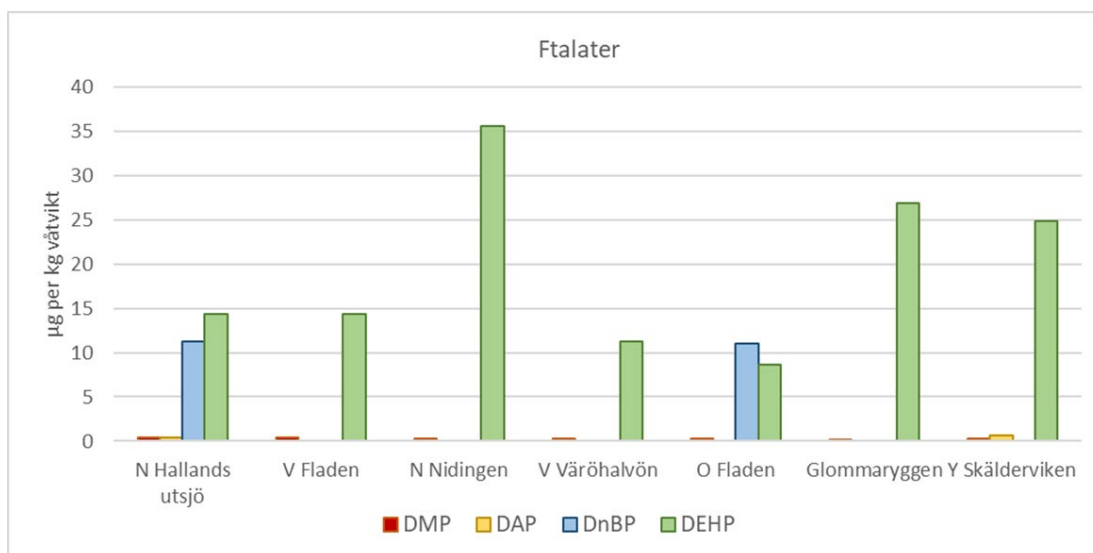


Figur 6 Halter ($\mu\text{g/kg}$ våtvikt) poly- och perfluorerade ämnen (PFAS) i hepatopankreas av havskräftor fångade vid sju lokaler i Kattegatt.

Ftalater

Fjorton ftalater analyserades i hepatopankreas från havskräfta från sju av lokalerna (ej Galtabäck): DMP, DEP, DDP, DAP, DIBP, DnBP (kan också förkortas DBP), BzBP, DnHP, DnOP, DEHP, DcHP, DPHP, DINP, och DIDP. För fyra av dessa, DMP, DAP, DnBP och DEHP, var koncentrationen över detektionsgränsen för analysen.

DEHP var den dominerande ftalat-föreningen vid samtliga lokaler med koncentrationer mellan 9 och 36 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt, och högst halter i prov från Nord Nidingen (Fig. 7). DnBP (DBP) detekterades vid två lokaler, Norra Hallands utsjö och Ost Fladen (11 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt vid bägge). DMP och DAP förekom i koncentrationer <1 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt, DMP vid samtliga lokaler och DAP i prov från Norra Hallands utsjö och Ytter Skälderviken. Analyserna visar inte på någon tydlig geografisk trend för förekomst av ftalater i kräfta i Kattegatt. DEHP var tidigare den mest använda ftalaten men är numera förbjuden enligt EU:s kemikalielagstiftning REACH tillsammans med tre andra ftalater, DBP, BBP och DIBP. DEHP var också den enda ftalat som låg över detektionsgränsen i analys av blåmusslor vid Bohuskustens Vattenvårdsförbunds (BVVFs) övervakning 2016 (Bergkvist and Magnusson 2017), och då bara vid två av 14 undersökta lokaler. Koncentrationen av DEHP i blåmusslorna vid dessa lokaler var 10 resp. 17 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt vilket är i samma storleksordning som i havskräftorna i Kattegatt. Eftersom DEHP är dock ett mycket hydrofobt ämne (log KOW 7,94) och anrikas det dock i avsevärt mycket högre koncentrationer i fetare vävnad. Analyserna av Kattegatträfforna gjordes på hepatopankreasvävnad vilket är betydligt fetare än blåmusselvävnad, men hade man analyserat den magrare muskelvävnaden hade DEHP-koncentrationen blivit avsevärt lägre. Kattegatträfforna har alltså exponerats för en lägre DEHP-koncentration än blåmusslorna i studien från Bohuskusten.

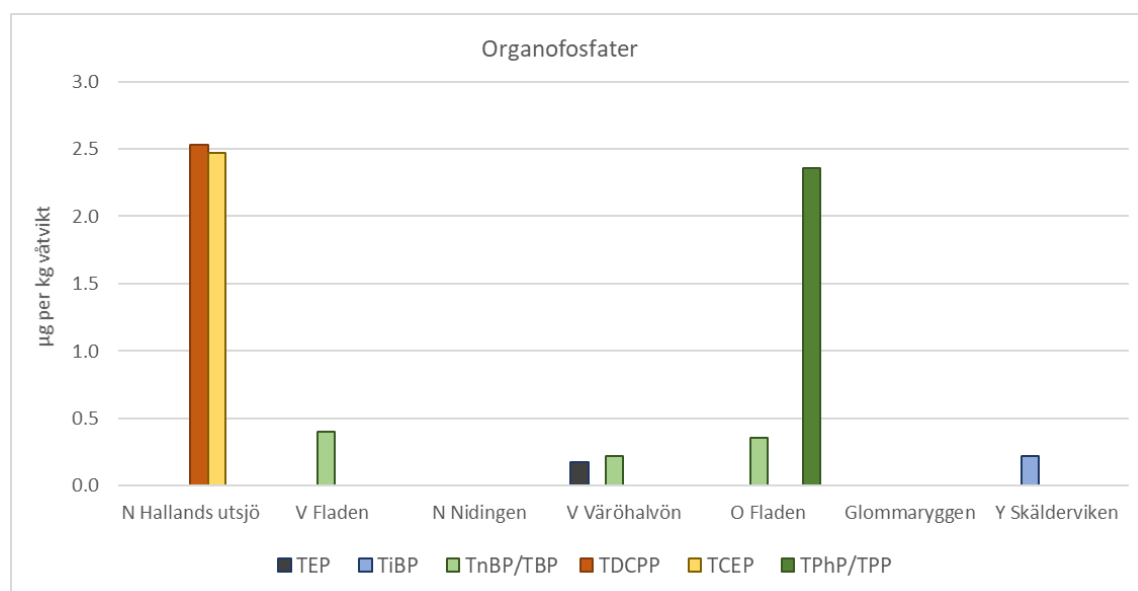


Figur 7 Halter ($\mu\text{g/kg}$ våtvikt) ftalater i hepatopankreas av havskräftor fångade vid sju lokaler i Kattegatt.

Organofosfater

Tolv organofosfater (OP) analyserades i hepatopankreasprover från sju lokaler (inte Galtabäck): TEP, TiBP, TnBP, TCEP, TCPP, TDCPP, TBEP, TPhP, EHDPP, TEHP, ToCrP och TCrP-mix. Sex av dessa, TEP, TiBP, TnBP (kan också förkortas TBP), TCEP, TDCPP och TPhP (kan också förkortas TPP), detekterades i prov från en eller flera lokaler (Fig. 8).

Profilen av enskilda organofosfatföreningar skilde sig mellan lokaler. Högst halter detekterades av två klorerade organofosfater, TCEP och TDCPP (2,53 resp. 2,47 µg/kg våtvikt) i prov från Norra Hallands utsjö och av TPhP (2,36 µg/kg våtvikt) i prov från Ost Fladen (Fig. 8). Ingen av dessa föreningar förekom dock vid några andra lokaler. Alla tre används främst som flamskyddsmedel i produkter som möbler, textilier och elektronik. TnBP detekteras i prov från tre lokaler, Väst Fladen, Väst Väröhalvön och Ost Fladen i koncentrationer mellan 0,22–0,40 µg/kg våtvikt. TEP och TiBP detekterades vid vardera en lokal, Väst Väröhalvön och Yttre Skälderviken, i koncentrationer om 0,17 resp. 0,22 µg/kg våtvikt. Nord Nidingen var den enda lokal där inga organofosfater var över detektionsgränsen.



Figur 8 Halter (µg/kg våtvikt) av organofosfater i hepatopankreas av havskräfta från sju lokaler i Kattegatt.

I en screeningstudie 2007 analyserades ett antal organofosfater i musslor från svenska sjöar och kustområden, och tre av dem är föreningar som också återfanns i kräftproven från Kattegatt, TCPP, TPP och TnBP (Sundkvist and Haglund 2007). Koncentrationerna uttrycks i screeningundersökningen per lipidhalt, så organofosfatkoncentrationerna i havskräftproverna räknades om till lipidvikt (data visas ej, men lipidhalt för proverna finns i Appendix i protokollet för PAH-analyserna). För TDCPP och TCEP var halterna högre i havskräftorna än i blåmusslorna, ca 16 µg/kg lipid för bägge substanserna i kräfta jämfört med koncentrationer under detektionsgräns på 3,4 resp. 2 i musslorna medan TPhP (ibland benämnd TPP) låg på ungefär samma nivå. För TnBP var halterna i kräftproverna lägre, ca 15–20 % av koncentrationen i musselproven.

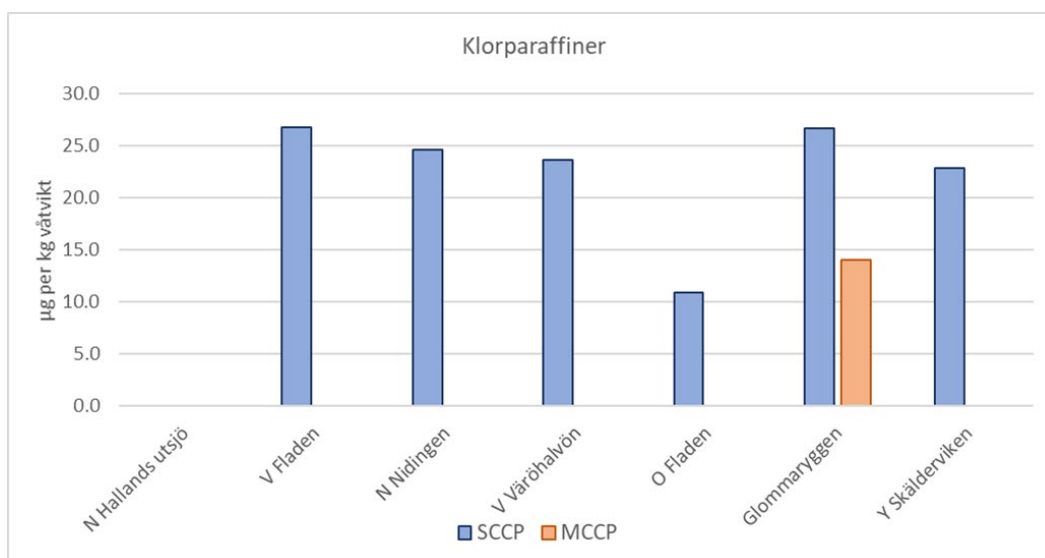
TiBP och TnBP är två isomerer ("varianter") av TBP, en organofosfat som finns i hydraul- och smörjöljeprodukter till flygplan, och som man funnit höga halter av i snöprov från flygplatser (Haglund and Marklund 2005). Den ena eller den andra av dessa två isomerer detekterades i halter mellan 0,22 och 0,40 µg per kg våtvikt vid fyra av lokalerna, Väst Fladen, Väst Väröhalvön, Ost Fladen och Yttre Skälderviken.

Klorparaffiner

Två grupper av klorparaffiner analyserades i hepatopankreas av havskräfta vid sju lokaler, kortkedjiga (Short Chain Chlorinated paraffins, SCCP) och medellånga kedjor (Medium Chain Chlorinated paraffins, MCCP). Ingen tydlig geografisk trend kunde observeras. SCCP detekterades vid samtliga lokaler utom vid Norra Hallands utsjö. Lägst halter fanns i prov från Ost Fladen, 11 µg per kg våtvikt, medan prover från övriga lokaler hade dubbelt så höga och relativt jämna koncentrationer, 23–27 µg per kg våtvikt (Fig.9). MCCP detekterades bara i prov från Glommaryggen, koncentrationen var 14 µg per kg våtvikt.

Det finns ingen tillgängliga data över förekomst av klorparaffiner i marina evertebrater längs svenska västkusten, men halter av SCCP och MCCP på ca 200–700 resp. 100–750 µg/kg våtvikt detekterades i lever av torskar från inre Oslofjorden. Blåmusslor i Norge innehöll mellan 14 och 140 SCCP µg/kg våtvikt (Ruus et al. 2018), dvs i nivå med eller högre än de koncentrationer man fann i Kattegattkräftorna.

SCCP finns med som prioriterad ämnesgrupp i EU:s vattendirektiv och gränsvärde (MKN) finns för vatten men inte för biota.



Figur 9 Halter (µg/kg våtvikt) av kortkedjiga (SCCP) och mellanlånga (MCCP) klorparaffiner analyserade i hepatopankreas från havskräftor från Kattegatt.

Organiska tennföreningar

Tio organiska tennföreningar analyserades i hepatopankreas från kräfta från sju lokaler (inget prov från Galtabäck): MBT, DBT, TBT, TeBT, MPhT, DPhT, TPhT, MOT, DOT och TCT. Fem av substanserna detekterades i prover från något, några eller samtliga lokaler: MBT, DBT, TBT, MPhT och DPhT (Fig. 10). Högst halter detekterades i prov från Yttre Skälderviken där summan av samtliga detekterade föreningar organiska tennföreningar ($\Sigma_{\text{tenn-org}}$) uppgick till 118 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt (Fig. 10A). Därefter följde de tre nordliga utsjölokaler Norra Hallands utsjö (25 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt), Väst Fladen (24 ng/g våtvikt) och Ost Fladen (25,9 ng/g våt vikt). Vid övriga lokaler var koncentrationer av $\Sigma_{\text{tenn-org}}$ mellan 5 och 9 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt.

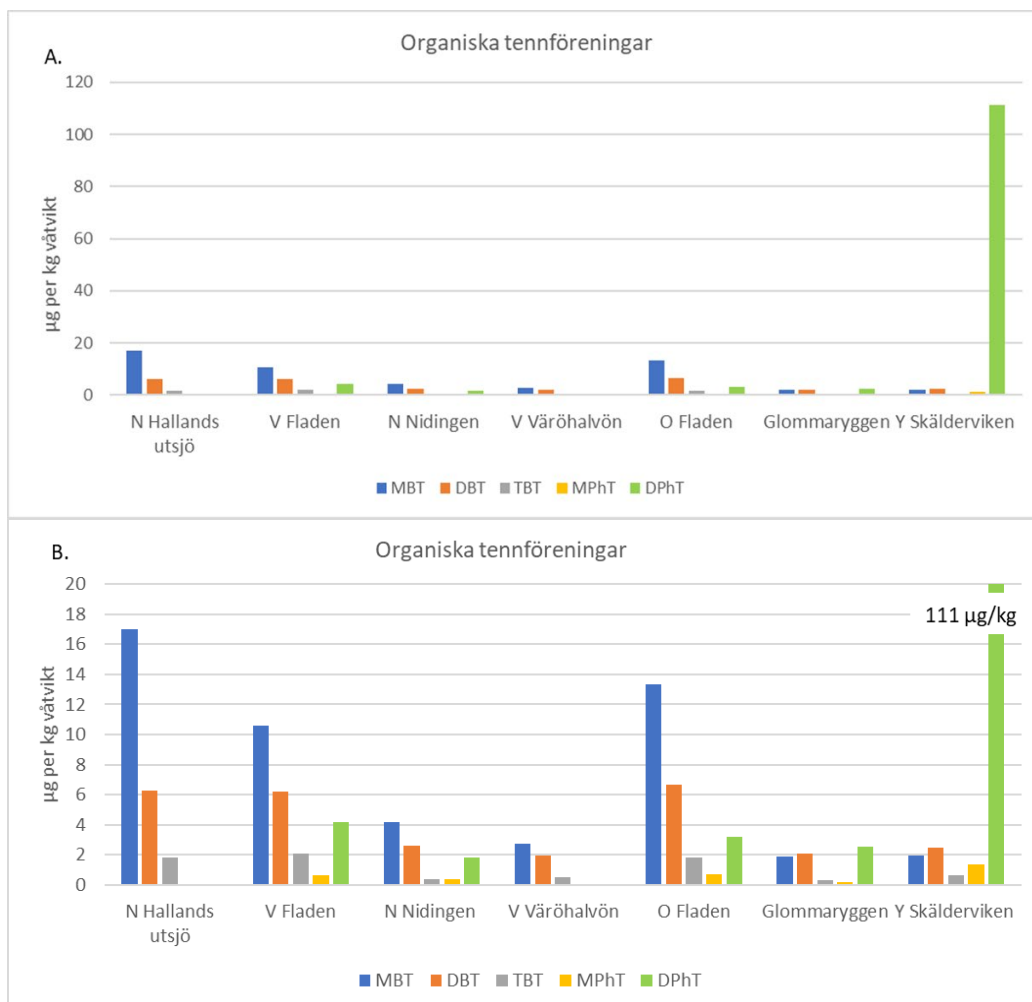
Fördelningen mellan de enskilda organiska tennföreningar skiljde sig markant mellan de olika lokalerna, vilket visas med bättre upplösning i figur 10B (notera att y-axeln skiljer sig från 10A). Vid de tre nordliga utsjölokaler, Norra Hallands utsjö, Väst Fladen, Ost Fladen var koncentrationen av MBT avsevärt högre än vid övriga fyra lokaler, 10,6–17,0 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt jämfört med 1,9–4,2 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt. Men även vid Nord Nidingen och Väst Väröhalvön dominerade MBT. Vid de två sydliga lokalerna dominerade DPhT. Vid Yttre Skälderviken utgjorde DPhT 95 % (111 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt) av totala mängden organiska tennföreningar, och vid Glommaryggen 36 %. Vid Norra Hallands utsjö och vid Väst Väröhalvön fanns inga detekterbara halter av DPhT.

TBT och TPhT, vilka tidigare använts i båtbottnfärger för att förhindra påväxt ("biofouling"), bryts succesivt ner till först DBT resp. DPhT och därefter till MBT resp. MPhT. Även om DBT och MBT har ett kommersiellt användningsområde som stabilisatorer i PVC-plast är det sannolikt att en substantiell del av det DBT/MBT man finner i havet har sitt ursprung i båtbottnfärger. Relationen mellan modersubstans och nedbrytningsprodukter ger därför en indikation på i vilken utsträckning substanserna härrör från nya eller gamla utsläpp. Halten av såväl TBT som TPhT i kräftorna är låg i förhållande till DBT+MBT och DPhT+MPhT, vilket indikerar att de ackumulerade substanserna härrör från utsläpp som skett en bit bak i tiden. Det finns ett geografiskt mönster som indikerar en dominans av TBT/DBT/MBT i norra Kattegatt och ett större inslag av DPhT/MPhT i söder.

Vid analys av nätsnäckor ifrån Halmstad hamn 2010, var koncentrationen av MBT lägre än koncentrationerna av TBT och DBT (Magnusson 2010). Detta skiljer sig alltså från kräftproverna där koncentrationen var fallande från MBT till DBT till TBT (Fig. 10). Det indikerar att butyltennföreningarna (samlingsnamn för TBT, DBT och MBT) i nätsnäckorna vid den kustnära lokalen Halmstad hamn kommer från ett färskare utsläpp än butyltennföreningarna i kräftorna vid de mer utsjöbelägna lokalerna. Data måste dock tolkas med försiktighet eftersom det dels rör sig om analyser av två olika arter som kan ha olika metabolisk kapacitet, och dels att det är få prover analyserade. Även i nätsnäckor från Varbergs hamn och Getteröns småbåtshamnvisade rankades koncentrationen av butyltennföreningar så att TBT>DBT>MDP (Magnusson 2014). Halterna av samtliga substanser var dock högre (Varbergs hamn) eller mycket högre (Getteröns småbåtshamn), än vad man fann i kräfta vid utsjölokaler i denna undersökning. I Getteröns småbåtshamn detekterades dessutom relativt höga halter TPhT, 22,4 ng/g torrsvikt. I kräftor från Yttre Skälderviken var koncentrationen TPhT <0,1 ng/g torrsvikt (limit of detection, LOD) medan koncentrationen av nedbrytningsprodukten DPhT var 45,1 ng/g torrsvikt. Även detta indikerar att det i Getteröns småbåtshamn finns en pågående, eller en nyss

avslutad, tillförsel av TPhT medan det i Yttre Skälderviken förekommer substans som indikerar att det tidigare skett utsläpp av TPhT.

I EU:s vattendirektiv är TBT klassat som förorenande ämnen och det finns gränsvärden (MKN) för vatten. Däremot finns inte MKN för TBT i biota.



Figur 10A och B Halten ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvikt, vv) av organiska tennföreningar i hepatopankreas från havskräftor från sju lokaler i Kattegatt. *OBS; notera olika skalor på y-axeln i A och B.*

Metaller

Koncentrationen av olika metaller varierar stort, även i en av människan opåverkad miljö. För att få en god överblick av förekomst av metaller vid de undersökta lokalerna presenteras de därför i tre figurer med olika skala på y-axeln (Fig. 11A, B och C). Metallerna arsenik, koppar, mangan och zink (fig. 11A), kadmium, kvicksilver och nickel (Fig. 11B) och kobolt, krom och bly (Fig. 11C) analyserades i stjärtmuskel från samtliga åtta lokaler. Koncentrationen av flertalet metaller varierade måttligt mellan lokalerna, och högsta koncentrationen låg mellan 1,0 och 3,6 gånger högre än den lägsta koncentrationen. Undantaget var kadmium, där den högst uppmätta koncentrationen, kräftor från Glommaryggen med 0,081 mg Cd/kg våtvikt, var tio gånger högre än vid lägsta, Galtabäck 0,008 mg Cd/kg våtvikt. Prover från Väst Fladen hade de lägsta koncentrationerna av fem av de analyserade metallerna, kobolt, koppar, nickel, bly och zink. I övrigt kunde dock inte märkas några tydliga geografiska trender.

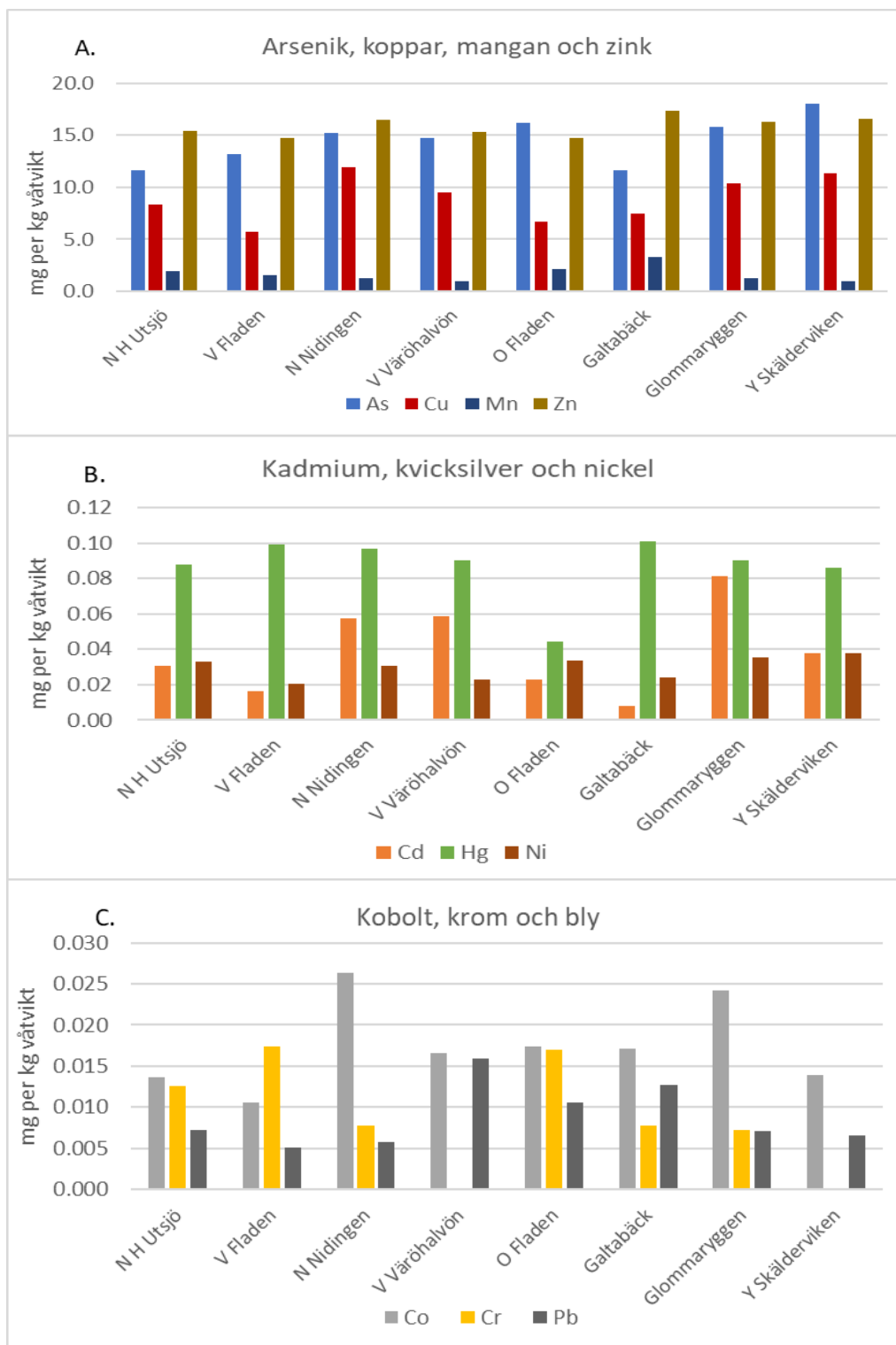
En jämförelse mellan halterna av kvicksilver, bly, kadmium och mangan i kräftproven från Kattegatt och i havskräftor från Skagerrak och norra Kattegatt i en tidigare studie (Hansson et al 2014), visade att halterna låg på ungefär samma nivå. Kvicksilverhalterna var 0,044 och 0,101 mg per kg våtvikt i Kattegatt 2020 jämfört med 0,090 och ca 0,125 mg per kg våtvikt i Skagerrak 2014. Kadmiumkoncentrationen vid Kattegattlokalerna varierade mellan 0,008 och 0,081 mg per kg våtvikt jämfört med 0,029 - 0,072 mg per kg våtvikt i Skagerrak. Bly varierade mellan 0,005–0,013 mg/kg våtvikt i Kattegattproverna jämfört med 0,025–0,036 mg/kg våtvikt i Skagerrakproverna, och mangankoncentrationerna var 0,9–3,3 mg per kg våtvikt i Kattegattproverna 2020 jämfört med 0,4–2,1 mg per kg våtvikt i Skagerrakproverna 2014.

Metallkoncentrationerna i kräfta i denna studie jämfördes också med koncentrationer uppmätta i krabbtaska insamlad 2016 från fyra lokaler i Skagerrak: Kosterfjorden, Stenungsund, Galterö (strax norr om Stenungsund) och Dana fjord (norra sidan av Göta Älvs utlopp) (Bergkvist and Magnusson 2017). Data visar på svårigheten att jämföra miljögiftsdata från organismer av olika art. Medan metallkoncentrationer av havskräftor provtagna i Kattegatt 2020 visade väldigt god överensstämmelse med havskräftor fångade 2014 i Skagerrak, var koncentrationerna av de flesta analyserade metaller högre eller mycket högre i krabbtaska än i havskräfta, framför allt för kadmium, kobolt, krom, nickel och bly. Bara för arsenik, koppar och kvicksilver var koncentrationerna på ungefär samma nivå i de två arterna.

Vid provtagningslokalen Nidingen i det nationella övervakningsprogrammet för miljögifter i marin biota, har man analyserat arsenik, kadmium, koppar, zink, kadmium, kvicksilver, nickel, krom och bly i blåmusslor sedan 1981, samt krom och nickel sedan 1995. Vid senaste provtagningsstillfället, 2018, var metallhalterna i musslorna från Nidingen följande (alla koncentrationer är uttryckta per våtvikt): arsenik 2,21 mg/kg, kadmium 0,12 mg/kg, koppar 0,67 mg/kg, zink 12,9 mg/kg, kadmium 0,12 mg/kg, kvicksilver 0,0089 mg/kg, nickel 0,27 mg/kg, krom 0,07 mg/kg och bly 0,07 mg/kg (Soerensen and Faxneld 2020a, b). Koncentrationen av arsenik var ca fem gånger högre och kvicksilver ca tio gånger högre i kräfta från de nordliga lokalerna än i blåmusslorna, medan bly, krom och nickel var upp till 10 gånger högre i blåmussla än i kräfta. Kadmium och zink ligger på ungefär samma nivå för bägge arter. Kvicksilverhalten var tio gånger högre i kräftorna och kopparhalten 18 gånger högre. De högre kopparhalterna kan sannolikt tillskrivas kräftornas syrebärande pigment, hemocyanin som innehåller koppar.

I övervakningsprogrammet analyserades blåmusslor från ytterligare två lokaler, en i Kvädöfjärden i Östersjön och en i Fjällbacka, Bohuslän (Soerensen and Faxneld 2020a, b). Koncentrationen av de flesta metaller ligger på ungefär samma nivå vid de tre lokalerna, med undantag av kvicksilver, krom och bly där halterna är ungefär hälften så höga i musslor från Nidingen. Vid Nidingen är det också trenden sjunkande kvicksilver- och kromhalter, något man inte ser vid Kvädöfjärden och Fjällbacka.

Manganhalterna i kräftorna var relativt jämna med högst koncentration (3,3 mg/kg) vid Galtabäck och lägst (0.92 mg/kg våtvikt) vid Yttre Skälderviken. I en studie från 1993-94 undersöktes manganhalten i havskräftor längs svenska västkusten, sex lokaler i Skagerrak och en i Kattegatt, i området mellan Galtabäck och Glommen (exakta koordinater är inte utskrivna) (Eriksson and Baden 1998). Koncentrationen av mangan i muskelvävnad från kräftor från samtliga lokaler var i storleksordningen 0,250 mg/kg våtvikt, dvs en tiondel av de koncentrationer man fann i kräftorna 2020.



Figur 11 Halter (mg/kg våtvikt) av metaller i muskelvävnad av kräfta från åtta lokaler i Kattegatt. A) arsenik (As), koppar (Cu), mangan (Mn) och zink (Zn); B) kadmium (Cd), kvicksilver (Hg) och nickel (Ni); C) kobolt (Co), krom (Cr) och bly (Pb). *OBS: Notera olika skala på y-axlarna.*

Läkemedel

Inget av de analyserade 24 analyserade läkemedlen förekom i detekterbara halter över i havskräftornas muskelvävnad. Analysens detektionsgränser (limit of detection, LOD) varierade mellan 1 och 4 ng/g, vilket är halter som uppmätts i marin och limnisk biota (Waldetoft et al., 2021) (se Appendix för detaljer).

Översikt av samtliga analyserade ämnen

För de tio grupperna av HOC har koncentrationen av alla föreningar som ingår i respektive grupp summerats och presenteras för samtliga lokaler i tabell 3. Substansgrupperna är PAH, dioxiner/furaner, dioxinlika PCB, Σ PCB-7, PBDE, PFAS, ftalater, organofosfater, klorparaffiner och organiska tennföreningar. Även metallkoncentrationerna finns samlade i en tabell för att ge en överskådlig bild av hur de olika lokalerna förhåller sig till varandra (Tabell 4).

I tabell 3 är de två lokalerna med högst koncentration markerade med fetstil och understrukna. I det fall där två lokaler har väldigt lika koncentration har ytterligare en lokal tagits med. Notera att från Ost Fladen är bara sju av tio substansgrupper analyserade och från Galtabäck bara en substansgrupp.

Flest ”toppnoteringar” hade lokalen Nord Nidingen, med högst eller näst högst koncentration av sex substansgrupper, Σ PAH, Σ PCDD/F, Σ dl-PCB, Σ PCB-7, Σ ftalater och Σ klorparaffiner. Både dioxiner/furaner och dioxinlika PCB lågt högst uttryckt både när de uttrycktes som faktiska koncentration och när de uttrycktes som toxiska ekvivalenter (TEQ). Yttre Skälderviken hade högst eller näst högst koncentrationer av fem substansgrupper, Σ dioxinlika PCB, Σ PCB-7, Σ PBDE, PFAS och Σ organiska tennföreningar. För dioxinlika PCB var koncentrationen näst högst när den uttrycktes som faktisk koncentration, men tredje högst när uttryckt som TEQ. Även Glommaryggen hade högst eller näst högst koncentrationer av fem substansgrupper, Σ PAH, dioxiner/furaner och dioxinlika PCB:er (både faktiska koncentrationer och TEQ av bägge grupperna), PFAS och Σ ftalater. Norra Hallands utsjö lågt högt för Σ organofosfater och Σ organiska tennföreningar, och Väst Väröhalvön hade högst koncentrationer av alla lokaler för Σ PBDE.

Mest avvikande från övriga lokaler var den uppmätta koncentrationen av Σ organiska tennföreningar vid Yttre Skälderviken, 117,68 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt, vilket var nästan fem gånger högre än de lokaler med näst högst koncentration (Ost Fladen, Norra Hallands utsjö och Väst Fladen).

Koncentrationen av alla analyserade metaller presenteras i tabell 4. Kadmium var det ämne för vilket skillnaden mellan lokaler var störst, med tio gångers skillnad mellan högsta koncentration i och lägsta koncentration. Halter var högst i Glommaryggen följt av Väst Väröhalvön och Nord Nidingen och lägst i Galtabäck. För mangan var det fyra gångers skillnad mellan högst och lägst, med högst halter i Galtabäck och Ost Fladen, och lägst i Yttre Skälderviken. För kobolt, krom, kvicksilver, koppar, nickel och arsenik var det ca två gångers skillnad mellan högst och lägst och för zink var koncentrationerna ungefär desamma vid samtliga lokaler.

Tabell 3 Sammanställning organiska ämnen i hepatopankreas av havskräfta. Detaljer om vilka enskilda föreningar som ingår i resp. substansgrupp finns beskrivet tidigare i texten och även i appendix. De två lokalerna med högst halt (tre om koncentrationerna är väldigt lika) har markerats med fet stil och understrykning. Koncentrationer av PCDD/F och dioxinlika PCB:er presenteras både som vanliga koncentrationer och som toxiska ekvivalenter (TEQ).

	Norra Hallands utsjö	Väst Fladen	Nord Nidingen	Väst Väröhalvön	Ost Fladen	Galtabäck	Glommaryggen	Yttre Skälderviken
Σ15 PAH								
μg/kg våtvikt	5,37	4,59	<u>6,46</u>	2,57	5,12	3,16	<u>7,06</u>	5,60
ΣPCDD/F,								
ng/kg våtvikt/TEQ	57,4/ 7,70	67,9/ 7,90	<u>69,07/</u> <u>9,70</u>	65,40/ 8,90	Ingen analys	Ingen analys	<u>86,50/</u> <u>13,00</u>	53,37/ 8,30
ΣDioxinlika PCB,								
μg/kg våtvikt/TEQ	6,78/ 0,0060	7,56/ 0,0070	<u>13,35/</u> <u>0,0091</u>	8,81/ 0,0068	Ingen analys	Ingen analys	<u>11,23/</u> <u>0,0083</u>	<u>11,34/</u> 0,0076
PCB-7								
μg/kg våtvikt	48,3	61,22	<u>116,7</u>	59,57	Ingen analys	Ingen analys	69,5	<u>84,34</u>
ΣPBDE								
μg/kg våtvikt	0,41	0,42	0,37	<u>1,2</u>	0,39	Ingen analys	0,61	<u>0,73</u>
ΣPFAS								
μg/kg våtvikt	7,38	9,88	11,44	10,41	12,26	Ingen analys	<u>12,60</u>	<u>15,21</u>
ΣFtalater								
μg/kg våtvikt	26,54	14,77	<u>35,88</u>	11,46	19,96	Ingen analys	<u>27,04</u>	25,71
ΣOrganofosfater								
μg/kg våtvikt	<u>5,00</u>	0,40	<LOD	0,39	<u>2,72</u>	Ingen analys	<LOD	0,22
ΣKlorparaffiner								
μg/kg våtvikt	<LOD	<u>27</u>	<u>25</u>	24	11	Ingen analys	23	<LOD
ΣOrganiska tennföreningar								
μg/kg våtvikt	<u>25,10</u>	23,71	9,33	5,26	<u>25,75</u>	Ingen analys	7,01	<u>117,68</u>

Tabell 4 Sammanställning av alla metaller som analyserats i muskel av havskräfta i denna undersökning. De två lokaler med högst halt har markerats med fet stil och understrykning.

	Norra Hallands utsjö	Väst Fladen	Nord Nidingen	Väst Väröhalvön	Ost Fladen	Galtabäck	Glommaryggen	Yttre Skälderviken
Arsenik (As) mg/kg våtvikt	11,66	13,20	15,18	14,70	<u>16,17</u>	11,66	15,84	<u>18,06</u>
Bly (Pb) µg/kg våtvikt	0,007	0,005	0,006	<u>0,016</u>	0,011	<u>0,013</u>	0,007	0,007
Kadmium (Cd) mg/kg våtvikt	0,031	0,017	0,057	<u>0,059</u>	0,023	0,008	<u>0,081</u>	0,038
Kobolt (Co) mg/kg våtvikt	0,014	0,011	<u>0,026</u>	0,017	0,017	0,017	<u>0,024</u>	0,014
Koppar (Cu) mg/kg våtvikt	8,36	5,72	<u>11,88</u>	9,45	6,72	7,48	10,34	<u>11,34</u>
Krom (Cr) mg/kg våtvikt	0,013	<u>0,017</u>	0,008	<0,00567	<u>0,017</u>	0,008	0,007	<0,00609
Kvicksilver (Hg) mg/kg våtvikt	0,0880	<u>0,0990</u>	0,0968	0,0903	0,0441	<u>0,1012</u>	0,0902	0,0861
Mangan (Mn) mg/kg våtvikt	1,958	1,584	1,232	1,008	<u>2,100</u>	<u>3,300</u>	1,276	0,924
Nickel (Ni) mg/kg våtvikt	0,033	0,021	0,031	0,023	0,034	0,024	<u>0,035</u>	<u>0,038</u>
Zink (Zn) mg/kg våtvikt	15,40	14,74	16,50	15,33	14,70	<u>17,38</u>	16,28	<u>16,59</u>

Halter av förorenande ämnen i relation till gränsvärden

Beskrivning av gränsvärden för marin biota

EU:s ramdirektiv för vatten (EU/2000/60/EG) har ett dotterdirektiv för prioriterade ämnen i ytvatten (2008/105/EG). För, för närvarande, 45 substanser/substansgrupper finns det gränsvärden, s.k. miljökvalitetsnormer (MKN), som inte får överskridas om ett havsområde ska anses ha en god miljöstatus. För de flesta substanser finns bara MKN för koncentrationer i vatten, men för några finns även MKN för halter i biota (MKN_{biota}). Bland de substanser som analyserats i havskräftor i denna studie finns MKN_{biota} för PFOS, Σ PBDE 28, 47, 99, 100, 153 (i fortsättningen bara Σ PBDE), PCDD/F + dioxinlika PCB (baserat på toxiska ekvivalenter, TEQ) och kvicksilver. MKN_{biota} för PFOS, Σ PBDE och kvicksilver avser fisk, men andra arter eller matriser kan användas ”så länge som den tillämpade MKN ger en likvärdig skyddsnivå” (2013/39/EU). MKN_{biota} för dioxiner och dioxinliknande föreningar baseras på koncentrationer i fisk, kräftdjur och blötdjur. Alla MKN är uttryckta som koncentration i muskelvävnad medan alla organiska substanser (utom läkemedel) i denna studie är uppmätta i den avsevärt mycket fetare hepatopankreasvävnaden. Koncentrationen av hydrofoba organiska ämnen, (alla organiska ämnen utom PFAS och läkemedel i denna undersökning), förekommer alltid i högre koncentrationer i fettrik vävnad. Med hjälp av data från en tidigare studie (Hansson et al 2014), där PBDE och PCDD/F + dioxinlika PCB analyserades i både hepatopankreas och muskel hos havskräfta kunde en kvot mellan dessa substanser i de två organen beräknas. Denna kvot användes sedan för att räkna om denna studies koncentrationer av PBDE, PCDD/F+dioxinlika PCB och icke-dioxinlika PCB i hepatopankreas till koncentrationer i muskelvävnad. Dessa beräknade koncentrationer jämfördes därefter med MKN_{biota} - koncentrationer (Tabell 5).

Havs- och vattenmyndigheten har också gränsvärden för ett antal särskilt förorenande ämnen (SFÄ) i kustvatten och vatten i övergångszon (HVMFS 2019:25). Även här är flertalet gränsvärden endast satta för koncentrationer i vatten, men för några substanser finns de även för koncentrationer i biota ($SFÄ_{biota}$). Av de substanser som analyserades i kräftorna i Kattegatt finns det bara $SFÄ_{biota}$ för de PCB kongener som ingår i PCB-7. Samma kvot som användes för PCDD/F i hepatopankreas/PCDD/F i muskelvävnad användes för att beräkna koncentrationen av PCB i kräftornas muskelvävnad (Tabell 5).

Inom Oslo-Paris-konventionen (OSPAR, konvention för skydd av marin miljö i Nordostatlanten) finns en gränsvärden i form av Environmental Assessment Criteria (EAC) (OSPAR Commission 2009). EAC är koncentrationer av miljöfarliga ämnen under vilka det bedöms inte finns någon risk för biologiska effekter. EAC för biota (EAC_{biota}) avser ämnens förekomst i fisk och de finns både som koncentrationer baserade på våtvikt och på lipidvikt. I denna undersökning jämfördes koncentrationerna av de PCB kongener som ingår i PCB-7 med EAC_{biota} (Tabell 6).

Koncentrationer i kräftor i relation till gränsvärden

En uppskattning av koncentrationen av Σ PBDE och Σ PDDE/F + dioxinlika PCB i kräftornas muskelvävnad gjordes genom att använda data från en tidigare studie där dessa substansgrupper analyserats i både muskel och hepatopankreas från havskräfta (Hansson et al. 2014). En kvot mellan koncentrationen i de två vävnadstyperna beräknades från varje

analyserat prov (totalt 5 prover), och ett medelvärde togs fram. Kvoterna mellan (Σ PBDE resp. Σ PCDD/F + dioxinlika PCB)_{hepatopankreas} och (Σ PBDE resp. Σ PDDE/F + dioxinlika PCB)_{muskelvävnad} var 108 ± 37 resp. 81 ± 13 (Tabell 5). Koncentrationerna av Σ PBDE och Σ PDDE/F + dioxinlika PCB i hepatopankreas i kräftprov från Kattegattlokalerna dividerades därefter med respektive kvot för att få en koncentration av de två substansgrupperna i muskelvävnad. Dessa estimerade koncentrationer kunde sedan jämföras med MKN_{biota} .

Den beräknade koncentrationen av Σ PBDE i kräftmuskel var bara 2–3 gånger lägre än MKN_{biota} ($0,0085 \mu\text{g/kg}$ våtvikt) vid samtliga lokaler utom vid Nord Nidingen, där den var något högre än detta gränsvärde ($0,0098 \mu\text{g/kg}$ våtvikt) (Tabell 5). MKN_{biota} för Σ PBDE baseras egentligen på koncentration i fiskmuskel, och eftersom detta är en substansgrupp som biomagnificeras i näringsväven är halterna högre i fisk än i kräfta, även om djuren exponeras för samma koncentration i miljön. Hade Σ PBDE analyserats i fisk från de lokaler där kräftorna fångades hade man med största sannolikhet uppmätt högre koncentrationer, och samtliga lokaler hade legat ännu närmare, eller kanske till och med över, gränsvärdet. Resultatet är inte förvånande eftersom tidigare data visar att Σ PBDE överskrider vattendirektivets MKN_{biota} i alla svenska ytvatten, vilket innebär att inga vattenområden i Sverige uppnår *god kemisk status* med avseende på PBDE (HELCOM 2018).

För dioxiner/furaner och dioxinlika PCB:er var den beräknade koncentrationen i kräftmuskel 40–70 gånger lägre än MKN_{biota} (Tabell 5). Den beräknade koncentrationen av icke-dioxinlika PCB i kräftmuskel varierade mellan $0,69$ och $1,68 \mu\text{g/kg}$ våtvikt vilket är ca 50–100 gånger lägre än gränsvärdet för $SF\ddot{A}_{biota}$ ($75 \mu\text{g/kg}$ våtvikt, Tabell 5).

MKN_{biota} finns även för PFOS. Eftersom PFOS-molekylen inte är hydrofob, och därmed inte har någon specifik affinitet för fettvävnad, spelar det sannolikt mindre roll vilken vävnad av ett djur som analyseras och en jämförelse kan därför göras utan någon omräkning till koncentration i muskel. MKN_{biota} för PFOS är $9,1 \mu\text{g/kg}$ våtvikt i muskelvävnad vilket är 4–15 gånger högre än de uppmätta PFOS-koncentrationen i kräftorna vilka varierade mellan ett lägsta värde vid Yttre Skälderviken ($0,6 \mu\text{g/kg}$ våtvikt) och ett högsta vid Nord Nidingen ($2,2 \mu\text{g/kg}$ våtvikt, Tabell 5).

Kvicksilver analyserade i muskelvävnad och kunde därför jämföras direkt med vattendirektivets MKN . MKN_{biota} för kvicksilver är $20 \mu\text{g/kg}$ våtvikt och kvicksilverhalten i kräftproverna var 4–5 gånger högre än detta, 80 och $100 \mu\text{g/kg}$ våtvikt. Högst var koncentration i djur från Galtabäck (Tabell 5). Koncentrationer är dock inte hög i förhållande till djur från andra svenska vattenområden. Precis som för PBDE överskrider kvicksilverhalten i samtliga svenska ytvatten, så även här gäller att inga svenska vatten uppnår *god kemisk status* med avseende på kvicksilver.

Då de sju PCB-kongener som ingår i PCB-7 uttryckta per fettvikt i kräftorna jämfördes med OSPAR:s EAC för PCB-7 i fisk, även dessa uttryckt per fettvikt (Table 6). Halten av PCB 118, den enda dioxinlika kongenen i PCB-7, översteg EAC vid samtliga sju lokaler. Högst PCB 118 halter detekterades i kräftor från Nord Nidingen och Väst Väröhalvön, där koncentrationerna var dubbelt så höga som EAC. Övriga sex PCB-kongener var lägre än EAC, PCB #28, #52 och #101 i storleksordningen 10–100 gånger lägre, PCB 138 ca 2 - 4 gånger lägre, PCB 153 5 - 10 gånger lägre och PCB 180 10–20 gånger lägre. Eftersom PCB-koncentrationer i marina näringsvävar i allmänhet ökar med ökad trofisk nivå, är det

sannolikt att för djur som lever inom samma område är PCB-koncentrationen i de flesta fiskarter högre än för kräfter.

Tabell 5 Koncentrationer i kräftprover jämfört med EU:s vattendirektivs gränsvärde i biota (MKN) och Havs- och vattenmyndighetens gränsvärde för särskilt förorenande ämnen i biota (SFÄ). Uppmätta koncentrationer av PCDD/F+dioxinlika PCB och PBDE i hepatopankreas räknades om till koncentrationer i muskelvävnad baserat på litteraturdata (Hansson et al. 2014). Kvicksilver analyserades dock i muskelvävnad.

Substans/ substansgrupp	Kvot konc. hepatopankreas/ konc. muskelvävnad	Station	Muskelvävnad denna studie (µg/kg våtvikt)	Gränsvärde i biota MKN/SFÄ
ΣPBDE #28, #47, #99, #100, #153, #154	108±37		Beräknad (µg /kg våtvikt)	MKN
		N Hallands utsjö	0,0038	0,0085
		V Fladen	0,0032	µg/kg våtvikt
		N Nidingen	0,0098	
		O Fladen	0,0031	
		V Väröhalvön	0,0028	
		Glommaryggen	0,0048	
		Y Skälderviken	0,0059	
ΣPDDE/F + dioxinlika PCB	81±13		Beräknad (µg/kg våtvikt, TEQ)	MKN
		N Hallands utsjö	0,000095	0,0065
		V Fladen	0,000098	µg/kg våtvikt TEQ
		N Nidingen	0,000120	
		V Väröhalvön	0,000110	
		Glommaryggen	0,000161	
		Y Skälderviken	0,000103	
PCB-7 (icke- dioxinliknande PCB)	81±13		Beräknad (µg/kg våtvikt)	SFÄ
		N Hallands utsjö	1,68	75 µg/kg våtvikt
		V Fladen	1,32	
		N Nidingen	0,69	
		V Väröhalvön	1,36	
		Glommaryggen	1,17	
		Y Skälderviken	0,96	
PFOS			Uppmätt (µg/kg våtvikt)	MKN
		N Hallands utsjö	0,96	9,1 µg/kg våtvikt
		V Fladen	1,26	
		N Nidingen	2,21	
		V Väröhalvön	1,77	
		O Fladen	1,80	
		Glommaryggen	1,84	
		Y Skälderviken	0,57	
Kvicksilver			Uppmätt (µg/kg våtvikt)	MKN
		N Hallands utsjö	88,0	20 µg/kg våtvikt
		V Fladen	99,0	
		N Nidingen	96,8	
		V Väröhalvön	90,3	
		O Fladen	44,1	
		Galtabäck	101,2	
		Glommaryggen	90,2	
		Y Skälderviken	86,1	

Tabell 6 Jämförelse mellan OSPARs Environmental Assessment Criteria (EAC) för PCB-7 i fisk (OSPAR Commission 2009) och koncentrationer uppmätta i kräftor från Kattegatt. Samtliga koncentrationer är uttrycks som µg/kg fettvikt.

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
OSPAR EAC	64	108	120	24	316	1 600	480
N Hallands utsjö	*	*	9,9	26,4	79,3	171,8	31,7
V Fladen	3,6	1,7	11,0	32,4	110,5	243,0	48,6
N Nidingen	3,0	6,9	18,3	44,6	158,6	292,4	54,5
V Väröhalvön	4,1	ND	9,6	45,4	131,0	288,2	41,9
Glommaryggen	2,7	1,5	9,2	27,2	79,5	146,5	24,3
Y Skälderviken	3,0	2,1	12,4	33,3	104,5	228,9	35,3

* Koncentration under detektionsgräns

Referenser

- Bergkvist, J., and M. Magnusson. 2017. Miljögifter i biota 2016, Framtagen för Bohuskustens Vattenvårdsförbund (BVVF).
- Bio Marin Gruppen. 2015. Recipientundersökning vid Lövestaviken, Falkenbergs kommun, år 2015. På uppdrag av Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB).
- Bio Marin Gruppen. 2018. Recipientundersökning i utfyllnadsområdet i Halmstads hamn och närliggande havsområde, 2018. På uppdrag av samhällsbyggnadskontoret i Halmstads kommun.
- Blum, A., M. Behl, L. S. Birnbaum, M. L. Diamond, A. Phillips, V. Singla, N. S. Sipes, H. M. Stapleton, and M. Venier. 2019. Organophosphate ester flame retardants: are they a regrettable substitution for polybrominated diphenyl ethers? *Environmental Science and Technology Letters* **6**:638–649.
- Broman, D., C. Näf, I. Lundbergh, and Y. Zebühr. 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston-*Mytilus edulis* L.-*Somateria mollissima* L.) from the Baltic: an ecotoxicological perspective. *Environmental Toxicology and Chemistry* **9**:429-442.
- Darnerud, P. O. 2003. Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environment International* **29**:841–853.
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). 2020. Draft opinion for public consultation on the risks to human health related to the presence of perfluoralkyl substances in food.
https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/consultation/consultation/PFAS_Draft_Opinion_for_public_consultation_Part_I.pdf.
- El-Sayed Ali, T., and J. Legler. 2010. Overview of the mammalian and environmental toxicity of chlorinated paraffins. *in* J. d. Boer, editor. Chlorinated Paraffins, Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698_2010_56, # Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2010.
- Eriksson, S. P., and S. P. Baden. 1998. Manganese in the haemolymph and tissues of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.), along the Swedish west coast, 1993–1995. *Hydrobiologia* **375/376**:255–264.
- Haglund, P., and A. Marklund. 2005. Organofosfater i svensk miljö. Ett screeninguppdrag från Naturvårdsverket.
- Hansson, K., M. Bibi, S. Bodholm, H. Braun, U. Hageström, K. Norén, E. Rehngren, P. Liljelind, M. Hjelt, and A. Kitti-Sjöström. 2014. Övervakning av miljögifter i havskräfta och hummer. Bohus- och Hallandskusten.
- Hauler, C., G. Rimkus, C. Risacher, H.-J. Knölker, and W. Vetter. 2014. Concentrations of halogenated natural products versus PCB 153 in bivalves from the North and Baltic Seas. *Science of the Total Environment* **490**:994–1001.

HELCOM. 2018. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). HELCOM core indicator report July 2018 (<https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Polybrominated-diphenyl-ethers-PBDEs-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>).

Magnusson, M. 2010. Analys av imposex hos nätsnäckor (och slamsnäckor) utanför Halmstad hamn. Utförd av Marine Monitoring på uppdrag av Länsstyrelsen Halland

Magnusson, M. 2014. Analys av imposex hos nätsnäckor utanför Varbergs hamn 2012. Utförd av Marine Monitoring på uppdrag av Länsstyrelsen Halland

Malmaeus, M., M. Karlsson, and M. Rahmberg. 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienten. IVL rapport B2053.

Matthiessen, P. 2019. The impact of organotin pollution on aquatic invertebrate communities—are molluscs the only group whose populations have been affected? *Current Opinion in Environmental Science & Health* **11**:13–20.

Naturvårdsverket, 2009. Sammanställning av gränsvärden och underlaget för tributyltenn (TBT) i ett urval av länder.

OSPAR Commission. 2009. Background Document on CEMP Assessment Criteria for QSR 2010. Monitoring and Assessment Series.

Ruus, A., K. Bæk, T. Rundberget, I. A. Bjørnar Beylich, M. Schlabach, N. Warner, K. Borgå, and M. Helberg. 2018. Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2018, Oslo, NIVA rapport 7410-2019.

Soerensen, A. L., and S. Faxneld. 2020a. The Swedish national monitoring programme for contaminants in marine biota (until 2019 year's data) - Temporal trends and spatial variations, Swedish Museum of Natural History, Report 13: 2020 Appendix.

Soerensen, A. L., and S. Faxneld. 2020b. The Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Marine Biota (until 2019 year's data) -Temporal trends and spatial variations, Swedish Museum of Natural History, Report 13:20

Sundkvist, A., and P. Haglund. 2007. Organofosfater i humanmjölk och fisk från svenska sjöar och kustnära områden ett screeningprojekt från Naturvårdsverket, Projekt 219 0714.

Tjus, S. E. 2014. Biociders spridning i miljön och deras hälso- och miljörisker. Screening år 2000-2013. En kunskapsöversikt, Naturvårdsverket rapport 6634

Ventrice, P., D. Ventrice, E. Russoa, and De Sarroa, G. 2013. Phthalates: European regulation, chemistry, pharmacokinetic and related toxicity. *Environmental Toxicology and Pharmacology* **36**:88–96.

Verreault, J., U. Berger, and G. W. Gabrielsen. 2007. Trends of Perfluorinated Alkyl Substances in Herring Gull Eggs from Two Coastal Colonies in Northern Norway: 1983–2003. *Environmental Science and Technology* **41**:6671-6677.

Viktor, T., L. Andersson, M. A. Bello, B. Esfahani, H. Waldetoft, and M. Karlsson. 2021. Läkemedel i Vitsån. Undersökning av koncentrationer i recipienten och fiskförsök med avloppsvatten från Fors reningsverk. IVL-rapport C578.

Appendix

Appendix I. Analysdata

Parameter	Enhet	Norra Hallands utsjö	Väst Fladen	Nord Nidingen	Väst Väröhalvön
PAH					
Acenaften*	ng/g vv	<0.49	<0.49	<0.44	<0.39
Fluoren*	ng/g vv	<0.24	<0.25	0,30	<0.19
Fenantren	ng/g vv	<0.49	<0.49	<0.44	<0.39
Antracen	ng/g vv	<0.037	<0.037	<0.033	<0.029
Fluoranten	ng/g vv	0,38	<0.29	0,50	<0.23
Pyren	ng/g vv	0,42	<0.32	0,48	<0.25
Benso(a)antracen	ng/g vv	0,21	0,19	0,26	0,12
Krysen	ng/g vv	0,29	0,27	0,46	0,19
Benso(b)fluoranten	ng/g vv	1,2	1,0	0,79	0,24
Benso(k)fluoranten	ng/g vv	0,12	0,12	0,10	<0.077
Benso(a)pyren	ng/g vv	0,50	0,55	0,76	0,40
Dibenso(ah)antracen	ng/g vv	1,2	1,3	2,0	1,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ng/g vv	1,1	1,1	0,81	0,50
Acenaftilen*	ng/g vv	<3.7	<3.7	<3.3	<2.9
Dioxiner, PCB					
Fetthalt* %:	%	15,13	13,58	20,18	11,45
2,3,7,8-tetraCDD	pg/g vv	1,3	1,3	1,3	1,3
1,2,3,7,8-pentaCDD	pg/g vv	1,4	1,2	2,8	2,1
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	pg/g vv	1,9	5,1	2,4	4,8
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	pg/g vv	4	4,7	4,9	5,4
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	pg/g vv	0,9	1,2	0,87	1,1
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	pg/g vv	6,8	8,7	9,2	8,3
oktaklordibensodioxin	pg/g vv	3,8	5,2	6,4	6,3
2,3,7,8-tetraCDF	pg/g vv	6	7,7	8,1	6,6
1,2,3,7,8-pentaCDF	pg/g vv	4,4	5,1	5,5	5,1
2,3,4,7,8-pentaCDF	pg/g vv	6,7	5,2	6,6	6,4
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	pg/g vv	6	7,7	6,5	5,4
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	pg/g vv	3	3,8	3,5	3,5
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	pg/g vv	<0.32	<0.36	<0.35	<0.36
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	pg/g vv	5,4	5,6	7	6,3
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	pg/g vv	5,8	5,4	4	2,8
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	pg/g vv	<0.47	<0.43	<0.47	<0.46
oktaklordibensofuran	pg/g vv	<0.64	<0.52	<0.53	<0.58
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	pg/g vv	7,7	7,9	9,7	8,9
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	pg/g vv	7,7	7,9	9,7	8,9
PCB 77	pg/g vv	120	150	170	160
PCB 126	pg/g vv	53	61	78	59
PCB 169	pg/g vv	18	23	29	23
PCB 81	pg/g vv	9,2	13	14	12

Parameter	Enhet	Norra Hallands utsjö	Väst Fladen	Nord Nidingen	Väst Väröhalvön
PCB 105	pg/g vv	1200	1000	2000	1300
PCB 114	pg/g vv	54	51	80	67
PCB 118	pg/g vv	4000	4400	9000	5200
PCB 123	pg/g vv	47	61	65	71
PCB 156	pg/g vv	420	640	480	640
PCB 157	pg/g vv	120	190	170	180
PCB 167	pg/g vv	590	790	1100	900
PCB 189	pg/g vv	150	180	160	200
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	pg/g vv	6,1	7	9,1	6,8
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	pg/g vv	6,1	7	9,1	6,8
PCB 28	ng/g vv	<0.47	0,49	0,6	0,47
PCB 52	ng/g vv	<0.29	0,23	1,4	<0.23
PCB 101	ng/g vv	1,5	1,5	3,7	1,1
PCB 153	ng/g vv	26	33	59	33
PCB 138	ng/g vv	12	15	32	15
PCB 180	ng/g vv	4,8	6,6	11	4,8
PBDE					
Fetthalt* %:	ng/g vv	17	20	24	13
PBDE 28*	ng/g vv	<0.06	<0.06	<0.05	<0.05
PBDE 47*	ng/g vv	0,22	0,211	0,60	0,17
PBDE 100*	ng/g vv	0,13	0,13	0,28	0,093
PBDE 99*	ng/g vv	<0.05	<0.05	<0.04	<0.04
PBDE 85*	ng/g vv	<0.06	0,08	0,10	0,054
PBDE 154*	ng/g vv	<0.06	<0.06	0,077	<0.05
PBDE 153*	ng/g vv	0,063	<0.06	0,10	0,076
PFAS					
Perfluorobutansyra (PFBA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluoropentansyra (PFPeA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluorohexansyra (PFHxA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluoroheptansyra (PFHpA)	ng/g vv	<LOD	0,29	<LOD	0,27
Perfluorooktansyra (PFOA)	ng/g vv	2,28	4,11	4,16	3,76
Perfluorononansyra (PFNA)	ng/g vv	1,42	1,53	1,57	1,42
Perfluorodekansyra (PFDA)	ng/g vv	0,59	0,84	0,99	0,88
Perfluorundekansyra (PFUnDA)	ng/g vv	0,61	0,60	1,15	0,63
Perfluordodekansyra (PFDoDA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluortridekansyra (PFTrDA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluortetradekansyra (PFTeDA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluorhexadekansyra (PFHxDA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluoroktadekansyra (PFOcDA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/g vv	0,96	1,26	2,21	1,77
Perfluorodekansulfonat (PFDS)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	ng/g vv	1,54	1,26	1,35	1,67

Parameter	Enhet	Norra Hallands utsjö	Väst Fladen	Nord Nidingen	Väst Väröhalvön
6:2 fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
8:2 fluortelomersulfonat (8:2 FTS)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
metylperfluorooktansulfonamidättikssyra (N-Me-FOSAA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
etylperfluorooktansulfonamidättikssyra (N-Et-FOSAA)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
6:2 polyfluoroalkylfosfatmonoester (6:2 PAP)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
8:2 polyfluoroalkylfosfatmonoester (8:2 PAP)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
6:2/6:2 fluoroalkylfosfatdiester (6:2 diPAP)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
8:2/8:2 polyfluoroalkylfosfatdiester (8:2 diPAP)	ng/g vv	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Ftalater					
Dimethyl phthalate	ng/g TS	1,20	1,09	0,55	0,73
Diethyl phthalate	ng/g TS	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Dipropyl phthalate	ng/g TS	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Diallyl phthalate	ng/g TS	1,16	<0.51	<0.51	<0.51
Diisobutyl phthalate	ng/g TS	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Di-n-butylphthalate	ng/g TS	30,81	<0.51	<0.51	<0.51
Benzyl butyl phthalate	ng/g TS	<5.14	<5.14	<5.14	<5.14
Di-n-hexyl phthalate	ng/g TS	<5.14	<5.14	<5.14	<5.14
Di-n-octyl phthalate	ng/g TS	<5.14	<5.14	<5.14	<5.14
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	ng/g TS	39,1	39,2	83,8	34,7
Dicyclohexyl phthalate	ng/g TS	<5.14	<5.14	<5.14	<5.14
Bis(2-propylheptyl)phthalate	ng/g TS	<5.14	<5.14	<5.14	<5.14
Diisononyl phthalate	ng/g TS	<20.6	<20.6	<20.6	<20.6
Diisodecyl phthalate	ng/g TS	<20.6	<20.6	<20.6	<20.6
Organofosfater					
Triethyl phosphate	ng/g TS	<0.51	<0.51	<0.51	0,53
Triisobutyl phosphate	ng/g TS	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Tri-n-butyl phosphate	ng/g TS	<0.51	1,09	<0.51	0,67
Tris(2-chloroethyl) phosphate	ng/g TS	6,73	<5.1	<5.1	<5.1
Tris(2-chloropropyl) phosphate	ng/g TS	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
1,3-Dichloro-2-propanol phosphate	ng/g TS	6,90	<5.1	<5.1	<5.1
Tris(2-butoxyethyl) phosphate	ng/g TS	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Triphenyl phosphate	ng/g TS	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
2-Ethylhexyl diphenyl phosphate	ng/g TS	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Tris(2-ethylhexyl) phosphate	ng/g TS	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
tri-o-cresyl phosphate	ng/g TS	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
tricresyl phosphate (technical mixture)	ng/g TS	<26	<26	<26	<26
Klorparaffiner					
SCCP	ng/g vv	< 7	27	25	24
MCCP	ng/g vv	< 2,8	< 2,5	< 2,6	< 2,6

Parameter	Enhet	Norra Hallands utsjö	Väst Fladen	Nord Nidingen	Väst Väröhalvön
Organiska tennföreningar					
Monobutyltenn (MBT)	ng/g vv	6,23	3,88	1,79	0,90
Dibutyltenn (DBT)	ng/g vv	2,30	2,28	1,10	0,63
Monophenyltenn (MPHT)	ng/g vv	0,03	0,23	0,15	< LOD
Tributyltenn (TBT)	ng/g vv	0,66	0,77	0,15	0,17
Monooktyltenn (MOT)	ng/g vv	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Tetrabutyltenn (TeBT)	ng/g vv	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Difenyltenn (DPhT)	ng/g vv	< LOD	1,53	0,79	< LOD
Dioktyltenn (DOT)	ng/g vv	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Trifenyltenn (TPHT)	ng/g vv	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Tricyklohexyltenn (TCT)	ng/g vv	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Metaller					
Arsenik (As)*	µg/g TS	53	60	69	70
Bly (Pb)*	µg/g TS	0,033	0,023	0,026	0,076
Kadmium (Cd)*	µg/g TS	0,14	0,075	0,26	0,28
Kobolt (Co)*	µg/g TS	0,062	0,048	0,12	0,079
Koppar (Cu)*	µg/g TS	38	26	54	45
Krom (Cr)*	µg/g TS	0,057	0,079	0,035	<0.027
Kvicksilver (Hg)*	µg/g TS	0,4	0,45	0,44	0,43
Mangan (Mn)*	µg/g TS	8,9	7,2	5,6	4,8
Nickel (Ni)*	µg/g TS	0,15	0,094	0,14	0,11
Zink (Zn)*	µg/g TS	70	67	75	73
TS, torrsubstans*	%	22	22	22	21

* Ej ackrediterad analys

Parameter	Enhet	Ost Fladen	Galtabäck	Glommaryggen	Yttre Skälderviken
PAH					
Acenaften*	ng/g vv	<0.50	<0.51	<0.40	<0.39
Fluoren*	ng/g vv	<0.25	<0.26	0,32	0,23
Fenantren	ng/g vv	<0.50	<0.51	0,50	<0.39
Antracen	ng/g vv	<0.037	<0.038	0,031	<0.029
Fluoranten	ng/g vv	<0.30	0,31	0,57	0,58
Pyren	ng/g vv	0,38	0,35	0,60	0,62
Benso(a)antracen	ng/g vv	0,18	<0.15	0,25	0,22
Krysen	ng/g vv	0,27	0,15	0,37	0,25
Benso(b)fluoranten	ng/g vv	1,1	0,46	0,85	0,75
Benso(k)fluoranten	ng/g vv	0,13	<0.10	0,091	<0.077
Benso(a)pyren	ng/g vv	0,54	0,32	0,71	0,62
Dibenso(ah)antracen	ng/g vv	1,4	0,79	1,8	1,7
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ng/g vv	1,1	0,77	0,99	0,63
Acenaftylen*	ng/g vv	<3.7	<3.8	<3.0	<2.9

Parameter	Enhet	Ost Fladen	Galtabäck	Glommaryggen	Yttre Skälderviken
Dioxiner, PCB					
Fetthalt* %:	%			23,89	20,1
2,3,7,8-tetraCDD	pg/g vv			1,8	1
1,2,3,7,8-pentaCDD	pg/g vv			3,5	2,4
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	pg/g vv			3,1	1,6
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	pg/g vv			6,5	4,3
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	pg/g vv			2,2	0,67
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	pg/g vv			11	4,4
oktaklordibensodioxin	pg/g vv			9,1	4
2,3,7,8-tetraCDF	pg/g vv			9,8	7,4
1,2,3,7,8-pentaCDF	pg/g vv			6,4	4,8
2,3,4,7,8-pentaCDF	pg/g vv			9,8	7,1
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	pg/g vv			6,4	4,1
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	pg/g vv			4,9	2,6
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	pg/g vv			<0.33	<0.32
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	pg/g vv			6,7	5,3
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	pg/g vv			5,3	3,7
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	pg/g vv			<0.43	<0.42
oktaklordibensofuran	pg/g vv			<0.51	<0.56
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	pg/g vv			13	8,3
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	pg/g vv			13	8,3
PCB 77	pg/g vv			200	200
PCB 126	pg/g vv			70	65
PCB 169	pg/g vv			30	27
PCB 81	pg/g vv			13	13
PCB 105	pg/g vv			1800	2000
PCB 114	pg/g vv			52	75
PCB 118	pg/g vv			6500	6700
PCB 123	pg/g vv			88	80
PCB 156	pg/g vv			830	730
PCB 157	pg/g vv			290	250
PCB 167	pg/g vv			1100	1000
PCB 189	pg/g vv			260	200
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	pg/g vv			8,3	7,6
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	pg/g vv			8,3	7,6
PCB 28	ng/g vv			0,64	0,61
PCB 52	ng/g vv			0,36	0,43
PCB 101	ng/g vv			2,2	2,5
PCB 153	ng/g vv			35	46
PCB 138	ng/g vv			19	21
PCB 180	ng/g vv			5,8	7,1

Parameter	Enhet	Ost Fladen	Galtabäck	Glommaryggen	Yttre Skälderviken
PBDE					
Fetthalt* %:	ng/g vv	14		26	23
PBDE 28*	ng/g vv	<0.06		<0.05	0,05
PBDE 47*	ng/g vv	0,120		0,30	0,36
PBDE 100*	ng/g vv	0,10		0,15	0,14
PBDE 99*	ng/g vv	<0.05		<0.04	<0.04
PBDE 85*	ng/g vv	0,07		0,096	0,10
PBDE 154*	ng/g vv	<0.06		<0.05	<0.05
PBDE 153*	ng/g vv	0,085		0,063	0,082
PFAS					
Perfluorobutansyra (PFBA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluoropentansyra (PFPeA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluorohexansyra (PFHxA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	1,52
Perfluoroheptansyra (PFHpA)	ng/g vv	0,25		0,58	0,67
Perfluorooktansyra (PFOA)	ng/g vv	5,43		5,37	7,67
Perfluorononansyra (PFNA)	ng/g vv	2,08		1,51	2,39
Perfluorodekansyra (PFDA)	ng/g vv	0,98		0,81	0,77
Perfluorundekansyra (PFUnDA)	ng/g vv	0,76		0,94	0,53
Perfluordodekansyra (PFDoDA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluortridekansyra (PFTrDA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluortetradekansyra (PFTeDA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluorhexadecansyra (PFHxDA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluoroktadecansyra (PFOcDA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/g vv	1,80		1,84	0,57
Perfluorodekansulfonat (PFDS)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	ng/g vv	0,96		1,56	1,09
6:2 fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
8:2 fluortelomersulfonat (8:2 FTS)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
metylperfluorooktansulfonamidä ttikssyra (N-Me-FOSAA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
etylperfluorooktansulfonamidätti kssyra (N-Et-FOSAA)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
6:2 polyfluoroalkylfosfatmonoest er (6:2 PAP)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
8:2 polyfluoroalkylfosfatmonoest er (8:2 PAP)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
6:2/6:2 fluoroalkylfosfatdiester (6:2 diPAP)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
8:2/8:2 polyfluoroalkylfosfatdiest er (8:2 diPAP)	ng/g vv	<LOD		<LOD	<LOD
Ftalater					
Dimethyl phthalate	ng/g TS	0,66		0,47	0,59
Diethyl phthalate	ng/g TS	<0.51		<0.51	<0.51
Dipropyl phthalate	ng/g TS	<0.51		<0.51	<0.51
Diallyl phthalate	ng/g TS	<0.51		<0.51	1,57

Parameter	Enhet	Ost Fladen	Galtabäck	Glommaryggen	Yttre Skälderviken
Di-n-butylphthalate	ng/g TS	31,61		<0.51	<0.51
Benzyl butyl phthalate	ng/g TS	<5.14		<5.14	<5.14
Di-n-hexyl phthalate	ng/g TS	<5.14		<5.14	<5.14
Di-n-octyl phthalate	ng/g TS	<5.14		<5.14	<5.14
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	ng/g TS	24,8		64,0	61,2
Dicyclohexyl phthalate	ng/g TS	<5.14		<5.14	<5.14
Bis(2-propylheptyl)phthalate	ng/g TS	<5.14		<5.14	<5.14
Diisononyl phthalate	ng/g TS	<20.6		<20.6	<20.6
Diisodecyl phthalate	ng/g TS	<20.6		<20.6	<20.6
Organofosfater					
Triethyl phosphate	ng/g TS	<0.51		<0.51	<0.51
Triisobutyl phosphate	ng/g TS	<0.51		<0.51	0,54
Tri-n-butyl phosphate	ng/g TS	1,03		<0.51	<0.51
Tris(2-chloroethyl) phosphate	ng/g TS	<5.1		<5.1	<5.1
Tris(2-chloropropyl) phosphate	ng/g TS	<5.1		<5.1	<5.1
1,3-Dichloro-2-propanol phosphate	ng/g TS	<5.1		<5.1	<5.1
Tris(2-butoxyethyl) phosphate	ng/g TS	<51		<51	<51
Triphenyl phosphate	ng/g TS	6,74		<5.1	<5.1
2-Ethylhexyl diphenyl phosphate	ng/g TS	<5.1		<5.1	<5.1
Tris(2-ethylhexyl) phosphate	ng/g TS	<0.51		<0.51	<0.51
tri-o-cresyl phosphate	ng/g TS	<5.1		<5.1	<5.1
tricresyl phosphate (technical mixture)	ng/g TS	<26		<26	<26
Klorparaffiner					
SCCP	ng/g vv	11		27	23
MCCP	ng/g vv	< 2,8		14	< 2,6
Organiska tennföreningar					
Monobutyltenn (MBT)	ng/g vv	4,64		0,79	1,04
Dibutyltenn (DBT)	ng/g vv	2,34		0,88	0,94
Monophenyltenn (MPhT)	ng/g vv	0,28		0,07	0,22
Tributyltenn (TBT)	ng/g vv	0,53		0,15	0,30
Monooktyltenn (MOT)	ng/g vv	< LOD		< LOD	< LOD
Tetrabutyltenn (TeBT)	ng/g vv	< LOD		< LOD	< LOD
Difenyltenn (DPhT)	ng/g vv	1,23		1,05	46,24
Dioktyltenn (DOT)	ng/g vv	< LOD		< LOD	< LOD
Trifenyltenn (TPhT)	ng/g vv	< LOD		< LOD	< LOD
Tricyklohexyltenn (TCT)	ng/g vv	< LOD		< LOD	< LOD
Metaller					
Arsenik (As)*	µg/g TS	77	53	72	86
Bly (Pb)*	µg/g TS	0,05	0,058	0,032	0,031
Kadmium (Cd)*	µg/g TS	0,11	0,037	0,37	0,18
Kobolt (Co)*	µg/g TS	0,083	0,078	0,11	0,066
Koppar (Cu)*	µg/g TS	32	34	47	54
Krom (Cr)*	µg/g TS	0,081	0,035	0,033	<0.029
Kviksilver (Hg)*	µg/g TS	0,21	0,46	0,41	0,41
Mangan (Mn)*	µg/g TS	10	15	5,8	4,4
Nickel (Ni)*	µg/g TS	0,16	0,11	0,16	0,18

<i>Zink (Zn)*</i>	µg/g TS	70	79	74	79
<i>TS, torrsbstans*</i>	%	21	22	22	21

IVL Svenska Miljöinstitutet AB
Kristinebergs marina
forskningsstation
att: Kerstin Magnusson
451 78 Fiskebäckskil

Rapportnummer: PAH 20-0466, 20-0777_reviderad rapport 210517

Uppdragets omfattning

Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i kräfta (hepatopankreas) enligt IVL:s metod A20 Vätskekromatografisk bestämning av PAH.

Resultat

Tabell 1: Grunddata

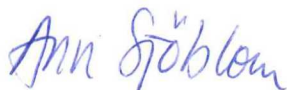
Tabell 2: Analysresultat

Ackrediteringen avser endast analys, ej provtagning. Mätresultatet gäller endast för den provpunkt där provet tagits.

Göteborg 2021-05-17

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

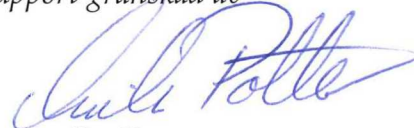
Rapport utfärdad av



Ann Sjöblom

Analytisk kemist

Rapport granskad av



Annika Potter

Tekniskt ansvarig

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat

Tabell 1: Grunddata för analysen

Metod A20. Vätskekromatografisk bestämning av PAH	Kvantifierings-gräns ng/g prov	Mätosäkerhet Biota ±%
<i>Naftalen</i> *	7.0	40
<i>Acenaften</i> *	2.0	40
<i>Fluoren</i> *	1.0	40
Fenantren	2.0	50
Antracen	0.15	100
Fluoranten	1.2	40
Pyren	1.3	30
Benso(a)antracen	0.60	40
Krysen	0.55	30
Benso(b)fluoranten	0.70	30
Benso(k)fluoranten	0.40	20
Benso(a)pyren	0.50	30
Dibenso(ah)antracen	0.50	30
Benso(ghi)perylene	1.0	40
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2.0	40
<i>Acenaftylene</i> *	15	-

*IVL har inte ackreditering för denna analys

Mätosäkerheten omfattar endast analysen och är angiven med ca 95% konfidensintervall.

Tabell 2: Analysresultat

Sample-Id:	201358	201368	201378	201388	201398	201408	201418	201433
Provmärkning:	2. Galtabäck	4. W Fladen	5. E Fladen	6. WNW Nidingen	7. NW Nidingen	8. Värö-halvön	9. Morups bank	10. Kullen
Fetthalt %:	-	20%	14%	17%	24%	13%	26%	23%
TS %:	-	32	32	33	29	30	42	34
Enhet:	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
Naftalene*	<1.8	<1.7	<1.7	<1.7	<1.5	<1.4	<1.4	<1.3
Acenaften*	<0.51	<0.49	<0.50	<0.49	<0.44	<0.39	<0.40	<0.39
Fluoren*	<0.26	<0.25	<0.25	<0.24	0.30	<0.19	0.32	0.23
Fenantren	<0.51	<0.49	<0.50	<0.49	<0.44	<0.39	0.50	<0.39
Antracen	<0.038	<0.037	<0.037	<0.037	<0.033	<0.029	0.031	<0.029
Fluoranten	0.31	<0.29	<0.30	0.38	0.50	<0.23	0.57	0.58
Pyren	0.35	<0.32	0.38	0.42	0.48	<0.25	0.60	0.62
Benso(a)antracen	<0.15	0.19	0.18	0.21	0.26	0.12	0.25	0.22
Krysen	0.15	0.27	0.27	0.29	0.46	0.19	0.37	0.25
Benso(b)fluoranten	0.46	1.0	1.1	1.2	0.79	0.24	0.85	0.75
Benso(k)fluoranten	<0.10	0.12	0.13	0.12	0.10	<0.077	0.091	<0.077
Benso(a)pyren	0.32	0.55	0.54	0.50	0.76	0.40	0.71	0.62
Dibenso(ah)antracen	0.79	1.3	1.4	1.2	2.0	1.1	1.8	1.7
Benso(ghi)perylene	**	**	**	**	**	**	**	**
Indeno(1,2,3)pyren	0.77	1.1	1.1	1.1	0.81	0.50	0.99	0.63
Acenaftilen*	<3.8	<3.7	<3.7	<3.7	<3.3	<2.9	<3.0	<2.9
SummaPAH:	3.2	4.6	5.1	5.4	6.5	2.6	7.1	5.6

*IVL har inte ackreditering för denna analys

** Störning i kromatogram vid Benso(ghi)perylene, resultat kan inte lämnas.



Ankomstdatum **2020-11-24**
Utfärdad **2020-12-15**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB
Magnus Karlsson

Box 21060
100 31 Stockholm
Sweden

Projekt
Bestnr **214531**

Analys av livsmedel

Er beteckning	4. W Fladen					
Provtagare	Kerstin Magnusson					
Labnummer	F10011555					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
fett	13.58		%	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDD	1.30	0.390	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDD	1.20	0.360	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	5.10	1.53	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	4.70	1.41	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	1.20	0.360	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	8.70	2.61	pg/g	1	1	MB
oktaklordibensodioxin	5.20	1.56	pg/g	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDF	7.70	2.31	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDF	5.10	1.53	pg/g	1	1	MB
2,3,4,7,8-pentaCDF	5.20	1.56	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	7.70	2.31	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	3.80	1.14	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0.36		pg/g	1	1	MB
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	5.60	1.68	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	5.40	1.62	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0.43		pg/g	1	1	MB
oktaklordibensofuran	<0.52		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	7.9		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	7.9		pg/g	1	1	MB
PCB 77	150	45.0	pg/g	1	1	MB
PCB 126	61.0	18.3	pg/g	1	1	MB
PCB 169	23.0	6.90	pg/g	1	1	MB
PCB 81	13.0	3.90	pg/g	1	1	MB
PCB 105	1000	300	pg/g	1	1	MB
PCB 114	51.0	15.3	pg/g	1	1	MB
PCB 118	4400	1320	pg/g	1	1	MB
PCB 123	61.0	18.3	pg/g	1	1	MB
PCB 156	640	192	pg/g	1	1	MB
PCB 157	190	57.0	pg/g	1	1	MB
PCB 167	790	237	pg/g	1	1	MB
PCB 189	180	54.0	pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	7		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	7		pg/g	1	1	MB



Er beteckning	4. W Fladen					
Provtagare	Kerstin Magnusson					
Labnummer	F10011555					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
PCB 28	0.490	0.147	ng/g	1	1	MB
PCB 52	0.230	0.0690	ng/g	1	1	MB
PCB 101	1.50	0.450	ng/g	1	1	MB
PCB 153	33.0	9.90	ng/g	1	1	MB
PCB 138	15.0	4.50	ng/g	1	1	MB
PCB 180	6.60	1.98	ng/g	1	1	MB



Er beteckning	6. WNW Nidingen					
Provtagare	Kerstin Magnusson					
Labnummer	F10011556					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
fett	15.13		%	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDD	1.30	0.390	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDD	1.40	0.420	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	1.90	0.570	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	4.00	1.20	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0.900	0.270	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	6.80	2.04	pg/g	1	1	MB
oktaklordibensodioxin	3.80	1.14	pg/g	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDF	6.00	1.80	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDF	4.40	1.32	pg/g	1	1	MB
2,3,4,7,8-pentaCDF	6.70	2.01	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	6.00	1.80	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	3.00	0.900	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0.32		pg/g	1	1	MB
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	5.40	1.62	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	5.80	1.74	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0.47		pg/g	1	1	MB
oktaklordibensofuran	<0.64		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	7.7		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	7.7		pg/g	1	1	MB
PCB 77	120	36.0	pg/g	1	1	MB
PCB 126	53.0	15.9	pg/g	1	1	MB
PCB 169	18.0	5.40	pg/g	1	1	MB
PCB 81	9.20	2.76	pg/g	1	1	MB
PCB 105	1200	360	pg/g	1	1	MB
PCB 114	54.0	16.2	pg/g	1	1	MB
PCB 118	4000	1200	pg/g	1	1	MB
PCB 123	47.0	14.1	pg/g	1	1	MB
PCB 156	420	126	pg/g	1	1	MB
PCB 157	120	36.0	pg/g	1	1	MB
PCB 167	590	177	pg/g	1	1	MB
PCB 189	150	45.0	pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	6.1		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	6.1		pg/g	1	1	MB
PCB 28	<0.47		ng/g	1	1	MB
PCB 52	<0.29		ng/g	1	1	MB
PCB 101	1.50	0.450	ng/g	1	1	MB
PCB 153	26.0	7.80	ng/g	1	1	MB
PCB 138	12.0	3.60	ng/g	1	1	MB
PCB 180	4.80	1.44	ng/g	1	1	MB



Er beteckning	7. NW Nidingen					
Provtagare	Kerstin Magnusson					
Labnummer	F10011557					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
fett	20.18		%	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDD	1.30	0.390	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDD	2.80	0.840	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	2.40	0.720	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	4.90	1.47	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0.870	0.261	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	9.20	2.76	pg/g	1	1	MB
oktaklordibensodioxin	6.40	1.92	pg/g	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDF	8.10	2.43	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDF	5.50	1.65	pg/g	1	1	MB
2,3,4,7,8-pentaCDF	6.60	1.98	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	6.50	1.95	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	3.50	1.05	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0.35		pg/g	1	1	MB
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	7.00	2.10	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	4.00	1.20	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0.47		pg/g	1	1	MB
oktaklordibensofuran	<0.53		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	9.7		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	9.7		pg/g	1	1	MB
PCB 77	170	51.0	pg/g	1	1	MB
PCB 126	78.0	23.4	pg/g	1	1	MB
PCB 169	29.0	8.70	pg/g	1	1	MB
PCB 81	14.0	4.20	pg/g	1	1	MB
PCB 105	2000	600	pg/g	1	1	MB
PCB 114	80.0	24.0	pg/g	1	1	MB
PCB 118	9000	2700	pg/g	1	1	MB
PCB 123	65.0	19.5	pg/g	1	1	MB
PCB 156	480	144	pg/g	1	1	MB
PCB 157	170	51.0	pg/g	1	1	MB
PCB 167	1100	330	pg/g	1	1	MB
PCB 189	160	48.0	pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	9.1		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	9.1		pg/g	1	1	MB
PCB 28	0.600	0.180	ng/g	1	1	MB
PCB 52	1.40	0.420	ng/g	1	1	MB
PCB 101	3.70	1.11	ng/g	1	1	MB
PCB 153	59.0	17.7	ng/g	1	1	MB
PCB 138	32.0	9.60	ng/g	1	1	MB
PCB 180	11.0	3.30	ng/g	1	1	MB



Er beteckning	8.Väröhalvön					
Provtagare	Kerstin Magnusson					
Labnummer	F10011558					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
fett	11.45		%	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDD	1.30	0.390	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDD	2.10	0.630	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	4.80	1.44	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	5.40	1.62	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	1.10	0.330	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	8.30	2.49	pg/g	1	1	MB
oktaklordibensodioxin	6.30	1.89	pg/g	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDF	6.60	1.98	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDF	5.10	1.53	pg/g	1	1	MB
2,3,4,7,8-pentaCDF	6.40	1.92	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	5.40	1.62	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	3.50	1.05	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0.36		pg/g	1	1	MB
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	6.30	1.89	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	2.80	0.840	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0.46		pg/g	1	1	MB
oktaklordibensofuran	<0.58		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	8.9		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	8.9		pg/g	1	1	MB
PCB 77	160	48.0	pg/g	1	1	MB
PCB 126	59.0	17.7	pg/g	1	1	MB
PCB 169	23.0	6.90	pg/g	1	1	MB
PCB 81	12.0	3.60	pg/g	1	1	MB
PCB 105	1300	390	pg/g	1	1	MB
PCB 114	67.0	20.1	pg/g	1	1	MB
PCB 118	5200	1560	pg/g	1	1	MB
PCB 123	71.0	21.3	pg/g	1	1	MB
PCB 156	640	192	pg/g	1	1	MB
PCB 157	180	54.0	pg/g	1	1	MB
PCB 167	900	270	pg/g	1	1	MB
PCB 189	200	60.0	pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	6.8		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	6.8		pg/g	1	1	MB
PCB 28	0.470	0.141	ng/g	1	1	MB
PCB 52	<0.23		ng/g	1	1	MB
PCB 101	1.10	0.330	ng/g	1	1	MB
PCB 153	33.0	9.90	ng/g	1	1	MB
PCB 138	15.0	4.50	ng/g	1	1	MB
PCB 180	4.80	1.44	ng/g	1	1	MB



Er beteckning	9. Morups bank					
Provtagare	Kerstin Magnusson					
Labnummer	F10011559					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
fett	23.89		%	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDD	1.80	0.540	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDD	3.50	1.05	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	3.10	0.930	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	6.50	1.95	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	2.20	0.660	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	11.0	3.30	pg/g	1	1	MB
oktaklordibensodioxin	9.10	2.73	pg/g	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDF	9.80	2.94	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDF	6.40	1.92	pg/g	1	1	MB
2,3,4,7,8-pentaCDF	9.80	2.94	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	6.40	1.92	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	4.90	1.47	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0.33		pg/g	1	1	MB
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	6.70	2.01	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	5.30	1.59	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0.43		pg/g	1	1	MB
oktaklordibensofuran	<0.51		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	13		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	13		pg/g	1	1	MB
PCB 77	200	60.0	pg/g	1	1	MB
PCB 126	70.0	21.0	pg/g	1	1	MB
PCB 169	30.0	9.00	pg/g	1	1	MB
PCB 81	13.0	3.90	pg/g	1	1	MB
PCB 105	1800	540	pg/g	1	1	MB
PCB 114	52.0	15.6	pg/g	1	1	MB
PCB 118	6500	1950	pg/g	1	1	MB
PCB 123	88.0	26.4	pg/g	1	1	MB
PCB 156	830	249	pg/g	1	1	MB
PCB 157	290	87.0	pg/g	1	1	MB
PCB 167	1100	330	pg/g	1	1	MB
PCB 189	260	78.0	pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	8.3		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	8.3		pg/g	1	1	MB
PCB 28	0.640	0.192	ng/g	1	1	MB
PCB 52	0.360	0.108	ng/g	1	1	MB
PCB 101	2.20	0.660	ng/g	1	1	MB
PCB 153	35.0	10.5	ng/g	1	1	MB
PCB 138	19.0	5.70	ng/g	1	1	MB
PCB 180	5.80	1.74	ng/g	1	1	MB



Er beteckning	10. Kullen					
Provtagare	Kerstin Magnusson					
Labnummer	F10011560					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
fett	20.10		%	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDD	1.00	0.300	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDD	2.40	0.720	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	1.60	0.480	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	4.30	1.29	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0.670	0.201	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	4.40	1.32	pg/g	1	1	MB
oktaklordibensodioxin	4.00	1.20	pg/g	1	1	MB
2,3,7,8-tetraCDF	7.40	2.22	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8-pentaCDF	4.80	1.44	pg/g	1	1	MB
2,3,4,7,8-pentaCDF	7.10	2.13	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	4.10	1.23	pg/g	1	1	MB
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	2.60	0.780	pg/g	1	1	MB
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0.32		pg/g	1	1	MB
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	5.30	1.59	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	3.70	1.11	pg/g	1	1	MB
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0.42		pg/g	1	1	MB
oktaklordibensofuran	<0.56		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ lowerbound	8.3		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCDD/F-TEQ upperbound	8.3		pg/g	1	1	MB
PCB 77	200	60.0	pg/g	1	1	MB
PCB 126	65.0	19.5	pg/g	1	1	MB
PCB 169	27.0	8.10	pg/g	1	1	MB
PCB 81	13.0	3.90	pg/g	1	1	MB
PCB 105	2000	600	pg/g	1	1	MB
PCB 114	75.0	22.5	pg/g	1	1	MB
PCB 118	6700	2010	pg/g	1	1	MB
PCB 123	80.0	24.0	pg/g	1	1	MB
PCB 156	730	219	pg/g	1	1	MB
PCB 157	250	75.0	pg/g	1	1	MB
PCB 167	1000	300	pg/g	1	1	MB
PCB 189	200	60.0	pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ lowerbound	7.6		pg/g	1	1	MB
sum WHO-PCB-TEQ upperbound	7.6		pg/g	1	1	MB
PCB 28	0.610	0.183	ng/g	1	1	MB
PCB 52	0.430	0.129	ng/g	1	1	MB
PCB 101	2.50	0.750	ng/g	1	1	MB
PCB 153	46.0	13.8	ng/g	1	1	MB
PCB 138	21.0	6.30	ng/g	1	1	MB
PCB 180	7.10	2.13	ng/g	1	1	MB



* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

	Metod
1	Dioxinpaket IVL Bestämning av dioxiner, dioxinlika PCB och PCB7 enligt US EPA 1613 och 1668 mod. Provextraktion med Soxhlet enligt EPA 1613, 12.4.1. Rev 2015-05-27

	Godkännare
MB	Maria Bigner

	Utf ¹
1	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Ceska Lipa, Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice. Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

¹ Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

IVL Svenska Miljöinstitutet AB
Kristinebergs marina
forskningsstation
att: Kerstin Magnusson
451 78 Fiskebäckskil

Rapportnummer: Rapport PBDE och metaller 20-0466, 20-0777

Uppdragets omfattning

Bestämning av bromerade flamskyddsmedel (PBDE) i kräfta (hepatopankreas) och metaller i kräftmuskel.

Resultat

Tabell 1: Analysresultat bromerade flamskyddsmedel (PBDE).

Tabell 2: Analysresultat Hg och metaller.

Göteborg 2021-03-08

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Rapport utfärdad av



Ann Sjöblom

Analytisk kemist

Rapport granskad av



Annika Potter

Tekniskt ansvarig

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat

Tabell 1. Analysresultat för bromerade flamskyddsmedel (PBDE)

Prov-Id:	201344	201345	201346	201347	201348	201349	201350	201351
Provmärkning:	Prov 2. Galtabäck	Prov 4. W Fladen	Prov 5. E Fladen	Prov 6. WNW Nidingen	Prov 7. NW Nidingen	Prov 8. Värö- halvön	Prov 9. Morups bank	Prov 10. Kullen
Enhet:	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv
PBDE 28*	-	<0.06	<0.06	<0.06	<0.05	<0.05	<0.05	0.05
PBDE 47*	-	0.21	0.12	0.22	0.60	0.17	0.30	0.36
PBDE 100*	-	0.13	0.10	0.13	0.28	0.093	0.15	0.14
PBDE 99*	-	<0.05	<0.05	<0.05	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
PBDE 85*	-	0.08	0.07	<0.06	0.10	0.054	0.096	0.10
PBDE 154*	-	<0.06	<0.06	<0.06	0.077	<0.05	<0.05	<0.05
PBDE 153*	-	<0.06	0.085	0.063	0.10	0.076	0.063	0.082
Summa PBDE:	-	0.42	0.37	0.41	1.2	0.39	0.61	0.73
Fetthalt* %:	-	20	14	17	24	13	26	23
TS (%):	-	32	32	33	29	30	42	34

* IVL har inte ackreditering för denna analys.

Tabell 2. Analysresultat för Hg och metaller

Prov-Id:	201344	201345	201346	201347	201348	201349	201350	201351
Provmärkning:	Prov 2. Galtabäck	Prov 4. W Fladen	Prov 5. E Fladen	Prov 6. WNW Nidingen	Prov 7. NW Nidingen	Prov 8. Värö- halvön	Prov 9. Morups bank	Prov 10. Kullen
Enhet:	µg/g TS	µg/g TS	µg/g TS	µg/g TS	µg/g TS	µg/g TS	µg/g TS	µg/g TS
Arsenik (As)*	53	60	77	53	69	70	72	86
Bly (Pb)*	0.058	0.023	0.05	0.033	0.026	0.076	0.032	0.031
Kadmium (Cd)*	0.037	0.075	0.11	0.14	0.26	0.28	0.37	0.18
Kobolt (Co)*	0.078	0.048	0.083	0.062	0.12	0.079	0.11	0.066
Koppar (Cu)*	34	26	32	38	54	45	47	54
Krom (Cr)*	0.035	0.079	0.081	0.057	0.035	<0.027	0.033	<0.029
Kviksilver (Hg)*	0.46	0.45	0.21	0.4	0.44	0.43	0.41	0.41
Mangan (Mn)*	15	7.2	10	8.9	5.6	4.8	5.8	4.4
Nickel (Ni)*	0.11	0.094	0.16	0.15	0.14	0.11	0.16	0.18
Zink (Zn)*	79	67	70	70	75	73	74	79
TS (%):	22	22	21	22	22	21	22	21

*IVL har inte ackreditering för denna analys

IVL Svenska Miljöinstitutet AB
Kristinebergs marina
forskningsstation
att: Kerstin Magnusson
451 78 Fiskebäckskil

Rapportnummer: 20-0466, 20-0777

Uppdragets omfattning

Bestämning av PFAS, tennorganiska föreningar, organofosfater och ftalater i kräfta (hepatopankreas).

Resultat

Tabell 1: Analysresultat PFAS

Tabell 2: Analysresultat tennorganiska föreningar

Tabell 3: Analysresultat organofosfater

Tabell 4: Analysresultat ftalater

Analyserna utförda av:

Georgios Giovanoulis, Jasmin Sandberg, Raed Awad, Minh Anh Nguyen

Rapporten granskad av:

Ann Sjöblom, Raed Awad

Stockholm 2021-03-05

IVL Svenska Miljöinstitutet AB



Utdrag från denna rapport får endast återges om IVL Svenska Miljöinstitutet AB tydligt anges som källa och data inte förändras.

Tabell 1. Analysresultat PFAS

Prov-ID	201371	201381	201391	201401	201411	201421	201437	
Prov 4.	Prov 5.	Prov 6.	Prov 7.	Prov 8.	Prov 9.	Prov 10.		
Provmärkring	W Fladen	E Fladen	WNW Nidingen	NW Nidingen	Väröhalvön	Morups bank	Kullen	LOD
Enhet:	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g vv	ng/g
PFBA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFPeA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFHxA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	1.52	0.15
PFHpA	0.29	0.25	<LOD	<LOD	0.27	0.58	0.67	0.15
PFOA	4.11	5.43	2.28	4.16	3.76	5.37	7.67	0.15
PFNA	1.53	2.08	1.42	1.57	1.42	1.51	2.39	0.1
PFDA	0.84	0.98	0.59	0.99	0.88	0.81	0.77	0.1
PFUnDA	0.60	0.76	0.61	1.15	0.63	0.94	0.53	0.15
PFDoDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFTrDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFTeDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFHxDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFOcDA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFBS	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
PFHxS	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.1
PFOS	1.26	1.80	0.96	2.21	1.77	1.84	0.57	0.2
PFDS	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.15
PFOSA	1.26	0.96	1.54	1.35	1.67	1.56	1.09	0.15
6:2 FTS	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
8:2 FTS	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
Me-FOSAA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.3
Et-FOSAA	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.3
6:2 PAP	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.5
8:2 PAP	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.5
6:2 diPAP	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2
8:2 diPAP	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0.2

Tabell 2: Analysresultat Tennorganiska föreningar

<i>Prov-Id:</i>	201372	201382	201392	201402	201412	201422	201438		
<i>Provmärkning:</i>	Prov 4. W Fladen	Prov5. E Fladen	Prov 6. WNW Nidingen	Prov 7. NW Nidingen	Prov 8. Värö- halvön	Prov 9. Morups bank	Prov 10. Kullen	LOD	LOQ
<i>Enhet:</i>	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g	ng/g
Monobutyltin	3.9	4.7	6.2	1.8	0.90	0.79	0.79	0.07	0.24
Dibutyltin	2.3	2.3	2.3	1.1	0.63	0.88	0.99	0.30	1.1
Tributyltin	0.77	0.63	0.66	0.15	0.17	0.15	0.27	0.05	0.18
Tetrabutyltin	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.03	0.12
Monophenyltin	0.23	0.24	0.03	0.15	< LOD	0.07	0.55	0.01	0.03
Diphenyltin	1.53	1.13	< LOD	0.79	< LOD	1.1	45	0.30	1.0
Triphenyltin	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.10	0.50
Monooctyltin	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.14	0.46
Dioctyltin	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.35	1.2
Tricyclohexyltin	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.25	0.83
Vatteninnehåll %	63	65	63	57	68	58	59		

Tabell 3. Analysresultat Organofosfater

<i>Prov-Id:</i>	201367	201377	201387	201397
<i>Provmärkning:</i>	Prov 4. W Fladen	Prov5. E Fladen	Prov 6. WNW Nidingen	Prov 7. NW Nidingen
<i>Enhet:</i>	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS
Triethyl phosphate	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Triisobutyl phosphate	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Tri-n-butyl phosphate	1.1	1.0	<0.51	<0.51
Tris(2-chloroethyl) phosphate	<5.1	<5.1	6.73	<5.1
Tris(2-chloropropyl) phosphate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Dibutyl phenyl phosphate	<5.1	<5.1	6.9	<5.1
Butyl diphenyl phosphate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
1,3-Dichloro-2-propanol phosphate	<5.1	6.7	<5.1	<5.1
Tris(2-butoxyethyl) phosphate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Triphenyl phosphate	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
2-Ethylhexyl diphenyl phosphate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Humidity (%)	63%	65%	63%	57%

	<i>Prov-Id:</i>	201407	201417	201432	
	<i>Provmärkning:</i>	Prov 8. Värö-halvön	Prov 9. Morups bank	Prov 10. Kullen	LOQ
	<i>Enhet:</i>	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g
Triethyl phosphate		0.53	<0.51	<0.51	0.51
Triisobutyl phosphate		<0.51	<0.51	0.54	0.51
Tri-n-butyl phosphate		0.67	<0.51	<0.51	0.51
Tris(2-chloroethyl) phosphate		<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Tris(2-chloropropyl) phosphate		<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Dibutyl phenyl phosphate		<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Butyl diphenyl phosphate		<51	<51	<51	51
1,3-Dichloro-2-propanol phosphate		<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Tris(2-butoxyethyl) phosphate		<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Triphenyl phosphate		<0.51	<0.51	<0.51	0.51
2-Ethylhexyl diphenyl phosphate		<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Humidity (%)		68%	58%	59%	

Tabell 4: Analysresultat ftalater

<i>Prov-Id:</i>	201367	201377	201387	201397
<i>Provmärkning:</i>	Prov 4.	Prov5.	Prov 6.	Prov 7.
	W Fladen	E Fladen	WNW Nidingen	NW Nidingen
<i>Enhet:</i>	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS
Dimethyl phthalate	1.09	0.66	1.20	0.55
Diethyl phthalate	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Dipropyl phthalate	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Diallyl phthalate	<0.51	<0.51	1.2	<0.51
Diisobutyl phthalate	<0.51	<0.51	<0.51	<0.51
Di-n-butylphthalate	<0.51	32	31	<0.51
Benzyl butyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Di-n-hexyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Di-n-octyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	39	25	39	84
Dicyclohexyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Bis(2-propylheptyl)phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	<5.1
Diisononyl phthalate	<21	<21	<21	<21
Diisodecyl phthalate	<21	<21	<21	<21
Humidity (%)	63%	65%	63%	57%
<i>Prov-Id:</i>	201407	201417	201432	
<i>Provmärkning:</i>	Prov 8.	Prov 9.	Prov 10.	
	Värö-halvön	Morups bank	Kullen	LOQ
<i>Enhet:</i>	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g
Dimethyl phthalate	0.73	0.47	0.59	0.51
Diethyl phthalate	<0.51	<0.51	<0.51	0.51
Dipropyl phthalate	<0.51	<0.51	<0.51	0.51
Diallyl phthalate	<0.51	<0.51	1.6	0.51
Diisobutyl phthalate	<0.51	<0.51	<0.51	0.51
Di-n-butylphthalate	<0.51	<0.51	<0.51	0.51
Benzyl butyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Di-n-hexyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Di-n-octyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	35	64	61	5.1
Dicyclohexyl phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Bis(2-propylheptyl)phthalate	<5.1	<5.1	<5.1	5.1
Diisononyl phthalate	<21	<21	<21	21
Diisodecyl phthalate	<21	<21	<21	21
Humidity (%)	68%	58%	59%	

IVL v/Giorgios Giovanoulis, Ann Sjöblom

Deres ref./Your ref.:

Vår ref./Our ref.:
SMB/MSE/O-121068

Kjeller,
31. august 2021

Analytic results, SCCP/MCCP

IVL Sample ID	Sample matrix	NILU ID	Sample amount	SCCP conc (ng/g)	MCCP conc (ng/g)	Rec (%)
4. West Fladen Stockholm	Nephrops Heptaopaneas	21/0858	1	27	<2,5	58
5. East Fladen Stockholm	Nephrops Heptaopaneas	21/0859	1	11	<2,8	44
6. WNW Nidingen Stockholm	Nephrops Heptaopaneas	21/0860	1	< 7	< 2,8	45
7. NW Nidingen Stockholm	Nephrops Heptaopaneas	21/0861	1	25	< 2,6	56
8. Väröhalvön Stockholm	Nephrops Heptaopaneas	21/0862	1	24	< 2,6	56
9. Morops Bauk Stockholm	Nephrops Heptaopaneas	21/0863	1	27	14	57
10. Kullen	Nephrops Heptaopaneas	21/0864	1	23	< 2,6	63
	NILU blank sample	21/0882	1	< 1,7	< 3,3	32

Regards,

Aasmund F. Vik

Aasmund Fahre Vik
Research Director, Environmental Chemistry

Stine M. Bjørneby

Stine M. Bjørneby
Engineer

Deltaker i CIENS og Framsenteret / Associated with CIENS and the Fram Centre
ISO-sertifisert etter / ISO certified according to NS-EN ISO 9001/ISO 14001

NILU – Norsk institutt for luftforskning
PO Box 100
NO-2027 KJELLER, Norway
Phone: +47 63 89 80 00/Fax: +47 63 89 80 50
Besøk/visit: Instituttveien 18, 2007 Kjeller

NILU – Norsk institutt for luftforskning
Framsenteret / The Fram Centre
NO-9296 TROMSØ, Norway
Phone: +47 77 75 03 75/Fax: +47 77 75 03 76
Besøk/visit: Hjalmar Johansens gt. 14, 9007 Tromsø

e-mail: nilu@nilu.no
nilu-tromso@nilu.no
Internet: www.nilu.no
Bank: 5102.05.19030
Foretaksnr./Enterprise no. 941705561

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

Analysuppdrag: 20-0466 & 20-0777

Uppdrag: Analys av läkemedel i kräftmuskel

Uppdragsgivare: Länsstyrelsen Halland (Kerstin Magnusson)

Ankomstdatum prov: 2020-11-13

Analysdatum: 2021-01-26

Uppdragets omfattning:

Bestämning av mängden läkemedel i kräftmuskel.

Metod:

Kraftproven har extraherats med vätskeextraktion. Analys har skett med HPLC-MS/MS på IVL:s laboratorium i Stockholm. Atenolol-d₇, ¹³C¹⁵N-Karbamazepin, Metoprolol-(isopropyl-d₇) ¹³C₆-Diklofenak, ¹³C₆-Hydroklortiazid och d₃-Ibuprofen har använts som internstandarder för kvantifiering.

Analysresultat:

Halten av 24 st. läkemedel i kräftmuskel anges i Tabell 1.

Analysen utförd av:

Bahare Esfahani

Rapporten granskad av:

Elin Paulson

Stockholm 2020-02-02

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Utdrag från denna rapport får endast återges om IVL Svenska Miljöinstitutet AB tydligt anges som källa och data inte förändras.

Tabell 1: Koncentration av läkemedel i kräftmuskel (ng/g).

IVL-nr		201355	201365	201375	201385		
Provmärkning:		Galtabäck	W. Fladen	E. Fladen	WNW. Nidingen	LOD	LOQ
Substans	Terapeutisk effekt	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]
Amlodipine	<i>Antihypertensive</i>	*	*	*	*	1	3
Atenolol	<i>Antihypertensive</i>	*	*	*	*	2	7
Bisoprolol	<i>Antihypertensive</i>	*	*	*	*	3	9
Caffeine	<i>Stimulant</i>	*	*	*	*	4	12
Carbamazepine	<i>Sedative</i>	*	*	*	*	1	3
Citalopram	<i>Antidepressant</i>	*	*	*	*	1	3
Diclofenac	<i>Anti-inflammatory</i>	*	*	*	*	1	3
Fluoxetine	<i>Antidepressant</i>	*	*	*	*	1	3
Furosemide	<i>Diuretic</i>	*	*	*	*	1	3
Hydrochlorothiazid	<i>Antihypertensive</i>	*	*	*	*	1	3
Ibuprofen	<i>Anti-inflammatory</i>	*	*	*	*	4	15
Ketoprofen	<i>Anti-inflammatory</i>	*	*	*	*	1	3
Metoprolol	<i>Antihypertensive</i>	*	*	*	*	1	3
Naproxen	<i>Anti-inflammatory</i>	*	*	*	*	1	3
Oxazepam	<i>Sedative</i>	*	*	*	*	1	3
Paracetamol	<i>Analgesic</i>	*	*	*	*	1	5
Propranolol	<i>Antihypertensive</i>	*	*	*	*	1	3
Ramipril	<i>Antihypertensive</i>	*	*	*	*	1	3
Ranitidine	<i>Antiulcer</i>	*	*	*	*	1	3
Risperidone	<i>Antipsychotic</i>	*	*	*	*	1	3
Sertraline	<i>Antidepressant</i>	*	*	*	*	1	3
Simvastatin	<i>Lipid-regulating</i>	*	*	*	*	3	9
Terbutaline	<i>Asthma medication</i>	*	*	*	*	2	6
Warfarin	<i>Anticoagulant</i>	*	*	*	*	1	3

* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

Tabell 1: Koncentration av läkemedel i kräftmuskel (ng/g).

IVL-nr		201395	201405	201415	201429		
Provmärkning:		NW. Nidingen	Värö halvön	Morups bank	Kullen	LOD	LOQ
Substans	Terapeutisk effekt	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]	[ng/g]
Amlodipine	Antihypertensive	*	*	*	*	1	3
Atenolol	Antihypertensive	*	*	*	*	2	7
Bisoprolol	Antihypertensive	*	*	*	*	3	9
Caffeine	Stimulant	*	*	*	*	4	12
Carbamazepine	Sedative	*	*	*	*	1	3
Citalopram	Antidepressant	*	*	*	*	1	3
Diclofenac	Anti-inflammatory	*	*	*	*	1	3
Fluoxetine	Antidepressant	*	*	*	*	1	3
Furosemide	Diuretic	*	*	*	*	1	3
Hydrochlorothiazid	Antihypertensive	*	*	*	*	1	3
Ibuprofen	Anti-inflammatory	*	*	*	*	4	15
Ketoprofen	Anti-inflammatory	*	*	*	*	1	3
Metoprolol	Antihypertensive	*	*	*	*	1	3
Naproxen	Anti-inflammatory	*	*	*	*	1	3
Oxazepam	Sedative	*	*	*	*	1	3
Paracetamol	Analgesic	*	*	*	*	1	5
Propranolol	Antihypertensive	*	*	*	*	1	3
Ramipril	Antihypertensive	*	*	*	*	1	3
Ranitidine	Antiulcer	*	*	*	*	1	3
Risperidone	Antipsychotic	*	*	*	*	1	3
Sertraline	Antidepressant	*	*	*	*	1	3
Simvastatin	Lipid-regulating	*	*	*	*	3	9
Terbutaline	Asthma medication	*	*	*	*	2	6
Warfarin	Anticoagulant	*	*	*	*	1	3

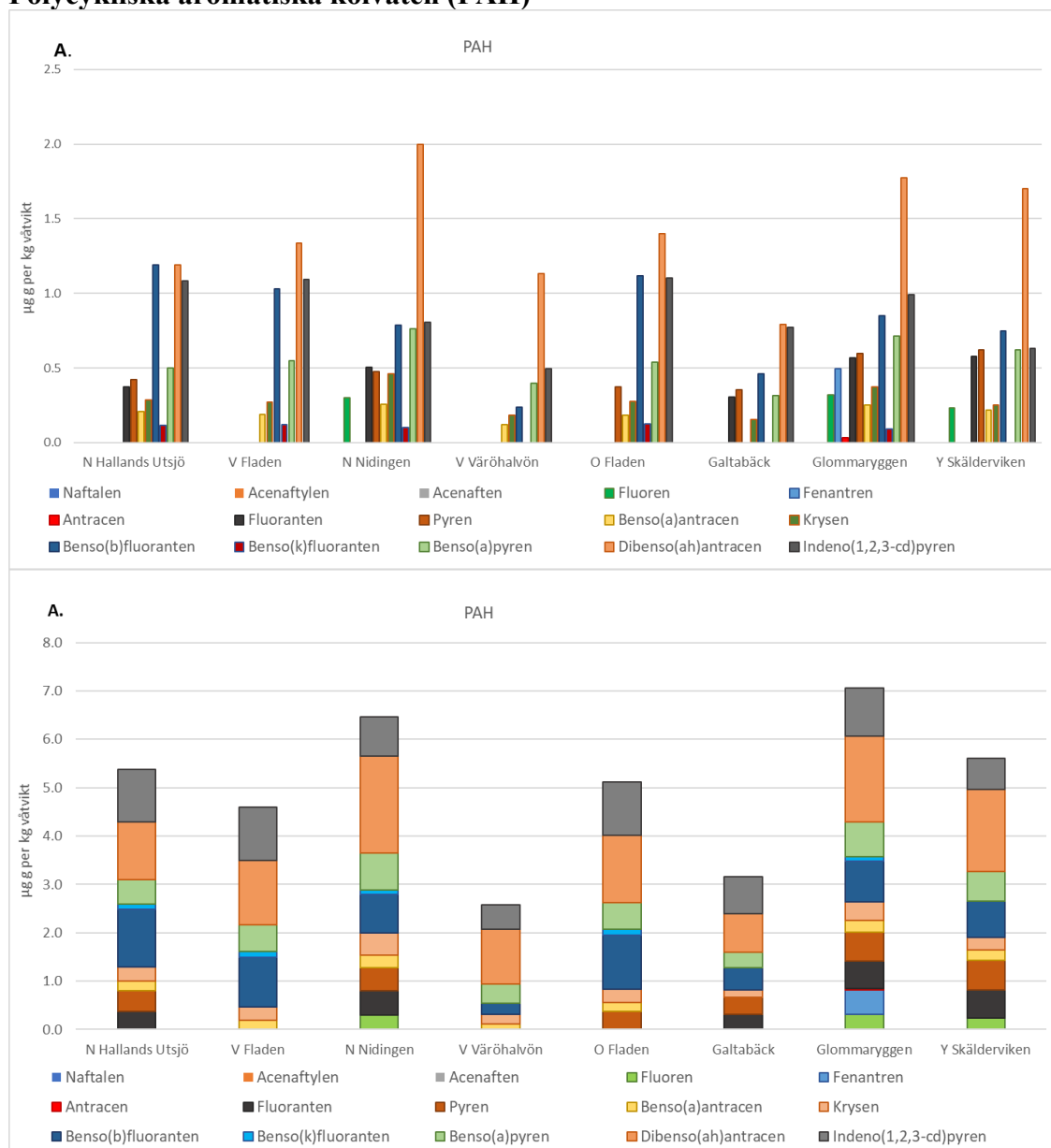
* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

** ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

Appendix II. Sammanställning av figurer över förekomst av analyserade ämnen i havskräfta

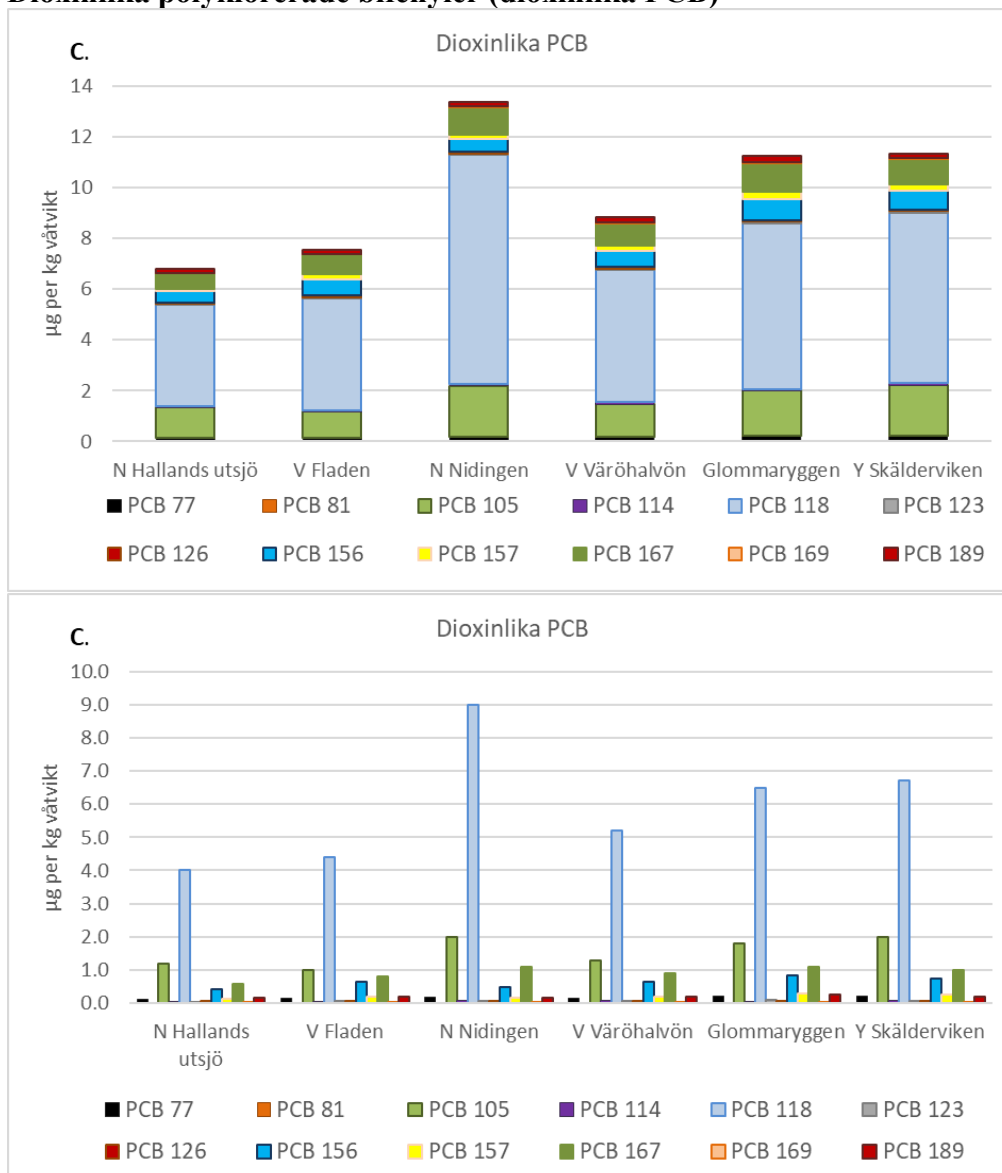
I denna Appendix visas alternativa presentationer av data i figurer av substansgrupper med många ämnen vid varje lokal: polycykliska aromatiska kolväten (PAH), dioxinlika polyklorerade bifenyler (dioxinlika PCB), polyklorerade bifenyler och 7 PCB indikator-kongener (PCB-7), polybromerade difenyletrar (PBDE), poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS), ftalater, organofosfater, klorparaffiner och organiska tennföreningar.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)



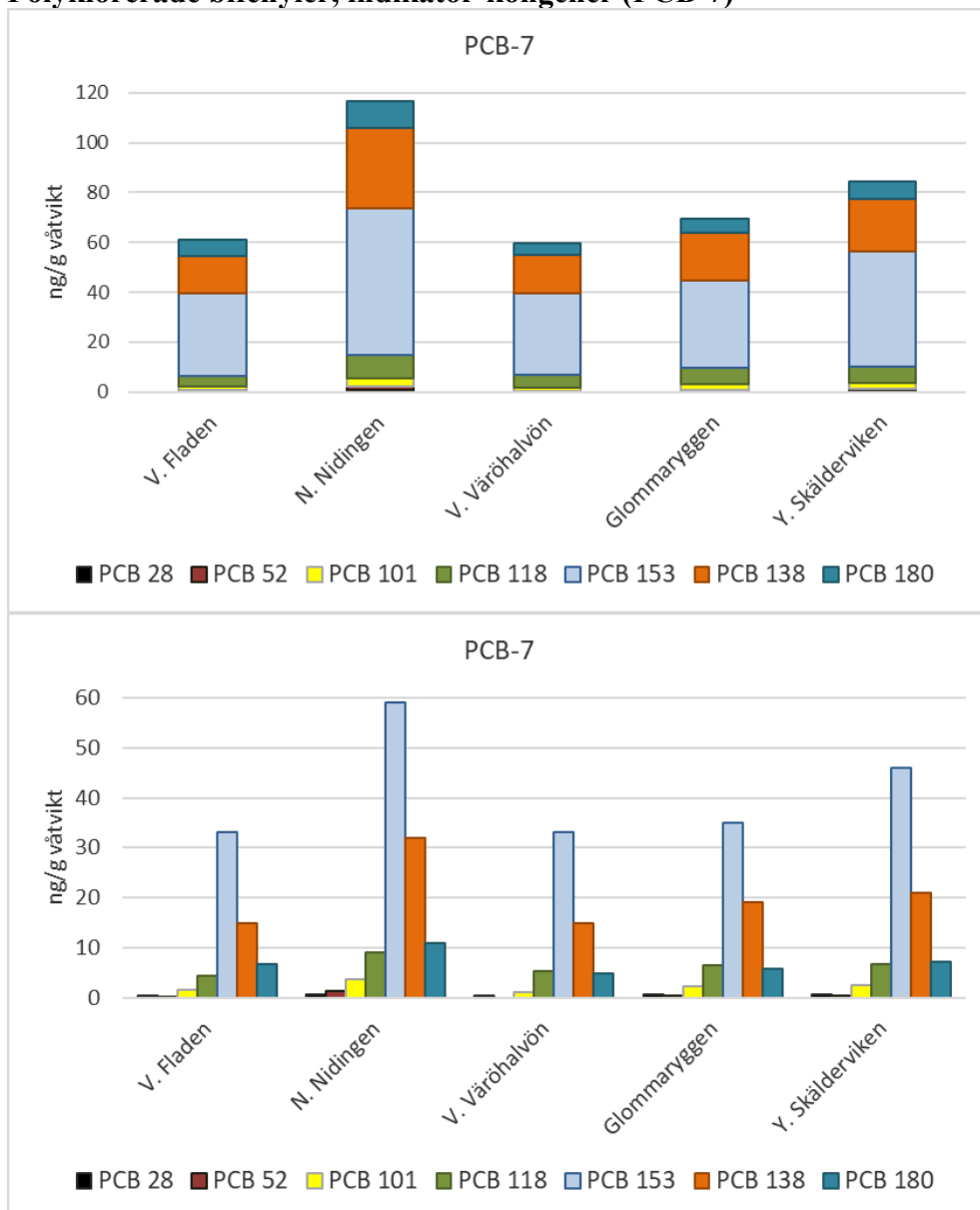
Figur 1 Halter av polycykliska aromatiska kolväten (PAH i hepatopankreas av havskräfta från åtta lokaler i Kattergatt. A) Koncentration av individuella PAH-föreningar.

Dioxinlika polyklorerade bifenyler (dioxinlika PCB)



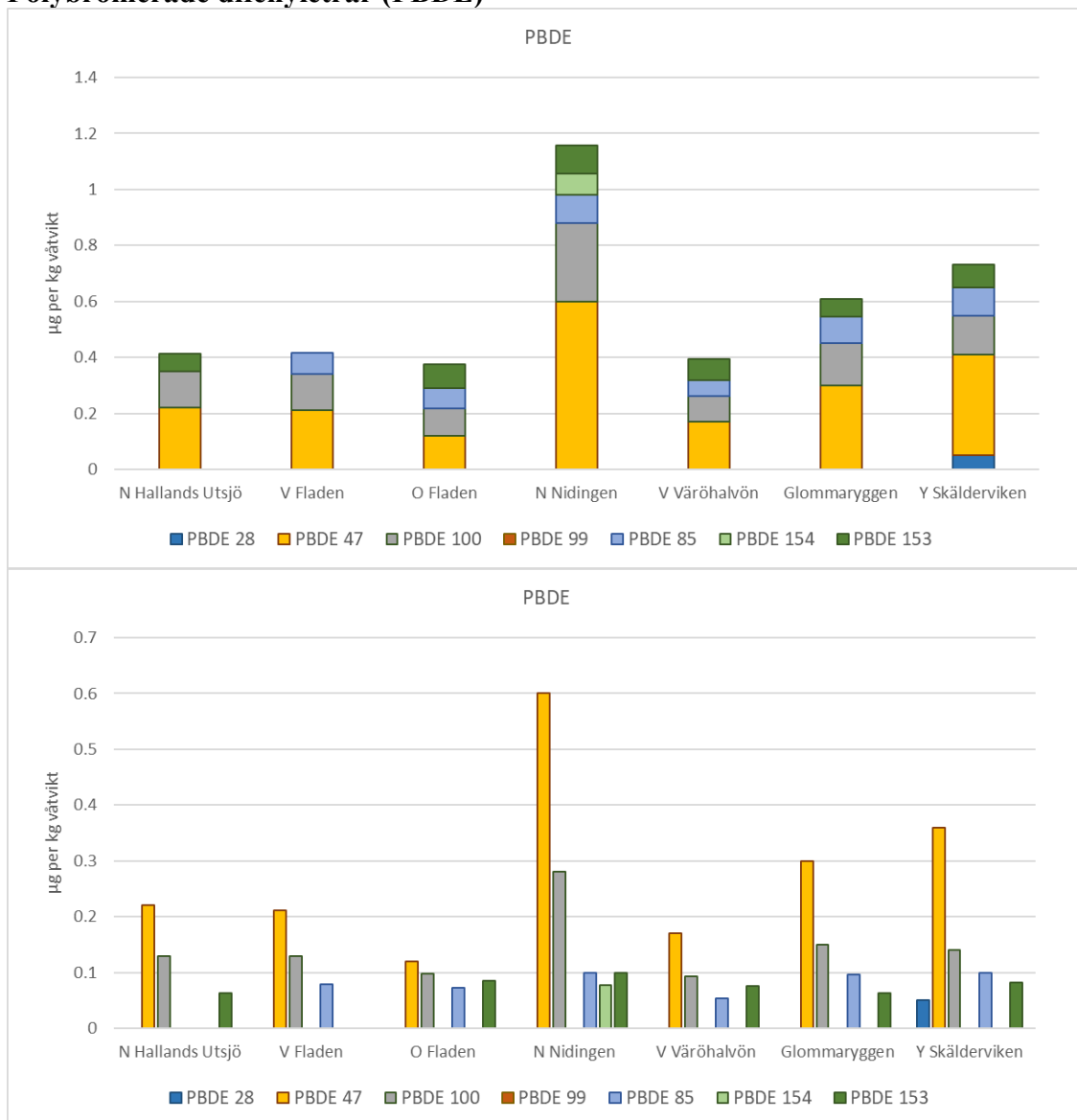
Figur 2 Halter av dioxiner/furaner (PCDD/F) och dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCB:er) i hepatopankreas av havskräfta i Kattegatt C) halter av enskilda kongener av dioxinlika PCB uttryckta som icke toxicitetsnormerade värden ($\mu\text{g/kg}$ våtvikt).

Polyklorerade bifenyl, indikator-kongener (PCB-7)



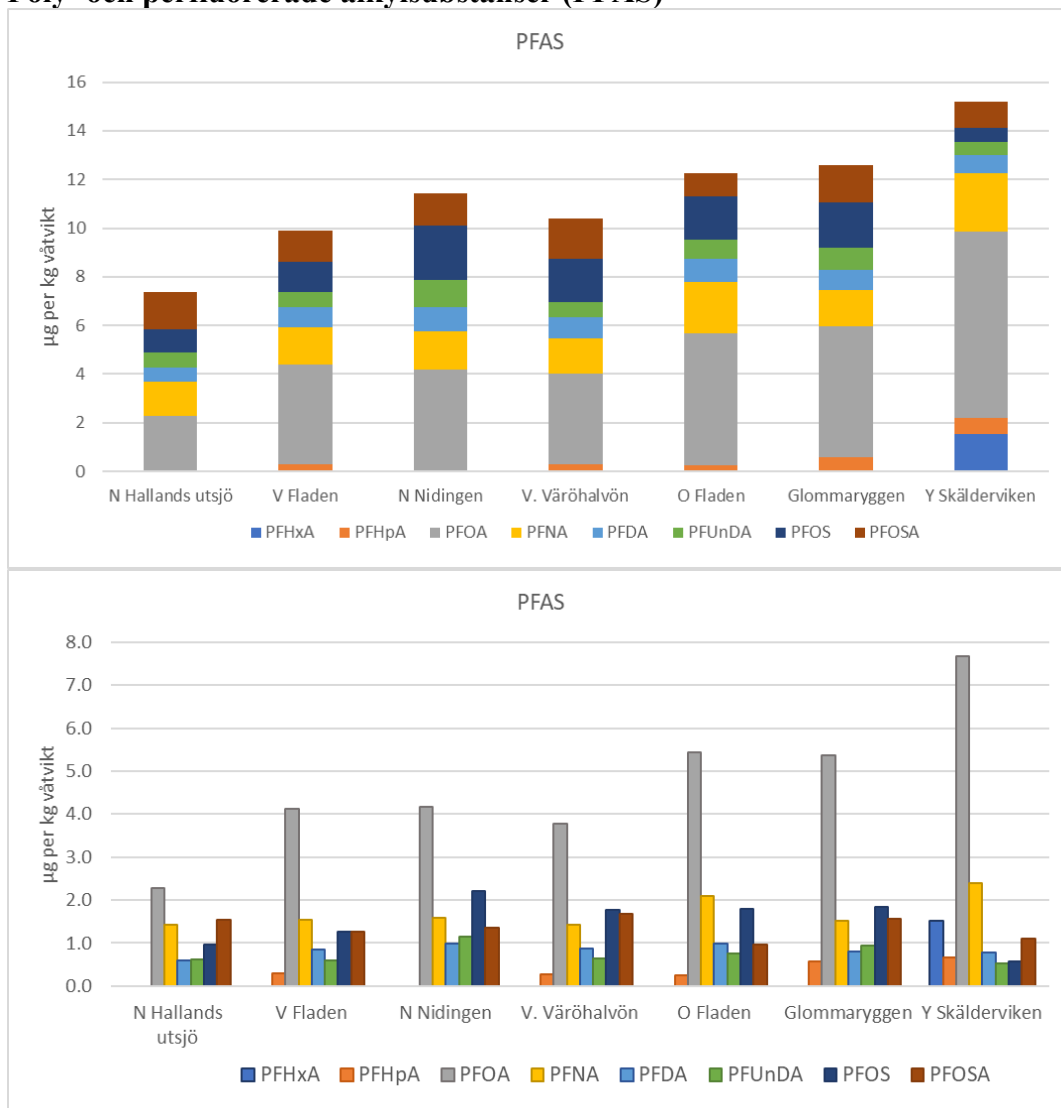
Figur 3 Halter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvikt) av sju kongener av polyklorerade bifenyl (PCB-7) i hepatopankreas från havskräftor insamlade vid sex lokaler i Kattegatt.

Polybromerade difenyletrar (PBDE)



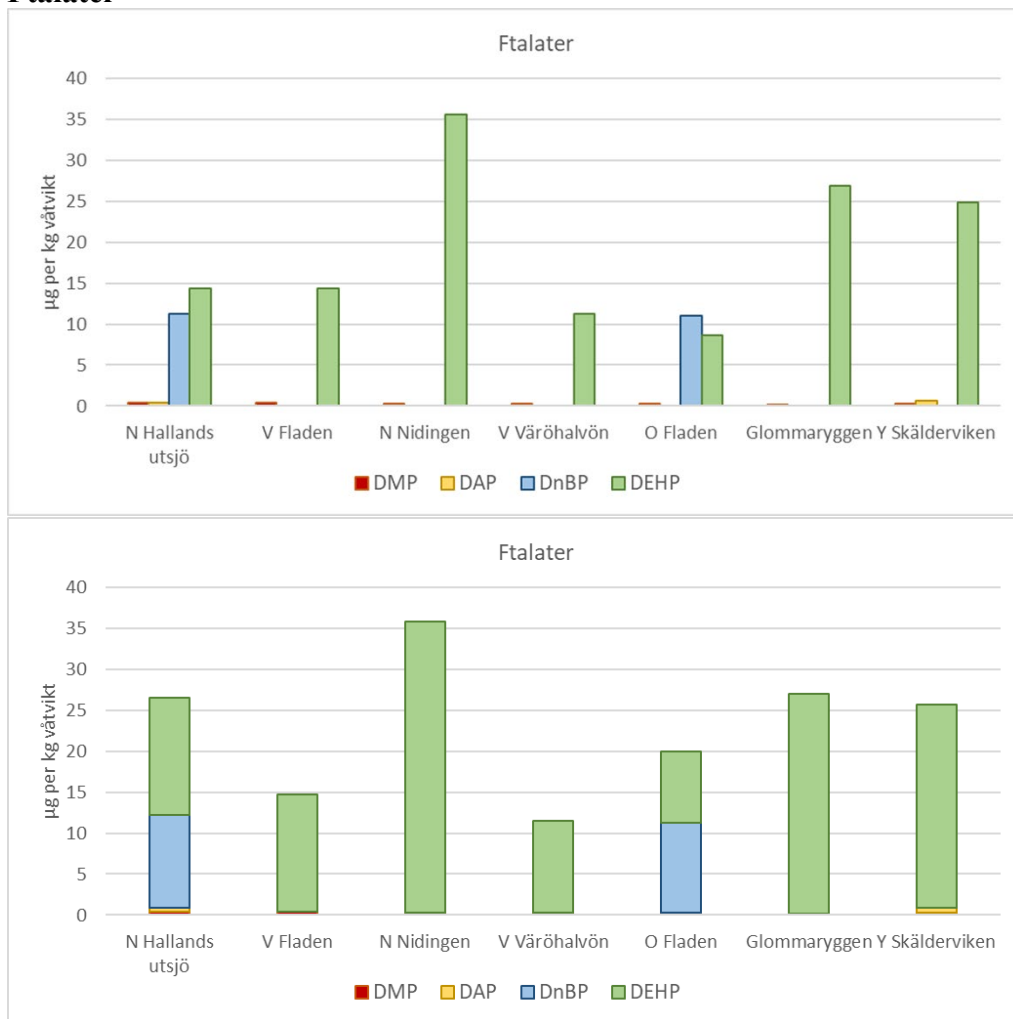
Figur 4 Halter ($\mu\text{g/kg våtvikt}$) av polybromerade difenyletrar (PBDE) i hepatopankreas från havskräftor insamlade vid sju lokaler i Kattegatt.

Poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS)



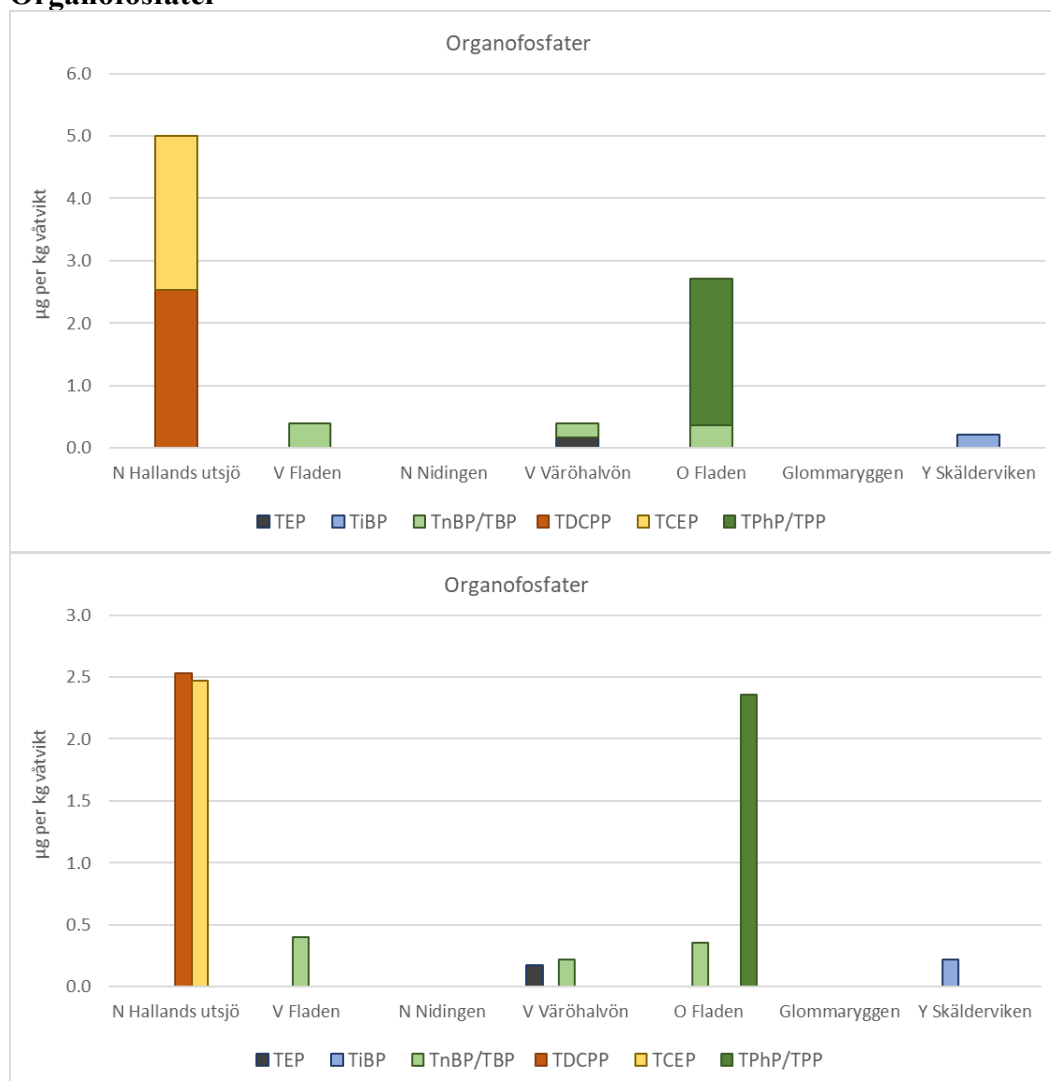
Figur 5 Halter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvikt) poly- och perfluorerade ämnen (PFAS) i hepatopankreas av havskräftor fångade vid sju lokaler i Kattegatt.

Ftalater



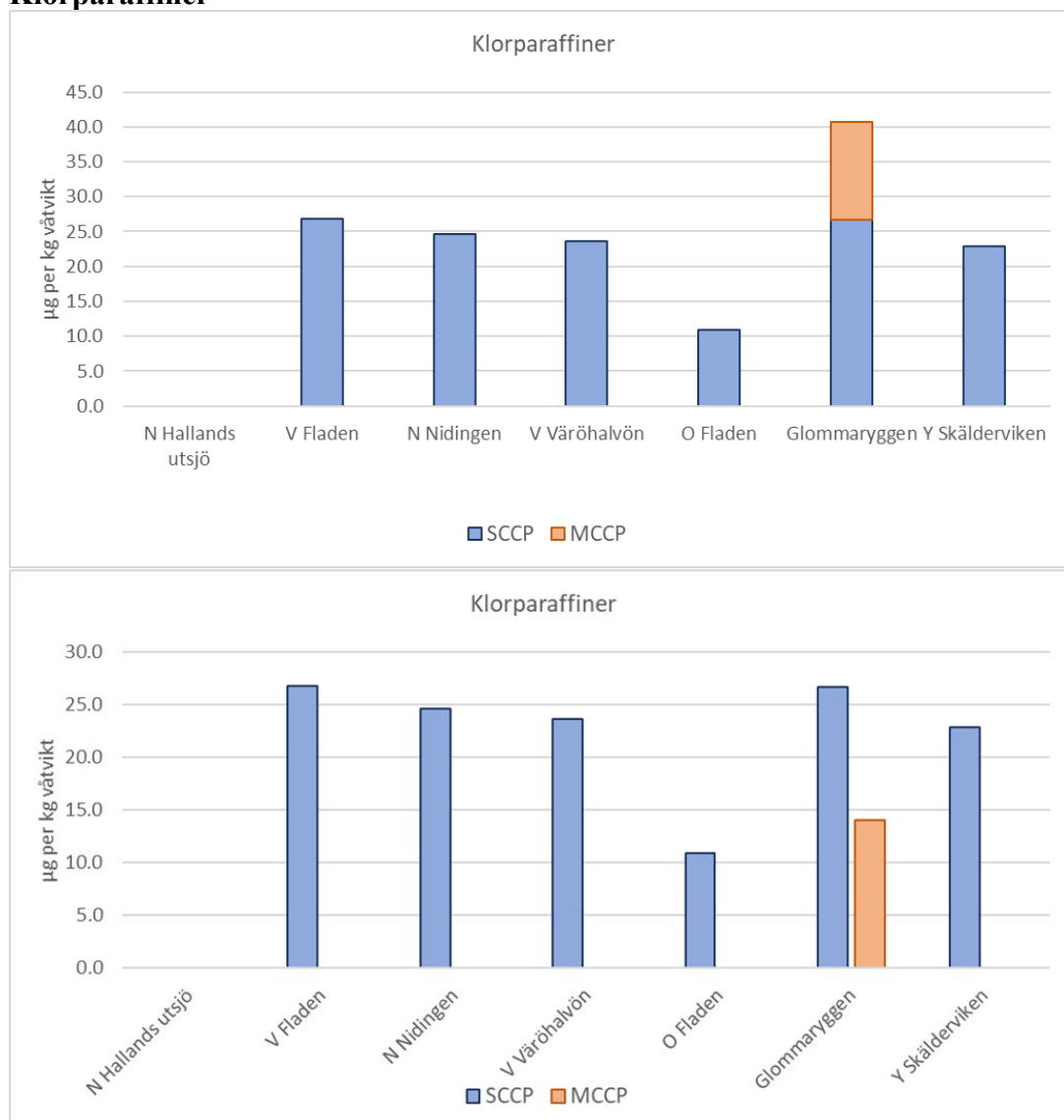
Figur 6 Halter (µg/kg våtvikt) ftalater i hepatopankreas av havskräftor fångade vid sju lokaler i Kattegatt.

Organofosfater



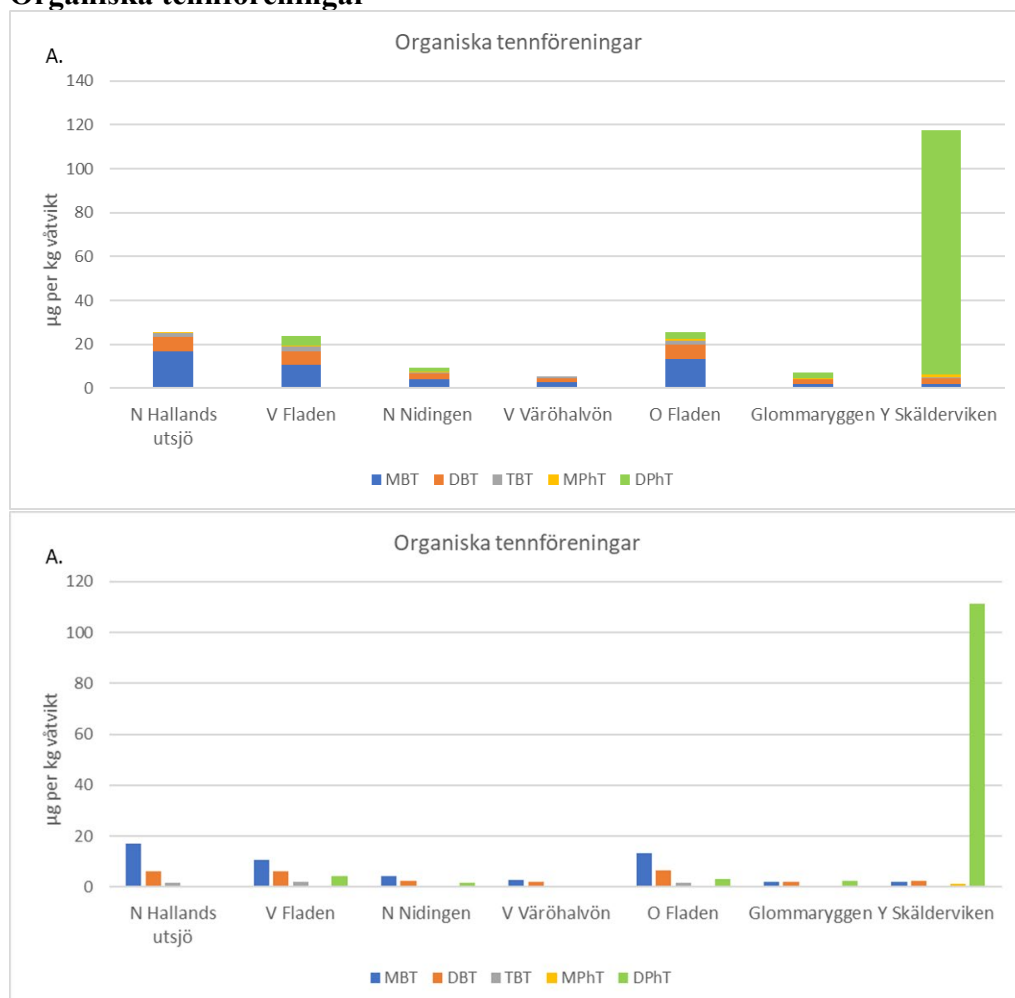
Figur 7 Halter (µg/kg våtvikt) av organofosfater i hepatopankreas av havskräfta från sju lokaler i Kattegatt.

Klorparaffiner

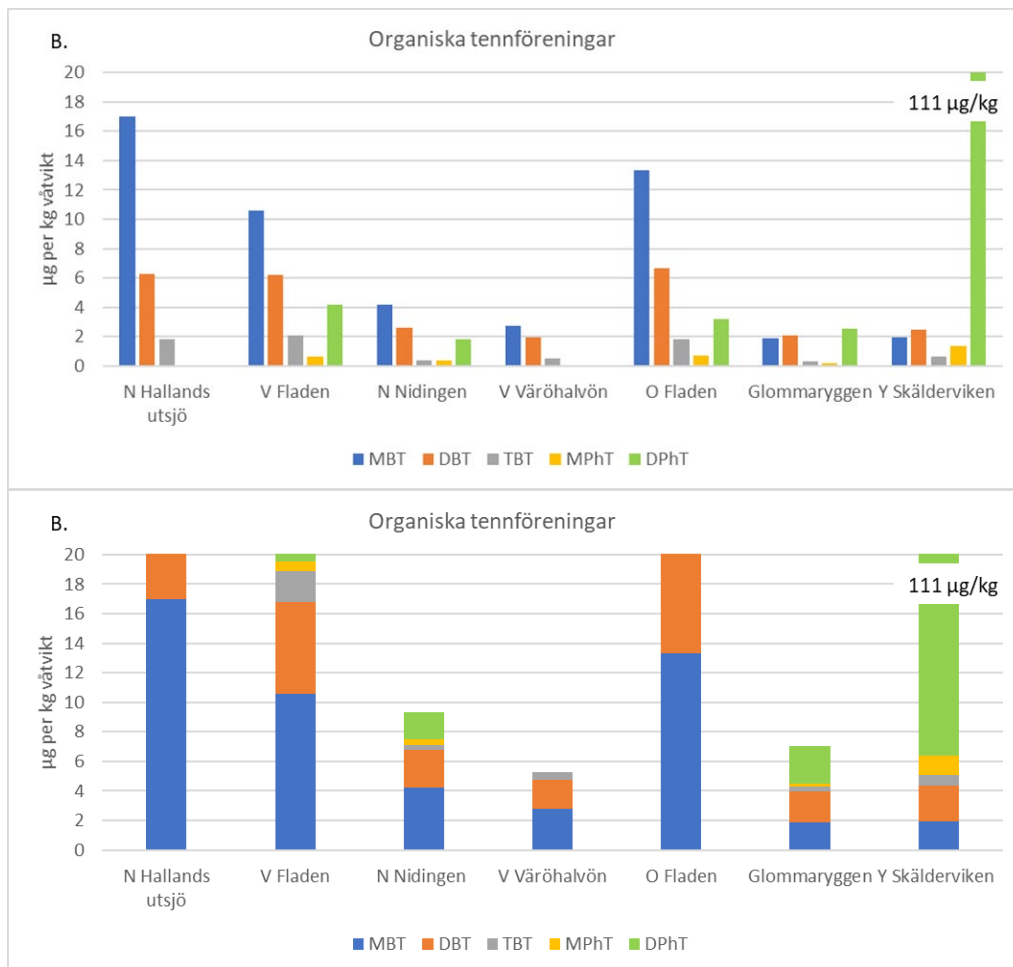


Figur 8 Halter (µg/kg våtvikt) av kortkedjiga (SCCP) och mellanlänga (MCCP) klorparaffiner analyserade i hepatopankreas från havskräftor från Kattegatt.

Organiska tennföreningar



Figur 9A Halten (µg/kg våtvikt, vv) av organiska tennföreningar i hepatopankreas från havskräftor från sju lokaler i Kattegatt.



Figur 9B Halten (µg/kg våtvikt, vv) av organiska tennföreningar i hepatopankreas från havskräftor från sju lokaler i Kattegatt. Notera olika skalor på y-axeln i 9A och 9B!



LÄNSSTYRELSEN
HALLANDS LÄN

Länsstyrelsen i Hallands län • Postadress: 301 86 Halmstad • Besöksadress: Slottsgatan 2
010- 224 30 00 • halland@lansstyrelsen.se • www.lansstyrelsen.se/halland