

# Kartläggning av föroreningar i sediment i svenska vattendrag, sjöar och kustområden



Resultatredovisning från fältundersökningar utförda inom regeringsuppdrag om förorenade sediment.



**SGU** Sveriges geologiska undersökning

**NATUR  
VÅRDS  
VERKET**

  
Länstyrelserna



**STATENS  
GEOTEKNISKA  
INSTITUT**

**Havs  
och Vatten  
myndigheten**

Rapport 2024:4

**Havs  
och Vatten  
myndigheten**



# Kartläggning av föroreningar i sediment i svenska vattendrag, sjöar och kustområden

Resultatredovisning från fältundersökningar utförda inom regeringsuppdrag om förorenade sediment (M2019/01427/Ke)

Den här rapporten har tagits fram av Havs- och vattenmyndigheten i samverkan med Naturvårdsverket, Länsstyrelserna, Sveriges geologiska undersökning och Statens geotekniska institut. Myndigheterna ansvarar för rapportens innehåll och slutsatser.

Författare: Tobias Porsbring (Havs- och vattenmyndigheten), Anna Wemming (Länsstyrelsen i Dalarnas län) och Clara Neuschütz (Naturvårdsverket).

I framtagandet av rapporten har följande personer medverkat: Sarah Josefsson, Johan Norrlin, Håkan Johansson, Lena Holm, Olof Larsson och Klas Arnerdal (Sveriges geologiska undersökning), Niklas Edvinsson (Havs- och vattenmyndigheten), Ann-Sofie Wernersson och Henrik Bengtsson (Statens geotekniska institut), samt Ingrid Tjensvoll (Naturvårdsverket).

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2024-03-08

ISBN: 978-91-89329-76-8 Omslagsfoton: NIRAS Sweden AB

Havs- och vattenmyndigheten | Box 11 930 | 404 39 Göteborg | [www.havochvatten.se](http://www.havochvatten.se)



**Havs  
och Vatten  
myndigheten**

# Förord

**Inom regeringsuppdraget *förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment* (M2019/01427/Ke) kartlades förekomsten av sedimentföroreningar i ett 70-tal vattenområden över hela Sverige. Syftet var att ta fram ny kunskap om påverkan på sediment från olika typer av verksamheter och branscher, i olika typer av vattenmiljöer. Resultaten bidrar bland annat till en förbättrad nationell överblick över förorenade sedimentområden, samt till utveckling av metodik för prioritetsbaserad inventering.**

Rena sediment är en förutsättning för att nå miljömålen knutna till hav och vatten, och en giffri miljö. Målen innebär att havs- och vattenmiljöer ska kunna uppnå eller bibehålla en god miljöstatus, trygga en rik biologisk mångfald, och medge en blå tillväxt genom ett hållbart nyttjande av vattenresurser. Miljögifter i sediment påverkar direkt de organismer som lever på botten vilket kan leda till att ekologiska funktioner och ekosystemtjänster påverkas negativt. Många miljögifter riskerar dessutom att spridas till omgivande miljöer och till näringsväven där de kan anrikas och skada rovdjur och människor via födan. Ändrade hydrologiska förhållanden till följd av klimatförändringarna, eller genom fysisk påverkan på botten vid anläggnings- och rivningsarbeten, muddring och dumpning är exempel på aktiviteter som kan medföra spridning av föroreningar som har ackumulerats i sediment. Förorenade sediment försvårar eller förhindrar därmed annat nyttjande eller återställande av vattenmiljöer vilket medför en samhällsekonomisk belastning.

År 2019 gav regeringen i uppdrag till Naturvårdsverket att tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten, Sveriges geologiska undersökning, Statens geotekniska institut och Länsstyrelserna förbättra kunskapsläget och förutsättningarna för hanteringen av förorenade sediment. Regeringsuppdraget har genomförts genom ett antal delprojekt som sammantaget har bidragit till att fylla kunskapsluckor, utveckla metodik och vägledningar, och utveckla samverkan mellan myndigheterna och berörda aktörer.

Områden i sjöar, vattendrag och kust valdes ut med avseende på olika förväntade föroreningsbilder och olika hydrologiska förutsättningar. Undersökningarna i fält omfattade hydroakustiska metoder för kartläggning av botten samt kemiska och toxikologiska analyser av sedimentprover, med avseende på en rad olika metaller och organiska miljögifter. Resultaten av undersökningarna vad gäller förekomst och halter av olika miljögifter redovisas dels på områdesnivå i resultatrapporter publicerade av Sveriges geologiska undersökning, dels på en övergripande, nationell nivå i denna rapport. Rapporten innehåller även en utvärdering av branschpåverkan, samt utifrån de erfarenheter som framkommit i genomförandet av projektet, rekommendationer för inventering och undersökningar av förorenade sediment. Tillsammans med andra leveranser från regeringsuppdraget är vår förhoppning att resultaten ska komma till nytta vid en fortsatt inventering och fortsatta undersökningar av förorenade sedimentområden i Sverige.

Mats Svensson, Avdelningschef



# Sammanfattning

I regeringsuppdraget om förbättrad hantering av förorenade sediment (M2019/01427/Ke) undersöktes sedimenten i ett 70-tal områden i kust, sjöar och vattendrag över hela Sverige med misstänkt påverkan från lokala punktkällor. Målen var att bidra till en förbättrad nationell överblick över förorenade sediment och förbättra kunskapen om påverkan på sediment från ett urval av branscher. Prover togs av ytliga (0-5 cm) och djupare (15-20 cm) skikt av sedimenten. De kemiska analyserna omfattade ett 20-tal grupper av föroreningar med standardiserade, kommersiella analyspaket. Även läkemedelsrester analyserades, och prover från kustområdena analyserades för många flera ämnen i en screening. Utvalda prover analyserades med cellbaserade toxicitetstester för mätningar av samlad biologisk effekt.

Tributyltenn (TBT) och koppar påträffades i halter som överstiger effektbaserade bedömningsgrunder för sediment i mer än hälften av de undersökta områdena. Ofta var de uppmätta halterna av dessa ämnen, och även av antracen, högt över bedömningsgrunderna vilket ökar risken för negativ påverkan på sedimentlevande organismer och bentiska livsmiljöer. Också kadmium, bly och fluoranten påträffades i hög utsträckning men inte lika ofta i halter som överstiger effektbaserade bedömningsgrunder. Många fler föroreningar som polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er), dioxiner och dioxinlika ämnen, metaller, klorerade bekämpningsmedel, alkylfenoler, TBT-ersättare, och högfluorerade organiska ämnen (PFAS) påträffades i hög utsträckning och ofta i halter som indikerar att även dessa är betydelsefulla sedimentföroreningar. I screeningen av kustprover påträffades industrikemikalier, växtskyddsmedel, läkemedel och ämnen från kosmetika och hygienprodukter. Behovet av effektbaserade bedömningsgrunder för fler ämnen för att bättre kunna bedöma förknippade miljörisker är dock stort. Detta inkluderar inte minst bedömningar av risker för spridning till näringsväven och påverkan på rovdjur eller människors hälsa via konsumtion av fisk. Resultaten indikerar att läkemedel, klorparaffiner, organofosfater och siloxaner är relevanta och vanligt förekommande sedimentföroreningar men deras detektions- och rapporteringsgränser behöver bli lägre för att motivera att de regelbundet ska analyseras vid undersökningar av förorenade sediment.

Resultaten stärker bilden av att förorenade sediment är vanligt förekommande, och att föroreningsbilden ofta är komplex. Med många samtidigt förekommande ämnen ökar risken för kombinationseffekter vilket skulle behöva beaktas rutinmässigt. Mätningar av den samlade biologiska effekten via cellbaserade toxicitetstester av dioxiner, PAH:er, och hormonstörande ämnen visar på effekter av fler ämnen än de som fångas upp i traditionella haltmätningar, och var generellt känsligare vilket bekräftar att de ger en mer komplett bild av möjlig påverkan från dessa ämnesgrupper. De är därför ett bra komplement till kemiska haltmätningar för att karaktärisera sedimentens föroreningsinnehåll och möjlig påverkan.

Måktigheten av förorenade sediment var i många av områdena minst 20 cm. För flertalet ämnen sågs ingen signifikant skillnad i de sammanlagda resultaten mellan halter i djupare prover jämfört med ytprover. Att halterna i många fall var höga även i ytliga sediment där biologisk aktivitet kan förekomma ökar risken för spridning och upptag i näringsväven. Det indikerar också att nytillförsel av föroreningar till sedimenten fortfarande pågår i dessa områden. Någon större ackumulering av analyserade föroreningar från källor långt uppströms i vattensystemen i dämmen och

flodmyrningar tycks inte ske, då höga strömhastigheter medför att sedimentföroreningar transporteras vidare i vattendragen till sjöar och ut i havet.

Belastning och risk för påverkan från branschtypiska utsläpp utvärderades för 19 branscher. Bedömningen är att avfallshantering och deponi, avloppsreningsverk, hamn och småbåtshamn, massa- och pappersbruk, gruvor, stålindustrier, tätort, ytbehandling och textilindustri är verksamheter som inför en inventering av förorenade sedimentområden bör klassas som medförande hög risk för förorenade sediment. Belastningen från branscherna kemisk industri, kloratindustri, garveri, glasbruk, och sågverk utan dopning var inte möjliga att bedöma på grund av ofullständiga resultat.



## Summary

**In 2019, the Swedish government tasked five government agencies, led by the Swedish Environmental Protection Agency, to improve the knowledge about the management of polluted sediments. This report is a synthesis of two surveys conducted during the assignment: one in coastal areas and one in inland waters.** The purpose of the project was to improve the national overview of contaminated sediments in Sweden, and to provide data on the impacts of different industries and activities for the development of methods for risk-based inventories of contaminated sediments. The selection of study areas (coastal areas, lakes and streams) was made among water bodies according to the water framework directive (2000/60/EC) that were assessed by water management authorities as being at risk of not achieving good status with regard to priority substances and river basin specific pollutants. The presence of 19 different industries and activities in need of improved knowledge of their potential to contribute to sediment pollution was used to further prioritise areas. Both ongoing environmentally hazardous activities and contaminated sites on land were considered. In total, 71 areas with suspected or known contaminated sediments were finally selected for the investigations. They constitute a wide variety of recipients affected by a range of common industries and activities, such as paper and pulp mills, steel industry, manufacturing industry, ports and marinas, wastewater treatment plants and urban areas.

After consultations with the County administrative boards for local knowledge, review of any previous surveys, nautical charts and geological maps, the survey areas were delineated and planned more closely. Sampling included sediments close to, as well as further away from, potential sources of contamination. A total of 176 samples were taken from surface (0–5 cm) as well as deeper (15–20) sediments. The samples were taken predominantly with core-sampler in inland waters and box corer in coastal areas. All sediment samples were analysed for metals and commonly occurring organic pollutants (e.g., PAHs and PCBs). Depending on the suspected presence of industry-specific substances, additional substance groups (e.g., PFAS, chlorinated pesticides and pharmaceutical substances) were analysed. Contaminant concentrations were compared to either national environmental quality standards for sediments (QSsed), or indicative values for effects on benthic organisms. Some samples were also tested for toxic response (CALUX, Chemical Activated LUCiferase gene eXpression) regarding dioxins, PAHs, and estrogen-like substances. Suspect and non-target screening for a large number of substances were performed on samples from the coastal survey areas within the HELCOM project PreEMPT (Pre-empting pollution by screening for possible risks).

***The results from the surveys confirm that contaminated sediments are common.***

Contaminants were found in all survey areas where accumulation bottoms suitable for sediment sampling were encountered, but also in coarser bottom substrates in some cases. The risk of large-scale negative impact increases the more often a pollutant is encountered and with increasing concentrations. For those substances that have QSsed values, tributyltin (TBT) and copper were found in concentrations well above the QSsed in many areas. Anthracene and siloxanes were also found in concentrations above the QSsed, but not as frequently. Cadmium, lead and fluoranthene were also found in concentrations exceeding the QSsed, but the degree of exceedance was lower. In descending order, these substances therefore contribute to the risk of impact on benthic organisms and habitats in the investigated areas.

Alkylphenols, PAHs, chlorinated pesticides, dioxins and dioxin-like substances, as well as cybutryne (TBT substitute) were often found in concentrations exceeding indicative values. The screening results from the investigated coastal areas indicate that many more substances with widely different uses, for example industrial chemicals, pesticides, pharmaceuticals and substances from cosmetics and hygiene products, can be important pollutants in sediments and occur at levels that can pose a risk to benthic organisms.

***In many of the areas, there are several co-occurring substances that exceed QSsed values or indicative values.*** Along with a large number of additional co-occurring substances, ***the likelihood of combination effects that can exacerbate pollution damage to benthic species and habitats increase.***

The variation in pollution profiles is large between the study areas. From the data, it was not possible to correlate pollutant concentrations to geography, hydrological conditions, or the complexity of the pollution sources in the vicinity. An increased variety of pollution sources likely increases the complexity of sediment pollution but does not automatically lead to higher concentrations of pollutants than individual activities. Rather, ***site-specific conditions play a large role in the degree of pollution in an area, i.e.,*** emissions and the local conditions for pollution of the sediments in the recipient. In addition to the differences between study areas, ***the results also demonstrate a large variation of sediment contamination within study areas.*** In some study areas, separate and distinctly different pollution profiles were found, with dominance from different sources. Hydrological and sedimentological conditions likely play important roles, with areas with a large variation in currents and bottom topography exhibiting a more complex distribution of contaminants in the surface sediment, compared to a well-defined bay or lake without strong wave motion. Human activities may also contribute to pollutant, for example dredging, dumping of dredged masses or process waste, relocation of discharge points and diversion of storm water, and propeller movements.

In the aggregated results, and for most analysed substances, no significant difference can be seen between concentrations in deeper sediment samples compared to surface samples. Based on the design and scope of the study, it was not possible to determine how deep the highest concentrations occurred or the total depth of the contaminated sediment. However, ***the high levels of pollutants present in the surface sediments show that pollution of sediments is ongoing,*** despite the introduction of measures in recent decades. The ongoing pollution may derive from active industries, contaminated sites on land or contaminated sediments located upstream, or from atmospheric deposition of pollutants from long-distance sources. The origins of the contaminants were not analysed in the project, but ***the results show the importance of addressing remaining sources of pollution, both ongoing environmentally hazardous activities and contaminated sites.*** The results indicate that pollution often occurs in the top 20 cm of the sediments, ***i.e., within the depth of biological activity increasing the risk of transfer of pollutants to the food web.***

The results from the study areas located along three investigated waterways show that ***the most polluted sediments tend to occur at the nearest sedimentation area downstream the emission sources.*** No major cumulative contamination in dams and estuaries from sources located far upstream was noticed in this survey. Water velocities above 0.1–0.2 m/s, which can occur periodically even in mainly calm areas, for example during the spring flood, are estimated

to relocate fine-grained particles with associated contaminants further downstream in the waterways and out to sea.

**Nine industries and activities** (waste management and landfill, wastewater treatment plant, mining, port and marina, pulp and paper mill, steel industry, textile industry, coating of metals, and urban area) of the 19 investigated are assessed to **pose a high risk of sediment pollution**. For six industries (chemical industry, chlorate industry, tannery, glass mill, and sawmill with no chemical treatment of wood) classification was not possible due to incomplete results. For some of these industries, the pollution may mainly originate from contaminated soil or groundwater from historical operations, such as sawmills with chemical treatment of wood, glassworks and chlorate industry. For other industries, the pollution may originate predominantly from ongoing operations, such as waste management and landfills, wastewater treatment plants, and urban areas. Thus, **it is important to also include ongoing environmentally hazardous activities and include the burden of "modern emissions" when conducting inventories of contaminated sediments**.

The accuracy of the method used to identify suspect areas with contaminated sediments was generally high. In most of the survey areas, high levels of various pollutants, including industry-specific contaminants, were found. Based on the project's implementation and results, it is also clear that **good cooperation between water management and the supervision of contaminated sites is required for the effective management of contaminated sediments**, and for the results of an inventory to be as complete and appropriate as possible. Moreover, **the method used to investigate the areas appears to be cost-effective** in providing an initial overview of sediment contamination; if the sediment area is contaminated, of which contaminants, and where high levels of pollution may occur.

**Effect-based assessment values need to be developed for many more substances**. A large number of substances were analysed, and many were often measured in high concentrations. However, only six substances have effect-based assessment values for benthic organisms. A further ten substances have indicative values, but they are associated with larger uncertainties. The development of improved assessment values should primarily focus on substances that are often found in concentrations that exceed indicative values. For example, additional PAHs and metals, TBT substitutes, dioxins, alkylphenols and chlorinated pesticides. In this context, it is also clear that **detection and reporting limits** for several substance groups such as pharmaceuticals, chlorinated paraffins, organophosphates and siloxanes **need to be lower**, as measured levels are often close to or higher than available assessment values.

An important issue with a great need for development is **risks of transfer to the food web**. This is particularly important for substances that are bioaccumulating and toxic, such as methylmercury, dioxins, PCBs, PFAS, and brominated flame retardants, which were found to a large extent in the surveys but are primarily harmful to predators or human health through the consumption of fish and seafood. For these, **assessment values are needed to assess the risk of transfer to the food web and secondary poisoning**.

The complexity of pollution in this study, as well as other studies and monitoring of aquatic pollutants, shows that the **risks of combination effects need to be routinely considered**. When handling contaminated sediments, it may for example be appropriate to perform summation of risk quotients in a first step to point out areas with high risk, and/or to use biological effect methods that capture the overall effect on biology. **Alternative or complementary**

***methods to traditional chemical analyses*** should be further explored and ***used more routinely***, such as cell-based toxicity tests for groups of substances with similar modes of action, and screening for large numbers of environmental pollutants with different origins.

# Målgrupper och läsanvisning

Denna rapport syftar till att sammanfatta och utvärdera resultaten från sedimentundersökningarna inom regeringsuppdraget om förbättrad hantering av förorenade sediment (M2019/01427/Ke), för att bidra till en ökad kunskap och förståelse om var förorenade sediment förekommer, vad de innehåller, och hur de kan undersökas. Målgrupper är handläggare eller konsulter inom exempelvis tillsyn av förorenade områden, vattenverksamheter, eller havs- och vattenförvaltning. Rapporten kan även vara av intresse för beslutsfattare, forskare och intresseorganisationer inom miljöområdet.

Baserat på genomförandet av projektet och utvärderingen av resultaten avhandlar denna rapport följande teman, som kan läsas självständigt:

- En resultatredovisning av de ämnen och ämnesgrupper som analyserades i sedimentproverna från undersökningarna
- En analys av sedimentpåverkan från olika branscher
- En erfarenhetsåterföring från genomförandet av projektet gällande hur inledande undersökningar av misstänkt förorenade sediment kan läggas upp

**I kapitel 2.1 redovisas förekomsten av de sedimentföroreningar som ingick i undersökningarna och deras koncentrationer i relation till utvalda jämförvärden och tillståndsklasser.** Resultaten redovisas på en övergripande nivå. Ingående resultat för de områden som undersöktes redovisas i resultatrapporterna från undersökningarna i sjöar och vattendrag (SGU 2023) respektive kust (Norrlin, J. et al. 2022). I avsnitt 2.1.6 görs en sammanfattande riskvärdering av de påträffade sedimentföroreningarna. I kapitlet ingår även en sammanfattning av resultaten från en bred screening av sedimentföroreningar som gjordes på prover från undersökta kustområden (avsnitt 2.1.4), och från en studie av PFAS i recipienter till pappersindustrier (avsnitt 2.1.5), samt resultat från cellbaserade toxicitetstester avseende PAH:er, dioxiner och hormonstörande ämnen (avsnitt 2.1.7).

**I kapitel 2.2 görs en analys av resultaten mot belastning från olika branscher tillsammans med en riskvärdering av branscherna.** Här ingår även resultaten från mönsteranalyser av PAH:er och dioxiner för översiktlig **källspårning**. En beskrivning av branscherna finns i bilaga B.

**I kapitel 2.3 redovisas resultaten efter förekomsten av föroreningar i olika typer av vattenmiljöer** (sjöar, vattendrag, dammar och älvmynnningar, samt kust), samt en redovisning av hur föroreningsbilden förändras längs med tre undersökta vattenvägar.

**I kapitel 3 redovisas en erfarenhetsåterföring om undersökningar av förorenade sediment,** som syftar till att delge tips och rekommendationer till intressenter som behöver genomföra en i första hand övergripande inventering och undersökning av förorenade sediment. För mer detaljer om sedimentundersökningar hänvisas även till metodavsnittet samt resultatrapporterna från projektet.

**I kapitel 4 redovisas övergripande slutsatser för en förbättrad nationell överblick och kunskapsgrund om förorenade sediment,** och den önskvärda omsättningen av resultaten diskuteras vad gäller **fortsatta sedimentundersökningar och en förbättrad hantering av förorenade sediment.**

# Innehåll

1. INLEDNING.....	17
1.1 Bakgrund.....	17
1.2 Projektbeskrivning och projektmål.....	18
1.3 Rapportering .....	19
1.4 Metoder.....	20
1.4.1 Urval av undersökningsområden och branscher .....	20
1.4.2 Analyser av ämnen och ämnesgrupper .....	22
1.4.2.1 Kemiska analyser .....	23
1.4.2.2 Cellbaserade toxicitetstester (CALUX).....	25
1.4.2.3 Screening av kustprover och analyser av PFAS.....	26
1.4.3 Fältundersökningarna.....	26
1.4.3.1 Hydroakustiska mätningar .....	27
1.4.3.2 Sedimentprovtagning.....	28
1.4.4 Kvalitetssäkring och kontrollprovtagning.....	30
1.4.5 Utvärderingen av resultaten .....	31
1.4.5.1 Jämförvärden och tillståndsklasser för utvärdering av uppmätta halter ...	32
2. RESULTAT OCH DISKUSSION.....	36
2.1 Förekomst och koncentrationer av sedimentföroreningar.....	36
2.1.1 Grundpaket – vanligt förekommande sedimentföroreningar .....	37
2.1.1.1 Metaller .....	37
2.1.1.2 Alifater och aromater .....	50
2.1.1.3 BTEX .....	53
2.1.1.4 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).....	54
2.1.1.5 Polyklorerade bifenyler (PCB <sub>7</sub> ).....	60
2.1.2 Tilläggs paket – branschspecifika sedimentföroreningar.....	63
2.1.2.1 Alkylerade PAH:er .....	63
2.1.2.2 Alkylfenoler .....	65
2.1.2.3 Bromerade flamskyddsmedel.....	68
2.1.2.4 Sexvärt krom (Cr <sup>6+</sup> ) .....	71
2.1.2.5 Cyanid.....	72
2.1.2.6 Dioxiner och dioxinlika föreningar .....	74
2.1.2.7 Ftalater.....	80
2.1.2.8 Klorerade bekämpningsmedel.....	83

2.1.2.9	Klorfenoler .....	87
2.1.2.10	Klorparaffiner.....	89
2.1.2.11	Läkemedel.....	91
2.1.2.12	Oljeindex .....	94
2.1.2.13	Organofosfater .....	96
2.1.2.14	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS).....	98
2.1.2.15	Siloxaner .....	101
2.1.2.16	Tennorganiska föreningar .....	103
2.1.2.17	TBT-ersättare (diuron och irgarol).....	107
2.1.3	Områden med omfattande belastning.....	110
2.1.4	Resultat från screening av kustsediment.....	111
2.1.5	Resultat från analys av PFAS i recipienter till pappersindustrier.....	118
2.1.6	Riskvärdering av undersökta sedimentföroreningar .....	119
2.1.7	Toxicitetstester – biologisk respons av sedimentföroreningar.....	122
2.1.7.1	DR-CALUX .....	123
2.1.7.2	PAH-CALUX .....	125
2.1.7.3	ER-CALUX.....	127
2.2	Analys av risk för påverkan från olika branscher .....	129
2.2.1	Förekomst av branschspecifika ämnen .....	131
2.2.2	Branscher vid områden med de högst uppmätta halterna.....	134
2.2.3	Antalet samtidigt förekommande branscher och koncentrationer av sedimentföroreningar .....	136
2.2.4	Källspårning genom mönsteranalyser.....	138
2.2.4.1	Dioxiner.....	138
2.2.4.2	PAH:er .....	139
2.2.5	Indikativ riskvärdering av branschspecifika utsläpp.....	140
2.2.6	Riskvärdering av undersökta branscher .....	142
2.3	Förekomst av föroreningar i olika vattenmiljöer .....	144
2.3.1	Förutsättningar för ackumulation av sediment.....	144
2.3.2	Föroreningsbild i olika vattenmiljöer.....	145
2.3.2.1	Sjöar.....	146
2.3.2.2	Vattendrag, dammar och älvmyningar .....	148
2.3.2.3	Kustvatten.....	149
2.3.2.4	Förändringar i föroreningsbilden längs med vattenvägar .....	150
2.4	Osäkerheter i resultaten .....	153
2.4.1	Osäkerheter i jämförelser mellan områden och branscher.....	153

2.4.2	Felkällor vid sedimentprovtagningen och de miljökemiska analyserna .....	154
2.4.3	Tidsintervall som sedimentproverna representerar .....	155
3.	ERFARENHETSÅTERFÖRING FÖR UNDERSÖKNINGAR AV FÖRORENADE SEDIMENT .....	156
3.1.1	Inledande övergripande kartläggning och planering.....	156
3.1.2	Kartläggning av undersökningsområdet och planering före provtagning .....	156
3.1.3	Hydroakustiska bottenundersökningar.....	159
3.1.4	Urval av analyspaket.....	161
3.1.5	Provtagningsmetodik.....	164
3.1.6	Försiktighetsåtgärder mot spridning av invasiva arter och patogener .....	166
3.1.7	Upphandling av sedimentprovtagning.....	166
3.1.8	Rapportering till datavärd .....	167
4.	ÖVERGRIPANDE SLUTSATSER .....	168
4.1	Förekomst av förorenade sediment och sedimentföroreningar .....	168
4.2	Omsättning av resultaten och fortsatta behov för en förbättrad nationell överblick och hantering av förorenade sediment.....	171
5.	REFERENSER.....	174
	Bilaga A FÖRKORTNINGAR OCH BEGREPP.....	179
	Bilaga B UNDERSÖKTA BRANSCHER.....	184
	Bilaga C PRIORITERADE BRANSCHER PER UNDERSÖKNINGSOMRÅDE .....	197
	Bilaga D ANALYSERADE ÄMNEN, JÄMFÖRVÄRDEN OCH RAPPORTERINGSGRÄNSER...200	



# 1. INLEDNING

## 1.1 Bakgrund

Många industrier och andra förorenande verksamheter i Sverige har legat eller ligger vid vatten, vilket gör att det på ett stort antal platser finns förorenade sediment med höga halter av miljögifter. Dessa kan påverka sedimentlevande arter och bentiska livsmiljöer, spridas till vattenmiljön och tas upp och anrikas i näringsväven, vilket riskerar att påverka växter och djur samt äventyra människors hälsa.

De senaste 20 årens inventeringar av förorenade områden i Sverige har resulterat i att ca 85 000 områden har identifierats som misstänkt förorenade. Den stora majoriteten av dessa avser områden på land. Vad gäller förorenade bottenar är bedömningen att mörkertalet fortfarande är stort, och det finns ett stort behov av att noggrannare kartlägga, undersöka och åtgärda kända och misstänkt förorenade sedimentområden (Severin (red.) et al. 2019). En god nationell överblick över bottenar med förorenade sediment är viktig för att kunna prioritera åtgärder vid de områden som medför högst risk för människors hälsa och miljön. En systematisk inventering på nationell skala likt den som genomförts för landområden behövs. I det regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment (M2019/01427/Ke) som gavs till fem svenska myndigheter år 2019 ingick därför att ta fram vägledning och metodik för inventering av förorenade sedimentområden.

Jämfört med förorenade områden på land finns särskilda aspekter som behöver beaktas vid en inventering eller utredning av förorenade sediment. Den länsvisa generella inventeringen av förorenade områden utgår från den så kallade branschlistan (Naturvårdsverket 2020), där en rad branscher (det vill säga kategorier av förorenande verksamheter) placerats inom fyra olika riskklasser. Verksamheter som tillhör branscher med högst riskklass bör prioriteras först vid en inventering. Denna indelning har dock ett tydligt landperspektiv, och ett arbete pågår med att anpassa riskklassningen för att bättre spegla sediment som en exponeringsväg tillsammans med föroreningarnas risker för akvatiska och marina organismer och näringsvävar. Men förbättrad kunskap behövs om i vilken omfattning som branschernas utsläpp belastar sediment. Förbättrad kunskap behövs också om vilka sedimentföroreningar som förekommer i olika typer av vattenmiljöer. På land är föroreningarna ofta tydligt avgränsade till en plats i direkt närhet till den förorenande verksamheten. Så kan det vara även på omedelbart närliggande bottenar i vattenområden, men förorenade sediment påträffas ofta även längre från källan på ackumulationsbottenar, där miljögifter som är bundna till finkornigt partikulärt material har sedimenterat. Dessa bottenar kan ligga förhållandevis långt ifrån en utsläppskälla eftersom partiklarnas spridning beror av strömmar och sedimentationsförhållanden.

Kartläggning av bottenar med miljökemiska analyser av sediment sker i olika sammanhang, exempelvis inom miljöövervakningen, recipientkontrollprogram, vid utredning inför vattenverksamheter som till exempel muddring, eller vid tillsyn i syfte att avgränsa och karaktärisera ett förorenat område. I dagsläget saknas i stor utsträckning harmoniserade metoder för att identifiera förorenade sediment. Med vissa undantag, exempelvis undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment (Larsson et al. 2021, Norrlin & Josefsson 2017, Larsson et al. 2017, Norrlin et al. 2016, Apler et al. 2014) eller TBT i småbåtshamnar (Bengtsson & Cato 2010) undersöks ofta objekt inom enskilda utredningar och med olika tillvägagångssätt beroende av

syfte, vilket ger data som inte är helt jämförbar mellan områden. En stor del av de data som samlas in i olika sedimentundersökningar är inte rapporterad till datavärd, utan finns i olika regionala/lokala databaser. Vidare är undersökningar av förorenade sedimentområden kostsamma och kräver, liksom undersökningar på land, specialkompetens och -utrustning. Det finns alltså även ett utvecklings- och harmoniseringsbehov avseende kostnadseffektiva undersökningsmetoder.

## 1.2 Projektbeskrivning och projektmål

Fältundersökningarna utfördes som ett delprojekt inom regeringsuppdraget om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment som pågick under perioden juni 2019 till januari 2023.

Målsättningarna med fältundersökningarna var att:

- bidra till en förbättrad nationell överblick över förekomsten av förorenade sediment,
- bidra med kunskap om förekomsten av sedimentföroreningar kopplat till olika typer av recipienter och utsläppskällor,
- ge underlag till en vidare utveckling av branschklassning anpassad till förorenade sediment inom inventeringsmetodiken, samt
- bidra till det fortsatta arbetet med kartläggning, riskklassning och åtgärdsarbete med förorenade sediment i Sverige.

Inledningsvis genomfördes en skrivbordsinventering som resulterade i ett 70-tal områden som prioriterades för undersökningar i fält. Undersökningarna utfördes under år 2021–2022 och resultaten sammanställdes och analyserades kopplat till målsättningarna ovan. För genomförandet av projektet definierades vidare ett antal delmål och ambitionsnivåer:

- Skrivbordsinventeringen och fältundersökningarna ska omfatta hela landet (alla län).
- Fältundersökningarna ska genomföras i olika typer av vattenmiljöer i vattendrag, insjöar och kust, inklusive miljöer i anslutning till älvmyningar och kraftverksdammar.
- Hydroakustiska mätningar ska utföras inför provtagningarna, med ambitionsnivå (i instrumentanvändning och upplösning) anpassad till förutsättningarna, exempelvis beroende av om det är ett mindre insjövatten eller ett större kustområde, eller ett område med misstänkt förekomst av fiberbankar eller fibersediment. Exempel på olika utföranden finns i kapitel 3 om erfarenhetsåterföring samt i de separata resultatrapporterna (se hänvisningar i avsnitt 1.4).
- Provtagningen syftar enbart till att ge en översiktlig bild av förekomst och koncentrationer av sedimentföroreningar i områdena. Syftet är inte att avgränsa förorenade sedimentområden i yt- och djupled, eller att analysera föroreningsgraden i relation till regional bakgrund. Referenslokaler utan påverkan från punktkällor undersöks inte.
- Sedimentprover för miljökemisk analys ska tas både vid ytan och i ett djupare sedimentlager för att fånga upp pågående och till viss del historisk belastning, samt ge en indikation om mäktigheten av förorenat sediment.
- Ett brett urval av miljökemiska analyser ska ingå för att spegla komplexiteten inom och variationen mellan områden utifrån förväntad belastning från närliggande utsläppskällor. Analyserna ska omfatta ett grundpaket av miljöfarliga ämnen samt tilläggsanalyser av ämnen och ämnesgrupper valda utifrån vilken typ av utsläppskällor som förekommer i närområdet. Vid förväntad mer komplex kemisk belastning analyseras prover även med avseende på biologisk effekt med cellbaserade toxicitetstester (CALUX), i syfte att öka kunskapen om

förekommande föroreningar och risk för påverkan. De kemiska analyserna inbegriper metaller och organiska miljögifter, och inte till exempel näringsämnen eller mikroplaster, även om de också kan betraktas som föroreningar i sediment.

- Resultaten som tas fram ska tillgängliggöras genom det nationella datavärdskapet för miljögifter.
- Redovisningen och utvärderingen inkluderar en erfarenhetsåterföring avseende metoder för inventering och undersökningar av förorenade sediment.

Projektet bemannades av personal från Sveriges geologiska undersökning (SGU), Länsstyrelsen i Dalarnas län, Naturvårdsverket (NV) och Havs- och vattenmyndigheten (HaV). Urval av undersökningsområden, analysomfattning och övergripande metodik utformades inom denna projektorganisation. Kontaktpersoner på länsstyrelserna utgjorde en viktig källa till information och lokalkännedom i samband med skrivbordsinventeringen, urvalet av undersökningsområden och för rådgivning vid planeringen och utförandet av undersökningarna. I vissa län samordnades urvalet av områden för undersökningarna med andra pågående tillsyns- eller miljöövervakningsprojekt. Förtätningar av undersökningarna, framför allt gällande analyser av fler ämnen och ämnesgrupper per prov, gjordes vid flera lokaler enligt önskemål från länen och med finansiering från anslaget för sanering och återställning av förorenade områden, eller med medel för så kallad regional miljöövervakning.

Vid undersökningen togs även prover i kustområdena för en bredare screening inom Helcom-projektet PreEMPT (Pre-empting pollution by screening for possible risks), samt från en sjö och ett kustområde för att bidra till en studie av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i recipienter till pappersindustrier utförd av Örebro universitet. Resultaten från dessa analyser, samt från den undersökning av sediment i Vänern som SGU utförde år 2020 beskrivs till delar i denna rapport.

### 1.3 Rapportering

Resultaten från genomförandet av projektet redovisas i fyra rapporter:

- Resultatrapport från undersökningarna i kustområden (Norrlin et al. 2022)
- Resultatrapport från undersökningarna i sjöar och vattendrag (SGU 2023)
- Resultatrapport från undersökningarna i Vänern (Larsson et al. 2021).
- Syntesrapport med övergripande resultat och analyser (denna rapport)

Resultatrapporterna beskriver utfallet av sedimentundersökningarna på områdesnivå, vad gäller möjliga historiska och pågående föroreningskällor, geologiska förhållanden och uppmätta halter av föroreningar. Valda delar av resultaten från projektet delges även på webbsidan [www.renasediment.se](http://www.renasediment.se). Resultaten från de miljökemiska analyserna av ämnen tillgängliggörs via det nationella datavärdskapet för miljögifter<sup>1</sup>. Resultaten från screeningen av kustprover finns i Norman:s databas<sup>2</sup>, och rapporten från screeningprojektet finns på [renasediment.se](http://renasediment.se)<sup>3</sup>. En rapport från PFAS-undersökningen finns i rapportarkivet DiVA<sup>4</sup>.

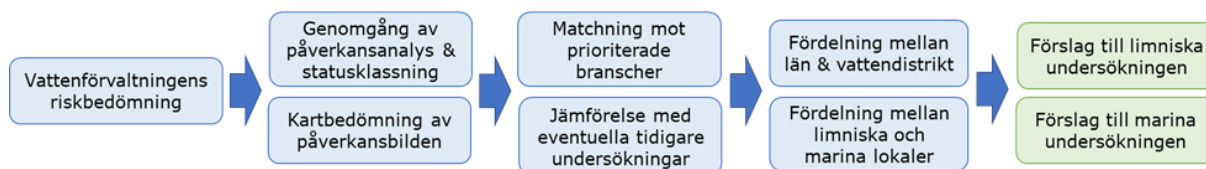
---

<sup>1</sup> <https://www.sgu.se/produkter/geologiska-data/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/>

<sup>2</sup> <https://dsfp.norman-data.eu/dataset/1dcb6e7d-2ab4-4462-9ea6-5331d8d68abb>

<sup>3</sup> [https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/2023-Rapport-HELCOM-PreEMPT\\_FINAL.pdf](https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/2023-Rapport-HELCOM-PreEMPT_FINAL.pdf)

<sup>4</sup> <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1720031&dswid=-9357>



**Figur 1.** Processen för urvalet av undersökningsområden till undersökningarna i sjöar och vattendrag resp. kust.

## 1.4 Metoder

Projektet genomfördes i tre huvudsakliga faser: 1) urval av områden och branscher för undersökningarna tillsammans med fastställande av mät- och analysparametrar, 2) genomförande av undersökningarna, 3) sammanställning, utvärdering och tillgängliggörande av resultaten.

### 1.4.1 Urval av undersökningsområden och branscher

Metoden för urvalet av undersökningsområden finns beskriven i ett PM (Wemming 2020), samt i resultatrapporterna från projektet (Norrlin et al. 2022, SGU 2023) och återges nedan i korthet. Målsättningen med urvalet var att hitta områden med varierande belastning från utvalda branscher och i olika typer av vattenområden (exempelvis sjö, vattendrag, damm, instängd vik, fjärd, hamnområde). Underlaget till urvalet av lämpliga undersökningsområden togs fram genom en skrivbordsinventering. Skrivbordsinventeringen grundade sig i vattenförvaltningens riskbedömningar för vattenförekomster, vilka tar hänsyn både till aktuell status för ett 80-tal vattendirektivsämnena, och närliggande påverkanskällor. En lista över möjliga undersökningsområden förfinades därefter stegvis genom att ta hänsyn till bland annat förekomst av prioriterade branscher för undersökningarna, känd och möjlig miljögiftsbelastning, och geografisk spridning över landet. Detta resulterade i förslag på områden för undersökningar för sjöar och vattendrag, respektive kust (Figur 1). Länsstyrelsernas synpunkter hade stor betydelse för det slutliga urvalet, utifrån lokalkännedom om olika vattenområdets förutsättningar och undersökningsbehov.

De prioriterade branscherna valdes ut tillsammans med ett av de andra delprojekten inom regeringsuppdraget, *Prioritering och inventering av förorenade sediment*<sup>5</sup>, för att förbättra kunskapen om olika branschers påverkan på sediment. Delprojekten utfördes parallellt under regeringsuppdraget.

Sammanlagt prioriterades 19 branscher för undersökningarna (Tabell 1). Information om dessa branscher och de utsläpp de förknippas med ges i Bilaga B. I Bilaga C redogörs för de branscher som kopplas till respektive undersökningsområde (Tabell C1, resp. C2 för Vänerundersökningen). Urvalet av branscher skiljde sig något mot Vänerundersökningen och visas i bilaga C. Verksamheter inom Försvarsmakten med potential att förorena sediment utelöts på grund av sekretess.

Det slutliga urvalet för fältundersökningarna omfattade 71 undersökningsområden, varav 34 låg i sjöar, 21 i vattendrag och 16 längs kusten (Figur 2). Detaljerad information om

<sup>5</sup> <https://www.renasediment.se/rufs/2a-prioritering-och-inventering-av-foroerade-sediment/>

**Tabell 1.** Prioriterade branscher som beaktades för urvalet av undersökningsområden i sjöar och vattendrag resp. kust. Utifrån påverkansbilden i valda undersökningsområden skilde sig urvalet av branscher något mellan de båda undersökningarna, se tabellförklaringen.

Avfallshantering & deponi	Gruvor	Stål-, järn- & manufaktur	Tätort
Avloppsreningsverk	Hamn & småbåtshamn**	Sågverk med doppling	Varv*
Garveri*	Kemisk industri*	Sågverk utan doppling*	Verkstadsindustri
Gasverk*	Kloratindustri*	Textilindustri	Ytbehandling
Glasbruk*	Massa- & pappersbruk	Träimpregnering	

\* Branschen undersöktes bara inom sjöar och vattendrag.

\*\* Branschen undersöktes bara inom kustområden

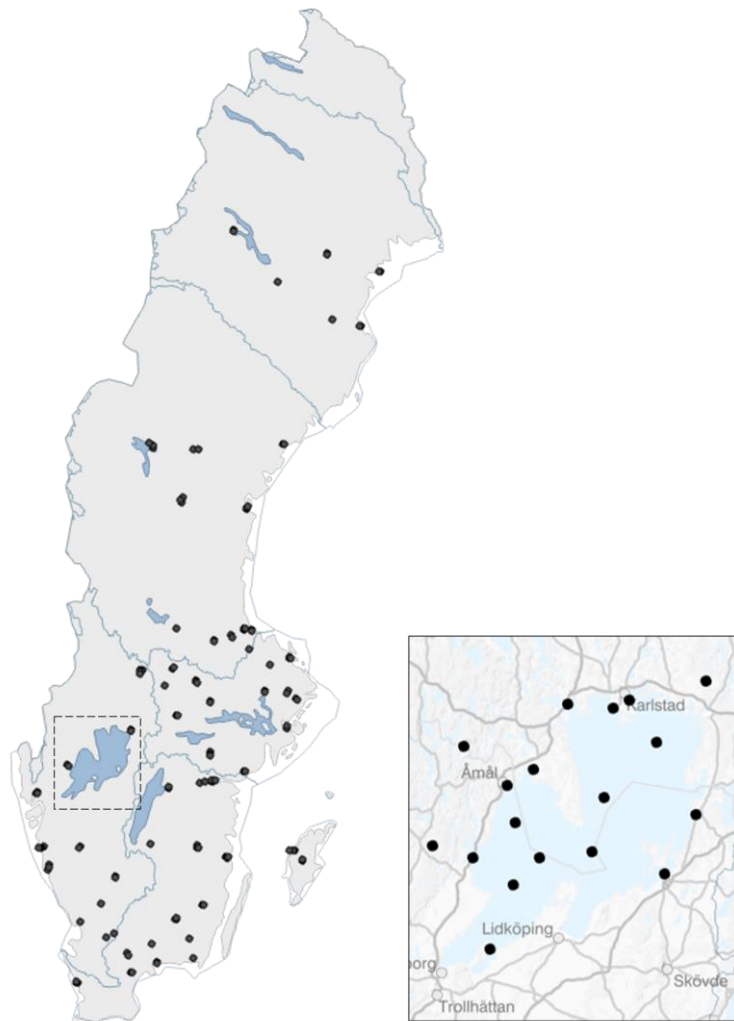
undersökningsområdena finns i respektive resultatrapport. Under 2020 genomfördes undersökningen av sediment i Vänern (Larsson et al. 2021) som omfattade 18 undersökningsområden med nio kustområden, sex utsjöområden och tre referenssjöar (Figur 2).

Vänernundersökningen planerades före regeringsuppdragets start men finansierades till viss del av regeringsuppdraget. Syftet med undersökningarna i Vänern var bland annat att avgränsa och ta fram underlag för riskklassning av misstänkt förorenade kustnära sedimentområden. Även föroreningsituationen i Vänerns utsjö undersöktes, liksom opåverkade referenslokaler i utvalda uppströms liggande sjöar. Resultaten från dessa undersökningar vägdes in vid urvalet av övriga undersökningsområden i sjöar och vattendrag.

Under urvalsprocessen valdes även en del undersökningsområden ut utifrån ett avrinningsområdesperspektiv, det vill säga att områden valdes så väl längs vattnets väg genom sjöar och vattendrag som där vattnet slutligen når kusten. Exempel på detta är de undersökningar som gjordes längs Ljungan i Västernorrland, där prov togs vid Holmsjön/Aldern, och vid Ringdalsforsen samt vid kusten i Svartviksfjärden vid Sundsvall; längs Kolbäcksån i Dalarna och Västmanland, där prov togs i Gårlången, Kolbäcksån vid Fagersta, Stora Aspen samt i sjön Östersjön; samt längs Motala ström i Östergötland där prov togs i Motala ström vid Motala, i sjön Glan, samt i kustområdet Loddbyviken och Pampusfjärden vid Norrköping. Detta ger möjligheten att undersöka olika ämnens belastning och spridning längs vattenvägen inom ett avrinningsområde.

I undersökningarna ingick även ett flertal områden i kraftverksdammar, i syfte att förbättra kunskapen om risken för förekomst av förorenade sediment i dessa inför eventuellt ökade antal ombyggnationer eller utrivningar av dammar på grund av den nationella planen för omprövning av vattenkraft (Havs- och vattenmyndigheten 2023).

Ambitionen att fördela undersökningsområden jämnt utifrån ett läns- och vattendistriktsperspektiv gjorde att det för den norra halvan av Sverige blev lägre geografisk täckning (Figur 2). Detta beror på att den södra halvan av landet har till ytan betydligt mindre län och vattendistrikt. Det finns dock sedan tidigare, utifrån ett norrlandsperspektiv, en större geografisk täckning för undersökningar av främst fiberbankar och fiberrika sediment (Larsson et al. 2017, Norrlin et al. 2016, Apler et al. 2014) som även de är en del av underlaget för en förbättrad nationell överblick av förorenade sediment.



**Figur 2.** Undersökningsområden (svarta punkter) i fältundersökningarna inom regeringsuppdraget (Sverigekartan till vänster) och Vänernundersökningen (i detaljkartan till höger). Blåa linjer i Sverigekartan visar vattendistrikten (Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet). Det nordligaste området i Sverigekartan är en del av Torneälvens internationella vattendistrikt, men mynnar i Bottenviken. Den streckade svarta linjen i Sverigekartan runt Vänern är det område som är förstorat i kartan till höger för Vänernundersökningen. De kustnära undersökningsområdena i Vänernundersökningen var till ytan större än punkterna i kartan (för detaljerad bild av undersökningsområdena se figur 1 i SGU-rapport 2021:21).

#### 1.4.2 Analyser av ämnen och ämnesgrupper

Kemiska analyser genomfördes för att undersöka förekomst och halter av olika sedimentföroreningar, och cellbaserade toxicitetstester för att uppskatta de biologiska effekterna av föroreningarna. Resultat från kemiska analyser kan användas för jämförelser av enskilda ämnen mot exempelvis bedömningsgrunder, medan resultat från cellbaserade toxicitetstester kan användas för att bedöma den samlade påverkan av ämnen och ämnesgrupper med liknande biokemisk verkningsmekanism. Cellbaserade toxicitetstester kan på så sätt komplettera kemiska analyser med information om den sammanlagda verkan (toxikologiska potentialen) från flera ämnen som förekommer i provet.

Kemiska analyser genomfördes i sedimentprover från två olika djup, vanligtvis 0–5 cm i ytsediment och 15–20 cm i djupare sediment, för att grovt uppskatta eventuell förändring av belastning av utvalda föroreningar över tid (Tabell 2), där äldre avsatt sediment återfinns i de

**Tabell 2.** Parametrar (stödparametrar, ämnen, ämnesgrupper och toxisk respons) som analyserades i ytprover (0-5cm) och djupprover (15–20 cm) vid samtliga lokaler resp. vid utvalda lokaler (tilläggs paket och cellbaserade toxicitetstester anges i kursiv stil).

Parameter	Ytprover	Djupprover
TS (torrsubstans, utifrån vattenhalt)	X	X
TOC (totalinnehåll av organiskt kol)	X	X
LOI (glödgningsförlust)	X	X
Metaller (23 st [limniska], resp. 26 st [marina], inklusive metylkvicksilver)	X	X
Alifater och aromater	X	X
BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylener)	X	X
PAH <sub>16</sub> (polycykliska aromatiska kolväten, 16 så kallade EPA-PAHer)	X	X
PCB <sub>7</sub> (polyklorerade bifenyler, de sju vanligast förekommande i miljöprover)	X	X
<i>Alkylerade PAHer</i>	X	
<i>Alkylfenoler</i>	X	
<i>Bromerade flamskyddsmedel</i>	X	
<i>Sexvärt krom (Cr<sup>6+</sup>)</i>	X	
<i>Cyanid</i>	X	
<i>Dioxiner och dioxinlika föreningar</i>	X	X*
<i>Ftalater</i>	X	
<i>Klorerade bekämpningsmedel</i>	X	X*
<i>Klorfenoler</i>	X	
<i>Klorparaffiner</i>	X	
<i>Läkemedel</i>	X	
<i>Oljeindex</i>	X	X*
<i>Organofosfater</i>	X	
<i>PFAS<sub>35</sub></i>	X	X*
<i>Siloxaner</i>	X	
<i>Tennorganiska föreningar</i>	X	X*
<i>TBT-ersättare</i>	X	
<i>DR-CALUX (toxisk respons av dioxiner och dioxinlika ämnen)</i>	X	
<i>PAH-CALUX (toxisk respons av PAHer)</i>	X	
<i>ER-CALUX (toxisk respons av östrogenlika ämnen)</i>	X	

\* Djupprover lades till genom regional förtätning för ett fåtal prover, se resp. rapport för detaljerad information.

djupare proverna. Vid ett fåtal undersökningsområden behövde sedimentdjupet för proverna justeras på grund av att exempelvis förindustriella sediment låg grundare än 20 cm eller att det i vattendrag inte fanns sediment ner till 5 cm. Toxicitetstester genomfördes enbart på ytliga prover (Tabell 2).

#### 1.4.2.1 Kemiska analyser

Ämnen som spridits och sprids från många olika typer av källor, exempelvis metaller och olika typer av oljeföreningar, analyserades i samtliga prover inom ett grundpaket. Grundpaketet analyserades i alla ytprover och djupprover och inkluderade stödparametrar och fyra ämnesgrupper (Tabell 2). Baserat på påverkansbilden från branscher som identifierats vid

**Tabell 3.** Tilläggsanalyspaketet för olika ämnen och ämnesgrupper samt deras koppling till resp. bransch. Se Bilaga C för de ämnen och rapporteringsgränser som analyspaketet avser. Toxicitetstesterna är *in vitro*-tester enligt CALUX-metoder som mäter biologisk respons på cellulär nivå av dioxinlika ämnen (DR), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) eller östrogenlika ämnen (ER).

Bransch	Alkylerade PAHer	Alkyfenoler	Bromerade flamskyddsmedel	Sexvärt krom (Cr6+)	Cyanid	Dioxiner och dioxinlika föreningar	Ftalater	Klorerade bekämpningsmedel	Klorfenoler	Klorparaffiner	Läkemedel	Oljeindex	Organofosfater	PFAS	Siloxaner	Tennorganiska föreningar	TBT-ersättare	DR-CALUX	PAH-CALUX	ER-CALUX
Avfallshantering & deponi		X	X			X	X	X		X			X	X				X	X	
Avloppsreningsverk		X	X			X	X			X	X		X	X	X			X	X	X
Garveri				X																
Gasverk					X							X							X	
Glasbruk*																				
Gruvor					X							X								
Hamn & småbåtshamn	X											X				X	X			
Kemisk industri						X														
Kloratindustri						X														
Massa- & pappersbruk						X	X	X					X					X	X	
Stål-, järn- & manufaktur		X			X	X						X						X	X	
Sågverk med dopning						X	X	X										X	X	
Sågverk utan dopning							X													
Textilindustri		X	X		X	X	X					X	X					X	X	
Träimpregnering						X	X	X										X	X	
Tätort						X	X					X						X	X	
Varv															X	X				
Verkstadsindustri		X				X	X			X		X	X	X						
Ytbehandling		X		X	X							X		X						

\*För branschen ingår endast ämnesgrupperna i grundpaketet och inga tilläggspaket

eller uppströms undersökningsområdet analyserades även kompletterande ämnen inom olika tilläggspaket (Tabell 2). Tilläggspaketet analyserades enbart i ytprover med undantag för ett fåtal regionala förtätningar (Tabell 2) och för analys av kontrollprov (se avsnitt 1.4.4 Kvalitetssäkring och kontrollprovtagning).

Urvalet av tilläggspaketet utgick från Naturvårdsverkets branschlista (Naturvårdsverket 2020) samt Vattenmyndigheternas lista för branschtypiska ämnesgrupper för påverkansanalysen inom vattenförvaltningen (Vattenmyndigheterna 2020). Tilläggspaketet och deras koppling till branscher framgår av Tabell 3. I bilaga B beskrivs respektive bransch och vilka föroreningar som kan förekomma i recipienterna utifrån de processer och kemikalier som används. I bilaga D anges vilka ämnen som ingår i respektive analyspaket, tillsammans med rapporteringsgränser, lägsta och högsta uppmätta halt och detektionsfrekvens.



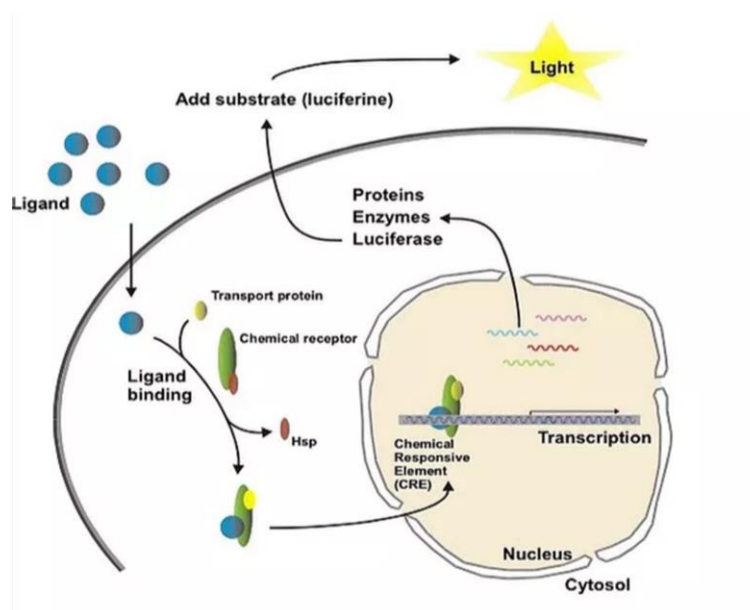
Vid nio av undersökningsområdena längs kusten utfördes radiometrisk datering av sedimentkärnor med Pb-210, se bilaga 2 i Norrlin et al. (2022).

Grundpaketet i Vänerundersökningen var bredare och inkluderade dioxiner och dioxinlika föreningar (PCDD/F samt dioxinlika PCB), klorerade bekämpningsmedel, och per- och polyfluorerade substanser (PFAS). Tennorganiska föreningar, ftalater och sexvärt krom analyserades som tilläggs paket vid några lokaler. Vid 13 lokaler i Väner utfördes även analyser av Cs-137 och Pb-210 för datering av sedimentkärnor (Larsson et al. 2021).

#### 1.4.2.2 Cellbaserade toxicitetstester (CALUX)

Sedimentprover från ett urval av undersökningsområden (se Norrlin et al. 2022 och SGU 2023 för detaljerad information) analyserades för toxisk respons med så kallade CALUX-tester (Chemical Activated LUciferase gene eXpression). Detta är en typ av cellbaserade *in vitro*-tester som mäter inbindningen av olika ämnen till specifika receptorer. I korthet mäter CALUX-tester upptag och inbindning av främmande ämnen till en ämnesgrupps specifika receptor hos celler som aktiverar en ljussignal som kan avläsas (Figur 3). För dioxiner och dioxinlika ämnen och PAHer är det Ah-receptorn som aktiveras. Testet består av jästceller med specifika gener, exempelvis kan Ah-receptorn komma från råttleverceller och genuttrycket för luciferasenzymet som utsöndrar ljus härstammar från eldfluga. Ljussignalen är proportionell mot mängden biologiskt aktiva ämnen i provet, och resultatet redovisas ofta i en ekvivalent för ämnet/ ämnesgruppen som testas (exempelvis benso(a)pyren-ekvivalent för PAH-CALUX). (BDS 2020)

Tre olika typer av CALUX-tester tillämpades: DR-DALUX för att uppskatta förekomsten av dioxinlika ämnen (Aarts et al. 1995), PAH-CALUX för att uppskatta förekomsten av PAHer (Pieterse et al. 2013) och ER-CALUX för att uppskatta förekomsten av östrogenlika ämnen (Legler et al. 1999). Respektive CALUX-test valdes utifrån den förväntade belastningen av dessa ämnesgrupper vid de olika undersökningsområdena (Tabell 3).



**Figur 3.** Principen för cellbaserade CALUX-tester. Ligand (ämne) tas upp i cellen och binder till den specifika receptorn för testet. Inbindningen till receptorn leder till en genetisk respons, vilken leder till att ljus utsöndras som i sin tur kan mätas. Figuren återges med tillåtelse från ToxicWatch Foundation och återfinns på <https://www.toxicwatch.org/pesticides>

### 1.4.2.3 Screening av kustprover och analyser av PFAS

Sedimentprover från samtliga 16 kustområden analyserades för tusentals olika ämnen i en bred screening. Analysen utfördes av Atens universitet och inom ramen för Helcom-projektet Pre-EMPT som genomfördes i samarbete mellan Helcom och nätverket Norman, med delfinansiering från BSAP-fonden (fonden för Aktionsplanen för Östersjön). Under 2021 genomförde länderna runt Östersjön en samordnad insamling av fisk, musslor och sediment för screeningen. Resultaten kommer bland annat att utgöra underlag till en översyn av vilka farliga ämnen som Helcom ska fokusera på i aktionsplanen för Östersjön, liksom i framtida, uppföljande screeningprojekt i Östersjön. Resultaten avhandlas i avsnitt 2.1.4 och redovisas även i rapporten Helcom PreEMPT (2023).

Sedimentprover från lokaler i Björken och Loddbyviken-Pampusfjärden som har närliggande pappersindustri delgavs Örebro universitet för analyser av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS). Syftet med studien var att undersöka om pappersindustrier kan vara en viktig punktkälla för PFAS i miljön genom analys av PFAS i sediment och vatten. I studien analyserades även prover som tagits vid undersökningen i Vänern samt vid andra studier; totalt ingick 60 sedimentprover från 13 platser i Sverige provtagna under tidsperioden 2015–2022, och åtta ytvattenprover från tre platser tagna 2021. Analysen omfattade totalt 68 PFAS (icke-polymerer) och extraherbart organiskt fluor (EOF). Resultaten finns redovisade av Kärrman et al. (2022) och berörs översiktligt i kapitel 2.1.5.

### 1.4.3 Fältundersökningarna

Här ges en kortfattad beskrivning av hur undersökningarna utfördes. Detaljerade metodbeskrivningar ges i resultatrapporterna för sjöar och vattendrag (SGU 2023), kust (Norrlin et al. 2022), respektive Vänern (Larsson et al. 2021). Där redovisas även resultat angående bakgrundshistoria, geologiska förhållanden och förekomst av föroreningar för varje enskilt område som undersökts, tillsammans med resultat från de duplikat- och kontrollprover som togs för att utvärdera mätprecision och mätosäkerhet. I resultatrapporterna redovisas även resultaten av de hydroakustiska mätningarna för respektive undersökningsområde, förutom högupplösta data för kustområdena som inte kan publiceras på grund av sekretess.

Undersökningen av kustområdena utfördes av SGU, som även genomförde Vänernundersökningen. Undersökningen av sjöar och vattendrag genomfördes av NIRAS Sweden AB (fortsatt kallade NIRAS) samt Clinton Marine Survey AB på uppdrag av SGU. I NIRAS uppdrag ingick precis som för SGU att göra en fördjupad skrivbordsinventering, genomföra provtagning och skriva resultatrapport för undersökningen.

För att kunna bidra med kunskap till en nationell överblick över förorenade sediment prioriterades många undersökningsområden med få prover från varje område för att kunna undersöka möjligt förorenade sediment på ett stort antal platser. Avgränsade undersökningsområden inom utvalda vattenförekomster definierades beroende på möjlig miljögiftsbelastning, lokalisering av möjliga utsläppskällor samt geologiska och hydrografiska förutsättningar. Undersökningsområdena skilde sig därför i storlek och inkluderade något varierande antal provlokaler. De flesta undersökningsområdena täckte en del av en vattenförekomst, medan andra omfattade hela eller sträckte sig in i närliggande vattenförekomster. I undersökningen längs kusten varierade antalet provlokaler per område från två till åtta, beroende på områdenas skiftande karaktär, belastning

**Tabell 4.** Sammanställning av antal undersökningsområden, provlokaler, ytprover, djupprover, duplikat och fältkontrollprover ("Fältkontr.prov") för resp. undersökning. Prover togs inte på alla provlokaler, då en del lokaler bedömdes olämpliga på grund av att de till exempel hade för grovkornigt sediment och inte var ackumulationsbottnar.

Undersökning	Undersökningsområden	Provlokaler	Ytprover	Djupprover	Duplikat	Fältkontr. prov
Sjöar och vattendrag	55*	116	96	79	55**	3***
Kust	16	140	83	57	17**	0
Vänern	18	145	129	56	1**	0

\* Varav 34 i sjöar och 21 i vattendrag.

\*\* Antal områden som det togs duplikatprover i. Alla ämnesgrupper mättes inte i alla duplikatprov och för de olika ämnesgrupperna varierade antalet duplikatmätningar mellan 2–35 i undersökningen av sjöar och vattendrag, och 4–17 i kustundersökningen. I Vänernundersökningen togs ett triplikat i ett område.

\*\*\* Sediment från en provlokal delades i referens och fältkontroll. Fältkontroll togs med vid två undersökningsomgångar och triplikat från start samt resp. omgång analyserades.

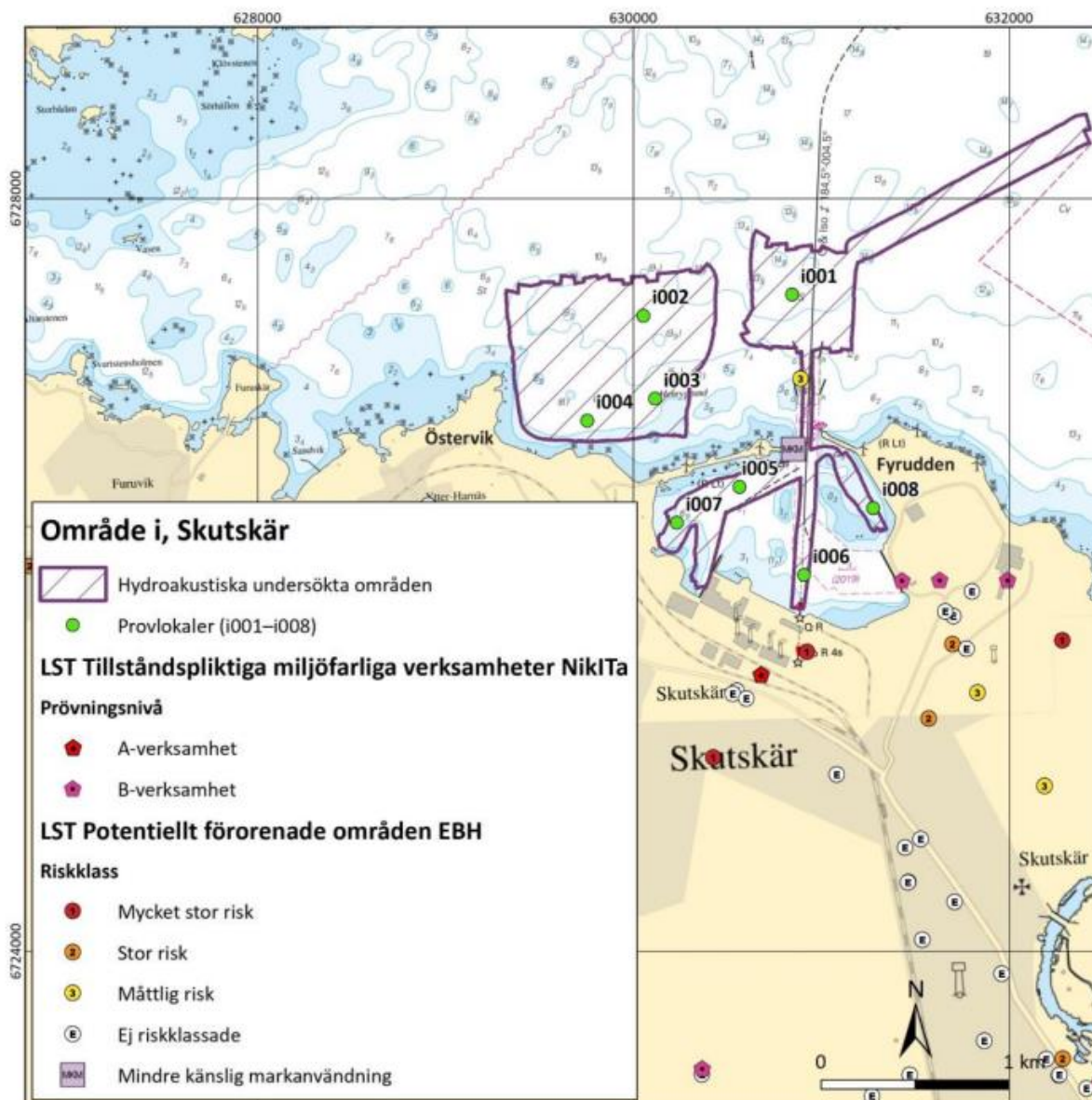
och förutsättningar för provtagning. I undersökningen av sjöar och vattendrag provtogs mellan en och fyra lokaler inom varje undersökningsområde. Figur 4 visar ett exempel på ett *undersökningsområde* med utplacerade *lokaler* (gröna punkter)<sup>6</sup>. Det vi här benämner lokaler motsvarar det som kallas provplats vid inrapportering av data till datavärd.

I undersökningsområdena i sjöar och vattendrag bestämdes vid skrivbordsinventeringen ungefärliga positioner för lämpliga provlokaler. Detta för att förtydliga inför upphandlingen av utförare i vilket/vilka områden i en sjö eller längs ett vattendrag som provtagningen skulle kunna ske, förutsatt att sedimentationsbetingelserna var lämpliga. Tillgängliga källor, exempelvis sjökort, kartor, flygbilder och historiska ortofoton användes för att kartlägga de geologiska, hydrografiska och sedimentdynamiska förhållandena inför hydroakustiska mätningar i fält och därefter slutligt val av provlokaler. I kustundersökningen och i Vänern användes vid skrivbordsinventeringen samma källor som vid sjöar och vattendrag när undersökningsområdenas ungefärliga utbredning skulle tas fram, medan provlokalernas antal och placering i högre grad bestämdes efter att områdena hade mätts in med hydroakustiska instrument.

#### 1.4.3.1 Hydroakustiska mätningar

Hydroakustiska undersökningar genomfördes för att förstå undersökningsområdenas sedimentdynamik och lokalisera lämpliga bottnar för provtagning. Vid undersökningarna i Vänern och i kustområdena användes multistråleekolod (som ger en djupmodell och backscatter) och penetrerande ekolod (som ger sedimentekolodprofilerna). Resultaten från dessa mätningar användes för att bestämma lägen för provlokaler. Fältarbetet i undersökningen av sjöar och vattendrag inleddes hydroakustiskt med mätning med enkelstråleekolod för majoriteten av undersökningsområdena. De från skrivbordsinventeringen föreslagna provlokalerna justerades utifrån resultaten från enkelstråleekolodsmätningen. I elva områden i undersökningen av sjöar och vattendrag genomfördes hydroakustiska mätningar med multistråleekolod och penetrerande ekolod. Dessa undersökningsområden valdes ut för att inför provtagningen påvisa misstänkt förekomst av fibersediment eller för att undersöka sedimentationsdynamiken i kraftverksdammar.

<sup>6</sup> Observera att i resultatrapporten från undersökningen av sjöar och vattendrag (SGU 2023) används benämningen *lokaler* för det som vi här och i rapporten från kustundersökningen (Norrlin et al. 2022) benämner undersökningsområden, och *provpunkter* för det som vi här benämner lokaler.



**Figur 4.** Exempel på undersökningsområde från kustundersökningen, med hydroakustiskt undersökta områden (lila streckade ytor) och provlokaler (gröna punkter) i Skutskär, Uppsala län. Kartan visar även positioner för källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas register över pågående tillståndspliktiga miljöfarliga verksamheter och förorenade områden. (Norrlin et al. 2022)

#### 1.4.3.2 Sedimentprovtagning

För att finna de områden där föroreningar mest sannolikt ansamlats eftersträvades att insamla sediment från ackumulationsbottenar. På dessa bottenar förekommer också vanligen ostörda sediment vilket ger möjlighet att se trender i belastningen över tid. Föroreningar kan även förekomma på bottenar utan ackumulationsförutsättningar, exempelvis i närheten av ett utsläpp av fibrer från en skogsindustri, eller på en dumpningsplats. Därför eftersträvades även i vissa fall att ta prov på bottenar med den typen av antropogena sediment.

I vissa fall kan ackumulationsbottenar med tillförda föroreningar förekomma förhållandevis långt bort från en utsläppskälla i nedströms liggande lugnvattenområden, eller längre ut till havs. I många områden var det svårt att i skrivbordsinventeringen peka ut möjliga ackumulationsbottenar, varvid sådana eftersöktes i fält med olika hydroakustiska metoder. I undantagsfall, där finkorniga

sediment inte påträffades alls i undersökningsområdet, togs prov av grövre sediment alternativt uteslöts lokalen. Vissa områden med förutsättningar för ackumulation kan också ha haft störda sediment exempelvis på grund av att muddermassor dumpats. I några fall där muddermassorna bedömdes vara förorenade provtogs även de för analys.

Antalet lokaler per område uppskattades på förhand beroende på den teoretiska komplexiteten i föroreningsbilden (antal och typer av närliggande branscher) och områdets storlek och bottenbeskaffenhet, samt justerades i vissa fall i fält. För att kunna särskilja enskilda tillförselkällor strävades efter att provta i ackumulationsbotten eller antropogena sediment i närhet till dessa. Ytliga (vanligtvis 0–5 cm) sedimentlager provtogs vid samtliga lokaler och där förutsättningarna medgav togs även prov på större djup i sedimenten (vanligtvis 15–20 cm). Beroende av sedimentackumulationshastigheten kan ett sådant intervall representera en relativt lång tidsperiod och vid övervakning av trender provtas vanligen tunnare skikt (se till exempel övervakningsmanualen för metaller och organiska miljögifter i sediment, där prov rekommenderas att tas på 0–1 cm djup, Naturvårdsverket 2022a). För en översiktlig bedömning av föroreningsbelastning i det biologiskt aktiva skiktet i sedimenten bedömdes de översta fem cm vara relevant för denna undersökning. Bottenlevande organismer lever främst i de översta centimetrarna men vissa arter, exempelvis den invasiva havsborstmasken *Marenzelleria* spp. lever djupare ner till ca 20 cm djup (Zettler et al. 1995). Därmed kan djupprover vid 15–20 cm utöver att ge information om förorenings djuputbredning samt belastning över tiden även vara relevant för bedömning av exponering av sedimentföroreningar för bottenlevande djur. För vissa prover var det dock inte möjligt att nå ner till 20 cm djup på grund av sedimentförhållandena varvid djupet för djupproverna justerades något.

Majoriteten av proverna i kustundersökningen för miljökemiska analyser och cellbaserade toxicitetstester togs med lådprovtagare. Rörprovtagare användes där för prover för sedimentologiska bedömningar och datering då de medger en bättre precision i vertikalled, till exempel om prover tas ut från varje en centimeters-intervall för att kunna undersöka sedimentets ålder. I undersökningen av sjöar och vattendrag togs 83 prover med olika typer av rörprovtagare och 13 prover med en gripskopa (van Veen). Gripskopan användes i ett fåtal undersökningsområden där bottensubstratet eller andra förhållanden gjorde att provtagning med rörprovtagare inte var möjlig. Antalet undersökningsområden i sjöar och vattendrag uppgick till 55 stycken (Bilaga C), men på grund av höga strömhastigheter och svårigheter vid sedimentprovtagningen utgick två av dessa: Gavleån vid Forsbacka, Gävleborg och Nissan vid Oskarström, Halland. Av samma anledning utgick även ett antal provlokaler vid andra undersökningsområden. Information om detta finns i bilagorna för lokalbeskrivningarna i resultatrapporten (SGU 2023). Urvalet av områden för kustundersökningen resulterade inledningsvis i 25 områden, där 16 områden prioriterades högst och övriga nio områden skulle inkluderas om det fanns tid för dessa. På grund av omfattande ombyggnation och säkerhetsuppgraderingar av IT-miljön på SGU:s båda undersökningsfartyg begränsades tiden i fält och undersökningen avgränsades till de 16 högst prioriterade områdena (Norrlin et al. 2022).

I provprotokoll noterades om provet representerade en ackumulationsbotten, sedimenttyp, färg, oxideringsgrad, oljeblänk samt lukt. Där gjordes även anteckningar om andra observationer som nivå på lerlager eller om sedimenten var gasrika. Noteringar från fältarbetet och provets halt av totalt organiskt kol (TOC) beaktades vid utvärderingarna av resultaten.

#### 1.4.4 Kvalitetssäkring och kontrollprovtagning

Sedimentprovtagningen genomfördes som certifierad provtagning enligt NT ENVIR 008 (Nordtest 2015). Bland annat ställs krav på att det vid var tionde prov tas ett så kallat fältduplikat. Detta innebär att två prover tas inom några meter från varandra vid en lokal och analyseras separat, för att skatta den samlade osäkerheten från variation i föroreningsgrad vid lokalen, till hantering av insamlat prov och osäkerhet vid analys på laboratorium. Detta tillämpades något olika i undersökningen längs kusten respektive i sjöar och vattendrag kopplat till de olika provtagningsmetoder som användes (Tabell 5). Duplikatprov togs vid en lokal i varje undersökningsområde i båda undersökningarna, men längs kusten togs dessa av ytsediment (0–5 cm) medan de i undersökningen av sjöar och vattendrag togs ut från ett skikt längre ned (10–15 cm). I kustundersökningen användes lådprovtagare vilket genererade tillräckligt med material för duplikatprov av ytsediment, medan användningen av rörprovtagare i undersökningen av sjöar och vattendrag medförde mindre material varvid ett underliggande skikt valdes för att undvika att ytterligare kärnor skulle behöva tas. Även val av analysparametrar för duplikatproverna skiljde sig något mellan de olika undersökningarna (Tabell 5).

Utöver generell kvalitetssäkring tillämpades olika metoder för att kontrollera att provtagningarna utfördes på ett kvalitetssäkert sätt. Inmätning med ekolod, fotografering och i vissa fall filmning av botten genomfördes för att placera ut provpunkter på relevanta platser. I undersökningen av sjöar och vattendrag filmades provtagaren när den fördes ned i botten för att kontrollera att sedimentens lagerföljd inte stördes. Även en okulär bedömning om bottenytan var påverkad gjordes när provet kom upp. Sedimentkärnorna fotograferades och beskrevs i fältprotokoll.

Resultaten från duplikatproverna utvärderades på liknande sätt mellan undersökningarna i sjöar och vattendrag respektive kust, med hjälp av *relative range statistics* enligt beskrivning i SGF (2019). Utvärderingen ger ett mått på den samlade mätosäkerheten som uppstår från provtagning till analys och redovisas i form av relativ standardavvikelse (RSA, %) och utökad relativ osäkerhet ( $U'$ ). Tillämpande av *Chain of custody* medför att de huvudsakliga orsakerna till variation mellan duplikat främst kan hänföras till heterogenitet i sedimenten inom provlokaler, hantering av provet vid provtagning samt mätosäkerhet vid analys på laboratoriet. Genom att laboratorier anger en uppskattad mätosäkerhet för analys av olika parametrar kan man få en indikation om det är vid provtagningen som huvuddelen av variationen uppstått eller vid den kemiska analysen.

**Tabell 5.** Kontrollprover som togs i form av duplikat samt fältkontroll vid undersökningarna i sjöar och vattendrag resp. kust.

Moment	Syfte med kontrollproverna	Sjöar och vattendrag	Kust
Duplikat	Utförs för att kontrollera provtagningens precision, d.v.s. den samlade osäkerheten från provtagning till analys. Ska bestå av minst två replikat som representerar samma provtagningsenhet (provpunkt) och tas för minst var tionde prov.	En lokal i varje undersökningsområde (totalt vid 55 lokaler), av sedimentnivå 10–15 cm, för analys av ämnen inom grundpaketet. Olika ämnen analyserades i prov från olika lokaler, varje ämne har blivit analyserat i prover från ca 10 % av lokalerna.	En eller två lokaler i varje undersökningsområde (totalt vid 17 lokaler), av sedimentnivå 0–5 cm, för analys av TS, TOC, LOI, metaller, PAH <sub>16</sub> , PCB <sub>7</sub> , tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX och PFAS <sub>35</sub> .
Fältkontroll	Utförs för att kontrollera att kontamination inte sker via utrustningen eller via omgivningen i fält eller under transport, om sådan risk bedöms förekomma.	Prov från lokal som provtogs inledningsvis användes som fältkontroll vid två senare fältomgångar. Analys utfördes av alifater, aromater, BTEX, oljeindex, klorerade pesticider, klorparaffiner och PFAS (utifrån bedömd kontamineringsrisk).	Ingick ej.

I undersökningen av sjöar och vattendrag togs även så kallade fältkontrollprover, vilket innebar att en större mängd prov togs ut från ett av de först undersökta områdena (Addarn, i september 2021) och därefter användes som kontrollmaterial av provtagningsutrustningen vid flera av de efterföljande undersökningsområdena. Ämnesgrupper som analyserades i dessa prover var sådana som bedömdes kunna förekomma i provtagnings- eller annan utrustning som används i fält, det vill säga där det finns en risk för kontaminering. Analys utfördes av startprovet, varefter materialet delades upp till ett referensprov som förvarades kylt samt fältprov som togs med vid två provtagningsrundor (den första till Upperudsälven och Viaredssjön, i mars 2022, samt till Glan i april 2022) där de fördes i kontakt med använd provtagningsutrustning.

#### 1.4.5 Utvärderingen av resultaten

Redovisningen och utvärderingen av resultaten i denna syntesrapport avser att svara på övergripande frågeställningar för de samlade resultaten om förekomst och koncentrationer av sedimentföroreningar över olika typer av vattenmiljöer och påverkan från olika branscher, inom alla Sveriges fem vattendistrikt. För detta formulerades ett antal frågor kopplade till projektets målsättningar, vilka anges i Tabell 6.

Upplägget av Vänerundersökningen skiljer sig något från upplägget av undersökningen inom regeringsuppdraget vad gäller urval av lokaler, prioriterade branscher och vilka ämnen och ämnesgrupper som analyserades. Därför har utvärderingen av resultat i denna rapport fokuserat på resultaten från den landsövergripande undersökningen, medan resultaten från Vänern endast tas upp i vissa fall.

**Tabell 6.** Frågeställningar för utvärderingen av resultaten i syntesrapporten kopplat till målsättningarna för delprojektet.

Bidra till en förbättrad nationell överblick över förekomsten av förorenade sediment	Utgöra en kunskapsgrund om förekomst av föroreningar i sediment kopplat till olika typer av recipienter och påverkanskällor	Ge underlag till en vidare utveckling av branschklassning anpassad till förorenade sediment	Bidra till det fortsatta arbetet med kartläggning, riskklassning och åtgärdsarbete med förorenade sediment i Sverige
Vilka föroreningar förekommer ofta i de undersökta områdena, och i vilka koncentrationer jämfört med tillgängliga jämförvärden?	I vilken utsträckning förekommer branschtypiska föroreningar i områden med utvalda branscher?	I vilken utsträckning förekommer branschtypiska föroreningar i områden med utvalda branscher?	Hur väl speglar användningen av CALUX-mätningar förekomst och koncentrationer av specifika, likverkande ämnesgrupper?
Föreligger geografiska skillnader mellan vilka ämnen som ofta påträffas, samt skillnader mellan olika typer av recipienter (vattenmiljöer)?	Hur ser föroreningssituationen ut i ackumulationsområden nedströms och långt från påverkanskällan, jämfört med nära källan?	Vilka koncentrationer av branschtypiska föroreningar förekommer jämfört med tillgängliga jämförvärden?	Vad säger resultaten om förekomst och koncentrationer av sedimentföroreningar om hur förorenade sediment i olika vattenmiljöer bör undersökas?
Föreligger systematiska skillnader i ämnen och koncentrationer mellan ytsediment (0–5 cm) och sediment provtaget vid 15–20 cm djup?	Förekommer signifikanta skillnader mellan områden i mönster av utvalda ämnesgrupper, t.ex. dioxiner och dioxinlika föreningar?	Förekommer flera grupper av branschtypiska föroreningar samtidigt i områden med flera branscher?	Vad säger resultaten om hur framtida fältundersökningar inom ramen för en nationell inventering bör läggas upp?
	Hur många och vilka ämnen kan påvisas genom en bred screening av sedimentprover?		

#### 1.4.5.1 Jämförvärden och tillståndsklasser för utvärdering av uppmätta halter

Jämförvärden används för att relatera uppmätta koncentrationer av ämnen till en nivå som visar vad som kan medföra skadliga effekter på sedimentlevande organismer. Tillståndsklasser används för att relatera en uppmätt halt till vad som är en hög eller låg koncentration i ett nationellt perspektiv.

De jämförvärden för sediment som har använts i den här rapporten framgår av Tabell 7 och Bilaga D<sup>7</sup>. För sju ämnen utgörs jämförvärdena av de effektbaserade bedömningsgrunder för sediment som fastställts i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2019:25 (HVMFS 2019:25). Dessa bedömningsgrunder används vid statusklassificering av vattenförekomster och är baserade på toxicitetsdata för sedimentlevande organismer. Bedömningsgrunderna för sediment är införda på nationell nivå men framtagna enligt EU-gemensam vägledning (Europeiska kommissionen 2011).

För 30 ämnen används indikativa värden enligt Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31 (Havs- och vattenmyndigheten 2018) som jämförvärden. Dessa värden har hämtats från EU-dossiers publicerade på EU-kommissionens webbsida för de prioriterade ämnena och avser också risk för sedimentlevande organismer. De är förknippade med större osäkerheter än de bedömningsgrunder som ingår i HVMFS 2019:25. Värdenas ursprung är i de flesta fall data för toxicitetstester i vattenfas och som sedan har räknats om till en koncentration i sediment. Några har baserats på enstaka tester med sedimentlevande organismer men eftersom det är så pass få data har en hög så kallad osäkerhetsfaktor använts. Dock bedöms de indikativa värdena för fem PAH:er (benso(a)pyren, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten och benso(ghi)perylen och naftalen) vara tillämpliga att använda tills vidare för att fälla, men inte fria, vid både identifiering av risk för betydande påverkan och klassificering av status i samband med expertbedömning inom vattenförvaltningen (Wernersson 2019).

Värt att notera är att för några ämnen är koncentrationer i sediment inte det enda man bör utgå ifrån för att bedöma riskerna för miljön. Det gäller till exempel kvicksilver och dioxiner. Skyllberg et al (2006) lyfter flera faktorer att ta hänsyn till vid riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment, kopplat till upptag av metylkviksilver i näringskedjan. Det indikativa värdet för kvicksilver kan bara användas för att få en uppfattning om risk för effekter på sedimentlevande organismer. Om uppmätta halter underskrider det indikativa värdet ska det därför inte tolkas som att det inte föreligger någon risk för negativa effekter i miljön. Det är tvärtom så att det gränsvärde som etablerats för biota överskrids överallt i Sverige och därmed indikerar risk för effekter hos predatorer såsom fiskätande fåglar och däggdjur.

För dioxiner finns inte något indikativt värde. Det saknas även tillståndsklasser för dioxiner i sediment. För att ha något att jämföra med används därför i den här rapporten tillståndsklass 3 ("Moderat", 0,00086 µg/kg TEQ (TS)) i de norska bedömningsgrunderna för sediment (Miljødirektoratet 2020). De baseras i sin tur på ett preliminärt kanadensiskt värde som bygger på observationer av effekter på bottenlevande organismer som exponerats för sediment som även kan vara förorenade med andra föroreningar (CCME 2001). Bottenlevande evertebrater (rygggradslösa djur) saknar emellertid de dioxinreceptorer (Ah-receptorer) som ryggradsdjur har. Eftersom de observationer som har gjorts skulle kunna förklaras med förekomst av andra föroreningar som samvarierar med dioxinerna bör resultaten tolkas med stor försiktighet. Arbeta

---

<sup>7</sup>Undantaget ämnen som analyserades i screeningen av kustprover, där jämförvärdena återges i kapitel 2.1.4.



pågår vid Statens geotekniska institut med att försöka identifiera andra etablerade jämförvärden för dioxiner i sediment och som kan användas på en screeningnivå vid bedömning av risk för sekundärförgiftning vid dioxinförorenade sediment.

Tillståndsklasser relaterar uppmätt koncentration till en viss nivå eller klass (av percentiler) för en statistisk fördelning av tidigare uppmätta värden, från områden med varierande koncentrationer och belastning. Det finns tillståndsklasser och så kallade avvikelseklasser för metaller i limniska sediment (Naturvårdsverket 2000) och avvikelseklasser för metaller i marina sediment (Naturvårdsverket 1999). För organiska ämnen finns tillståndsklasser för marina sediment (Josefsson 2017). För att förenkla datahanteringen och visualiseringen av uppmätta halter har i den här rapporten jämförelser för samtliga prover gjorts mot de limniska tillståndsklasserna avseende metaller och mot de marina tillståndsklasserna avseende organiska ämnen.

För de ämnesgrupper där det saknas tillståndsklasser har projektspecifika haltfördelningsklasser för ytprover tagits fram. Klasserna är uppdelade utifrån haltfördelningen inom undersökningens dataunderlag med fem klasser (klass 1: <5-percentilen, klass 2: 5–25-percentilen, klass 3: 25–75-percentilen, klass 4: 75–95-percentilen, klass 5: >95-percentilen).

**Tillstånds- och avvikelseklasser kompletterar de effektbaserade jämförvärdena vid utvärdering av föroreningsgrad. De kan användas för att få en uppfattning om uppmätta halter avviker från bakgrunds- och andra uppmätta halter men ger inte information om risk för biologiska effekter. Eftersom tillståndsklasserna grundar sig på halter i prover som insamlats under en specifik tidsperiod visar de bara haltfördelningen vid den tiden. Jämförelser med tillståndsklasserna för metaller som publicerades år 2000 behöver därför göras med försiktighet, exempelvis avseende bly vars halter i ytliga sediment generellt sett har minskat de senaste decennierna. Tillstånds- och avvikelseklasserna håller på att ses över och kommer eventuellt att uppdateras.**

**Tabell 7.** Ämnesgrupper och ämnen samt de jämförvärden som har använts vid utvärderingen. Bedömningsgrunder för sediment (prioriterade ämnen och särskilda förorenande ämnen (SFÄ), HVMFS 2019:25), indikativa värden för sediment utifrån EU-dossiers för prioriterade ämnen (HaV-rapport 2018:13), tillståndsklasser för metaller i limniska sediment (Naturvårdsverket 2000) och organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017) och, för dioxiner, norska bedömningsgrunder (Miljödirektoratet 2020).

Ämne	Gränsvärde för prioriterade ämnen (Bilaga 6 till HVMFS 2019:25)	Klassgräns för SFÄ (Bilaga 2 och 5 till HVMFS 2019:25)	Indikativa värden (HaV rapport 2018:13)	Tillståndsklass Metaller	Tillståndsklass Organiska miljögifter	Norska bedömningsgrunder*
Arsenik				X		
Bly	X			X		
Kadmium	X			X		
Koppar		X		X		
Krom				X		
Krom VI						
Kvicksilver			X	X		
Nickel				X		
Zink				X		
∑ PAH 11					X	
∑ PAH 15					X	
∑ PAH-M					X	
∑ PAH-H					X	
Acenaften					X	
Antracen	X				X	
Bens(a)antracen					X	
Bens(a)pyren			X		X	
Bens(b)fluoranten			X		X	
Bens(ghi)perylene			X		X	
Bens(k)fluoranten			X		X	
Dibens(ah)antracen					X	
Fenantren					X	
Fluoranten	X				X	
Fluoren					X	
Indeno(1,2,3-cd)pyren					X	
Krysen					X	
Naftalen			X		X	
Pyren					X	
∑ PCB 7 (PCB <sub>7</sub> )					X	
PCB 28						
PCB 52						
PCB 101						
PCB 118						
PCB 138						

Tabell 7. Fortsättning.

Ämne	Gränsvärde för prioriterade ämnen (Bilaga 6 till HVMFS 2019:25)	Klassgräns för SFÅ (Bilaga 2 och 5 till HVMFS 2019:25)	Indikativa värden (HaV rapport 2018:13)	Tillståndsklass Metaller	Tillståndsklass Organiska miljögifter	Norska bedömningsgrunder*
PCB 153					X	
PCB 180					X	
Nonylfenol			X			
Oktylfenol			X			
PBDE 47					X	
PBDE 85					X	
PBDE 99					X	
PBDE 100					X	
PBDE 209					X	
HBCDD			X			
Dioxiner (PCDD/F + dioxinlika PCB)						X
DEHP			X			
∑ HCH			X		X	
α-HCH					X	
β-HCH					X	
γ-HCH					X	
Hexaklorbensen (HCB)			X		X	
Pentaklorbensen			X			
Hexaklorbutadien			X			
Heptaklorepoxid			X			
Pentaklorfenol			X			
SCCP (C10-13)			X			
17α-etinylöstradiol			X			
17β-östradiol			X			
Oktametylcyclotetrasiloxan (D4)		X**	X**			
Dekametylcyklopentasiloxan (D5)		X				
Monobutyltenn, MBT					X	
Dibutyltenn, DBT					X	
Tributyltenn, TBT	X				X	
TBT-ersättare (Irgarol, cybutryn)			X			

\*I de norska bedömningsgrunderna finns tillståndsklasser även för andra ämnen än dioxiner, vilka dock inte har markerats då de inte använts som jämförvärde i utvärderingen.

\*\* Oktametylcyclotetrasiloxan har endast klassgräns för limniska sediment, och indikativt värde för marina sediment.

## 2. RESULTAT OCH DISKUSSION

### 2.1 Förekomst och koncentrationer av sedimentföroreningar

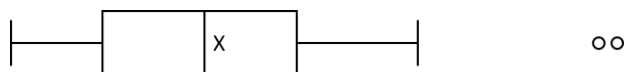
Resultaten från den marina och limniska undersökningen redovisas i detalj i respektive resultatrapport (Norrlin et. al 2022, SGU 2023), medan resultaten för hela sedimentundersökningen redovisas på en mer generell och övergripande nivå i denna syntesrapport. För information om uppmätta halter inom respektive undersökningsområde, se resultatrapporterna.

Nedan redovisas förekomst och koncentrationer av de olika ämnesgrupperna och för de ämnesgrupper som har jämförvärden görs bedömningar av resultaten utifrån dessa. Först redovisas resultaten för de ämnen som ingick i grundpaketet, det vill säga vanligt förekommande sedimentföroreningar som analyserades vid samtliga områden. Därefter redovisas resultaten för ämnen som analyserades i tilläggs paketerna, vid valda undersökningsområden utifrån på förhand bedömd påverkansbild.

Uppmätta halter av de undersökta sedimentföroreningarna redovisas i diagram och kartor för respektive ämnesgrupp och för vissa ämnesgrupper även för enskilda ämnen. För jämförelse av data från yt- och djupprover för marina, respektive limniska prover har s.k. låddiagram använts. Dessa redovisar data och statistik visuellt med medel-, median-, min-, och maxvärde och avvikande värden (Figur 7). Inom undersökningen finns en stor variation av uppmätta halter, vilket visualiseras i låddiagrammen. Vissa ämnen uppmättes i mycket höga halter i jämförelse med övriga uppmätta halter inom undersökningen, och redovisas i låddiagrammen som avvikande värden. Dessa halter visar på den stora variationen av uppmätta halter som förekommer i de sjöar, vattendrag och kustvatten som har undersökts, och är inkluderade i beräkning av medel- och medianvärden.

Student´s t-test (p-värde: 0,05, JMP® 16.2.0) har använts för statistiska jämförelser av medelhalter i yt- och djupprover för marina, respektive limniska prover. Eftersom djupproverna togs vid ett bestämt djup (15–20 cm), och inte utifrån en daterad tidsperiod för respektive djupprov undersöktes bara skillnaderna mellan yt- och djupprover med oparat statistiskt test, Envägs variansanalys (ANOVA) med Tukey-Kramer HSD-test (p-värde: 0,05, JMP® 16.2.0) har använts för jämförelser av medelhalter i ytsediment mellan de fem vattendistrikten.

Antalet prover som togs varierar mellan undersökningsområden och för jämförelser mellan områden samt vid jämförelser mot jämförvärden används principen "sämst styr". Detta innebär att det prov per undersökningsområde som uppvisar högst koncentration i aktuell ämnesanalys representerar området vid jämförelse mot jämförvärden eller placering i tillståndsklass.



**Figur 7.** Lådadiagram består av en låda som motsvarar den mittersta delen av ett dataunderlag. Lådans vänstra resp. högra sida motsvarar den nedre resp. den övre kvartilen (Q1, resp. Q3). Medianen redovisas som en vertikal linje och medelvärdet som ett kryss i lådan. Från lådans resp. sidor sträcker sig en vågrät linje ut till det lägsta och högsta värdet som är inom intervallet 1,5 gånger avståndet mellan den nedre och övre kvartilen ( $\pm 1,5 \times (Q3-Q1)$ ). Värderna som ligger längre ifrån lådan betraktas som avvikande värden och redovisas som små cirklar.

### 2.1.1 Grundpaket – vanligt förekommande sedimentföroreningar

Grundpaketet inkluderade förutom fysikaliska parametrar (glödförlust och totalt organisk kol, TOC) fem ämnesgrupper: metaller, inklusive metylkvicksilver; alifater och aromater; BTEX; PAH:er och PCB<sub>7</sub>.

#### 2.1.1.1 Metaller

Metaller är grundämnen som förekommer naturligt i miljön och som inte kan brytas ner. De förekommer i berggrundens minerogena partiklar och urlakas kontinuerligt via vittring och avrinning vilket gör att metaller förekommer naturligt i vattenmiljön i varierande halter beroende på den omgivande berggrundens sammansättning. Mänskliga aktiviteter så som brytning av metaller och användningen av metaller i olika processer, varor och produkter har ökat spridningen av metaller till och i miljön. Detta har skett under lång tid och spridningen är fortsatt stor från flera olika typer av verksamheter. Olika förbränningsprocesser exempelvis eldning av fossila bränslen leder till spridning av metaller via atmosfärisk deposition till mark och vatten. Från mark kan urlakning ske av metaller till vattenmiljön vid exempelvis skogsbruk. Även användning av konstgödsel inom jordbruket kan leda till spridning av metaller från mark till närliggande vatten.

Beroende på metallernas kemiska och fysikaliska egenskaper kan de både ansamlas i sediment och förekomma lösta i vattenfasen. Essentiella (livsnödvändiga) metaller tas upp i celler för att organismer ska kunna nyttja dem i olika processer. Icke-essentiella metaller som är skadliga i mycket låga halter kan förväxlas med de essentiella och även de tas upp i organismer. Metaller kan i viss grad även koncentreras i näringsväven (biomagnifieras), vilket leder till att rovdjur i den akvatiska miljön som till exempel sälar och uttrar, och även människor, kan exponeras via konsumtion av fisk. Metylkvicksilver är en metall-organisk (metylerad) form av kvicksilver som bildas i syrefattig miljö av bakterier. Metyleringen påverkas bland annat av pH och redoxpotential. Metylkvicksilver ansamlas i organismer (bioackumuleras) och biomagnifieras i högre grad än kvicksilver i sin grundform. Metylkvicksilver ger därför upphov till betydligt högre risker för negativa effekter på människa och miljö än oorganiskt kvicksilver.

Ämnesgruppen metaller ingick i grundpaketet och har i denna undersökning inte kopplats till specifika påverkanskällor, men exempel på möjliga källor är gruvor, stålindustrier, ytbehandling, massa- och pappersbruk, verkstadsindustrier, avloppsreningsverk och tätorter.

I undersökningen analyserades 21 metaller i sjöar och vattendrag och 24 metaller i kustområdena (strontium, Sr; skandium, Sc och titan, Ti analyserades bara i kust). Sexvärt krom (Cr<sup>6+</sup>) analyserades i tilläggspaket där det fanns en möjlig belastning från ytbehandling och garveri (avsnitt 2.1.2.4). Med undantag för antimon (Sb) påträffades alla metaller som analyserades i hög utsträckning (Tabell 8).

Redovisningen av metaller i denna rapport fokuserar på de metaller som har jämförvärden för sediment: kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn). Jämförvärdena är antingen effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (Cd, Cu, Hg och Pb) och/eller tillståndsklasser utifrån uppmätta halter enligt Naturvårdsverket (2000). Tillståndsklasserna för metaller för limniska sediment, som använts vid utvärderingen av resultaten, är baserade på äldre data från främst påverkade inlandsvatten. Jämförelserna mot dessa tillståndsklasser har använts för att bedöma vilka områden som har mycket höga eller höga halter. Tillståndsklasserna för metaller ska inte användas för att avgöra om ett

**Tabell 8.** Förekomst av metaller i sedimentprover (yt- och djupprover) från den limniska och marina undersökningen.

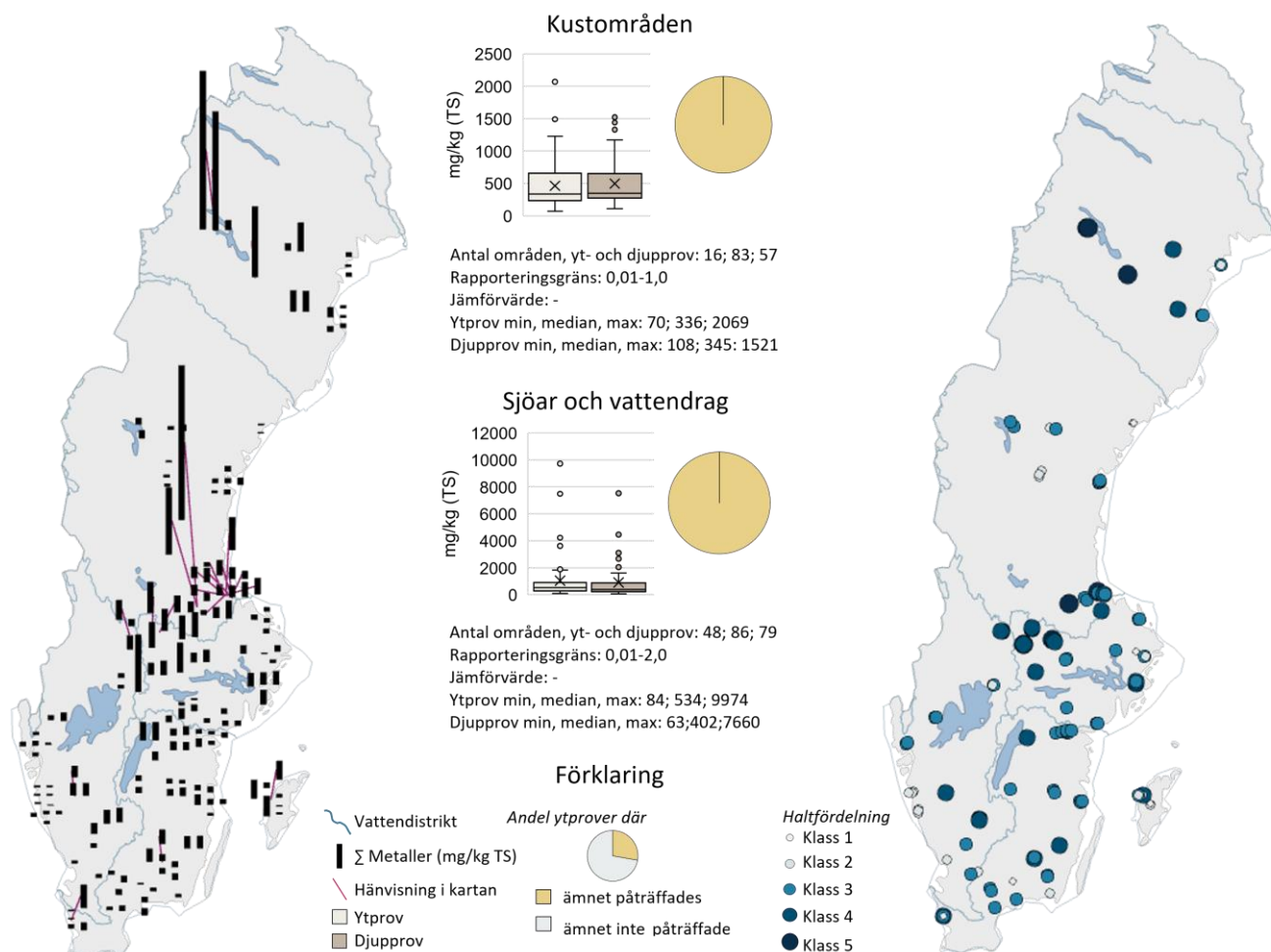
	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
Sjöar och vattendrag				Al, Ag, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, metyl-Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Sn, U, V, Zn
Kustområden			Sb	Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, metyl-Hg, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, S, Sc, Sn, Sr, Ti, U, V, Zn

undersökningsområde har ringa eller ingen belastning av metaller eller utgör en risk för biologiska effekter. Halvmetallen arsenik (As) har också jämförvärde för sediment och har inkluderats i bedömningen för metaller utifrån att belastningen av arsenik ofta sammanfaller med belastningen från de tungmetaller som har bedömningsgrunder (exempelvis impregnering med CCA-preparat, gruvverksamhet och restprodukten kisaska från sulfatmassabruk). Av de sju metallerna uppmättes alla utom kvicksilver och metylkvicksilver i samtliga prover där de analyserades (detektionsfrekvens 100 %). Kviksilver uppmättes i 87 % av proverna från sjöar och vattendrag, respektive 93 % i kust, och för metylkvicksilver var detektionsfrekvensen 95, respektive 96 %.

De redovisade metallerna sprids till miljön från flera olika typer av källor och förekommer i olika nivåer i miljön, vilket beskrivs för respektive metall i nedanstående avsnitt, men för att få en generell bild av den totala belastningen har de uppmätta halterna av dessa metaller summerats till en totalhalt för respektive prov (Figur 8). Summeringen av dessa sju metaller ger en bild av belastningen av de metaller som har jämförvärden som används inom exempelvis vattenförvaltningen eller tillsyn och prövning för olika bedömningar av tillstånd och påverkan, men ger inte en helhetsbild av metallbelastningen i stort. Det finns inga tillståndsklasser för summan av dessa metaller, därför jämförs summan av uppmätta halter i ytprov med varandra och delas in i projektspecifikt framräknade klasser av summahaltfördelningen (klass 1 - 5). Det är en statistisk beräkning på dataunderlaget i undersökningen, och representerar inte en generell fördelning av dessa sju metaller i sediment i alla svenska vatten.

De högsta summahalterna uppmättes i prover från sjöarna Saivatj/Aisjaure (Norrbotten), Lill-Gösken (Gävleborg), Ruttjejaure (Västerbotten) och Björken (Örebro), vattendraget Kolbäcksån vid Fagersta (Västmanland) och från kustområdet Inre fjärden och Avan (Gävleborg). De troliga påverkanskällorna för Saivatj/Aisjaure och Ruttjejaure är gruvor, vilket det även är för Björken. Uppströms Björken ligger även ett massa- och pappersbruk som är ytterligare en trolig källa till metaller. Vid Lill-Gösken och Kolbäcksån ligger stålverk och ytbehandlingsverksamheter. Inre fjärden och Avan har en komplex påverkansbild och är bland annat recipient till avloppsreningsverk och massa- och pappersbruk.

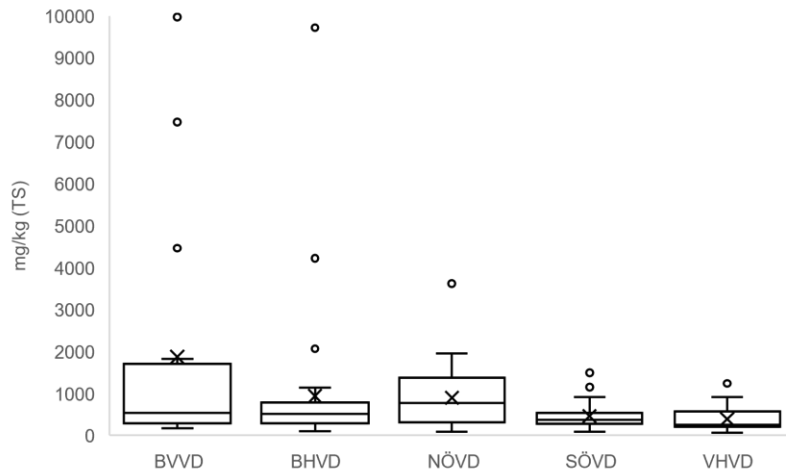
Zink är den metall som generellt förekommer i högst halter och som också utgör den största andelen av totalhalten av de åtta metallerna. I gruvrecipienterna Saivatj, Småträskan och Ruttjejaure är dock halterna av bly, koppar respektive arsenik högre än zinkhalterna i sedimentproverna.



**Figur 8.** Summahalter av metaller som har jämförvärden för sediment (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn). Kartan till vänster visar uppmätta summahalter (mg/kg torrsubstans) i staplar för ytprover på resp. undersökningsområde. Kartan till höger visar jämförelse av summahalter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med projektspecifika halfördelningsklasser för ytprover. Klasserna är uppdelade utifrån halfördelningen inom undersökningens dataunderlag (klass 1: <5-percentilen, klass 2: 5–25-percentilen, klass 3: 25–75-percentilen, klass 4: 75–95-percentilen, klass 5: >95-percentilen). Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i ytproverna. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

Summahalterna av metallerna i ytprover skiljde sig mellan de fem vattendistrikten (Figur 9). Medelhalten av summahalterna i ytprover från undersökningsområden i Bottenviken (1876 mg/kg TS) var signifikant högre jämfört med summahalterna i undersökningsområden i Södra Östersjön och Västerhavet (481 respektive 390 mg/kg TS). Skillnaden tyder på en skillnad i belastning av metaller mellan de olika distrikten, men utöver belastningen från olika punktkällor utgör den naturliga vittringen från berggrund även en viktig faktor för skillnader i halter av olika metaller i sediment. Skillnaderna mellan olika undersökningsområden och distrikt kan därför bero på geologiska skillnader och inte bara på mänsklig påverkan.

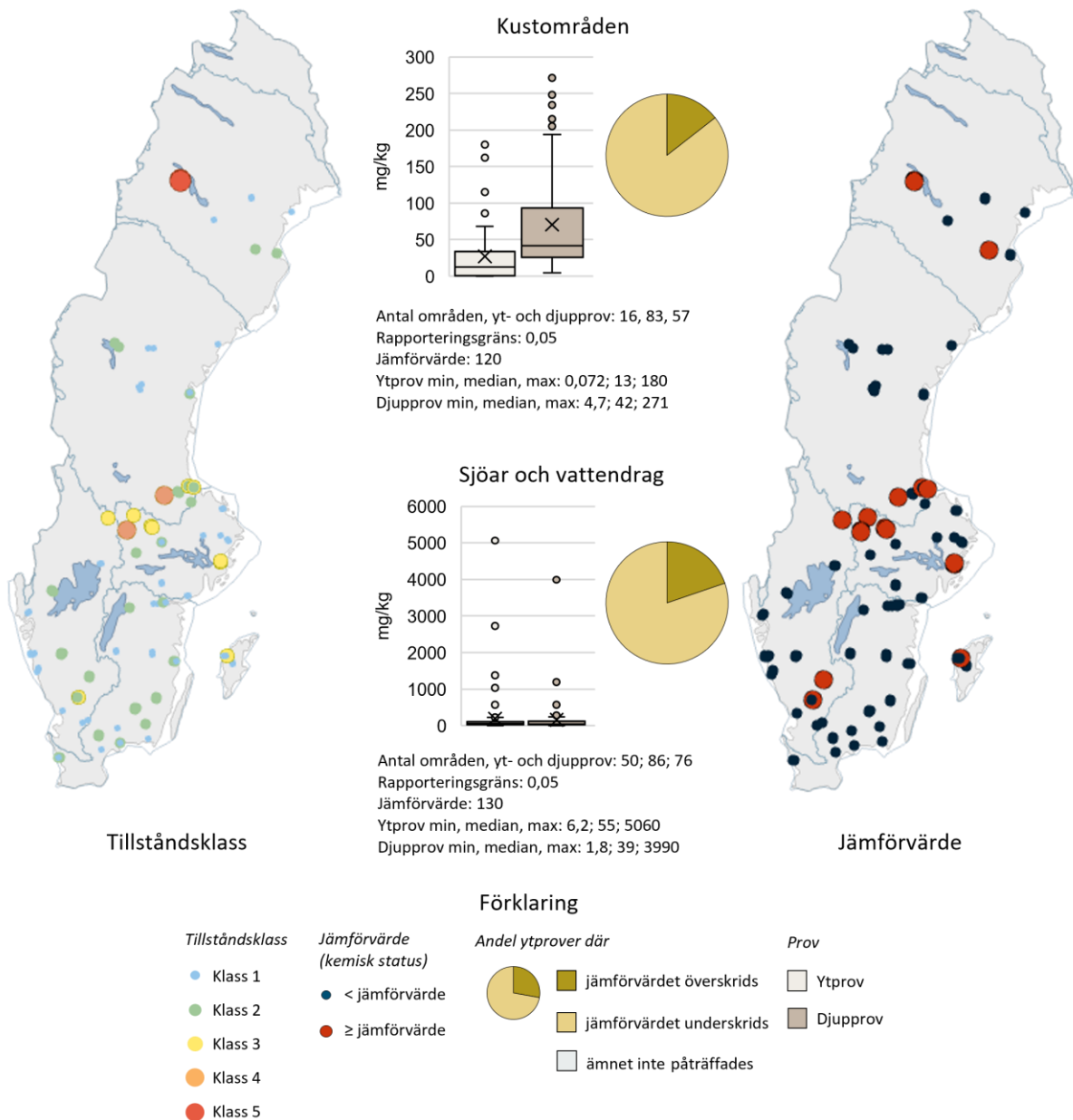
Det fanns inga generella skillnader mellan summahalter i yt- och djupprover, men eftersom summahalterna slår samman flera olika metaller går det inte att dra några slutsatser kring pågående eller historisk belastning av metaller utifrån dessa (Figur 8). För de specifika metallerna finns det dock skillnader mellan halter i yt- och djupprover, vilket redovisas nedan.



**Figur 9.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av metaller (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn och As) i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

Bly uppmättes i samtliga prover. Enligt tillståndsklasser för metaller i limnisk miljö (NV rapport 4913) uppmättes i ytprover de högsta halterna (mycket hög halt, klass 5) av bly i gruvrecipienten Saivatj/Aisjaure (Norrbotten). Höga halter (klass 4) uppmättes i Lill-Gösken (Gävleborg) som är recipient till stålindustri och ytbehandlingsverksamhet och Björken (Örebro) som är gruvrecipient men också recipient till massa- och pappersbruk. Kartan för tillståndsklasser i figur 10 kan tolkas som att blyhalterna är låga eller mycket låga (klass 2, resp. 1) i de flesta undersökningsområdena. Tillståndsklasserna är dock föråldrade och jämförelser ska göras mot dem med försiktighet, eftersom de är en bedömning av föroreningsituationen i påverkade sjöar för 30 till 40 år sedan. Halterna av bly i ytprover översteg gränsvärdet i HVMFS 2019:25 i 14 undersökningsområden (varav fyra i kustområden och tio i inlandsvatten). Alla gruvrecipienter hade halter som översteg gränsvärdet, och massa- och pappersbruk, ytbehandlingsverksamhet och avloppsreningsverk förekom ofta vid eller uppströms de undersökningsområden som hade halter över gränsvärdet. Även hamnar och stålindustrier är vanligt förekommande vid undersökningsområdena där halterna i ett eller flera ytprover översteg gränsvärdet. Medelhalterna av bly i ytprover i inlandsvatten (179 mg/kg TS) var signifikant högre än halter i ytprover i kustvatten (64 mg/kg TS), och även max- och medianhalterna för yt- och djupprover i prover från inlandsvatten jämfört med i kustvatten. I kustvatten var min-, median-, medel- och maxhalten något högre i djupare prover, men spridningen av uppmätta halter var stor och eftersom statistisk utvärdering gjorts på sammanlagd nivå kan trender vara svåra att urskilja (Figur 10). Efter att tillsatsen av tetraetylblei i bensin fasats ut har den storskaliga spridningen av bly till miljön via atmosfären minskat kraftigt. Att ingen tydlig minskning av blyhalter kan ses mellan djupare prover och ytprover kan bero på att variationen är för hög, att sedimentproverna har ett svagt samband med tidsperioden då utfasningen skett, och/eller att de undersökta områdena är påverkade av lokala källor.

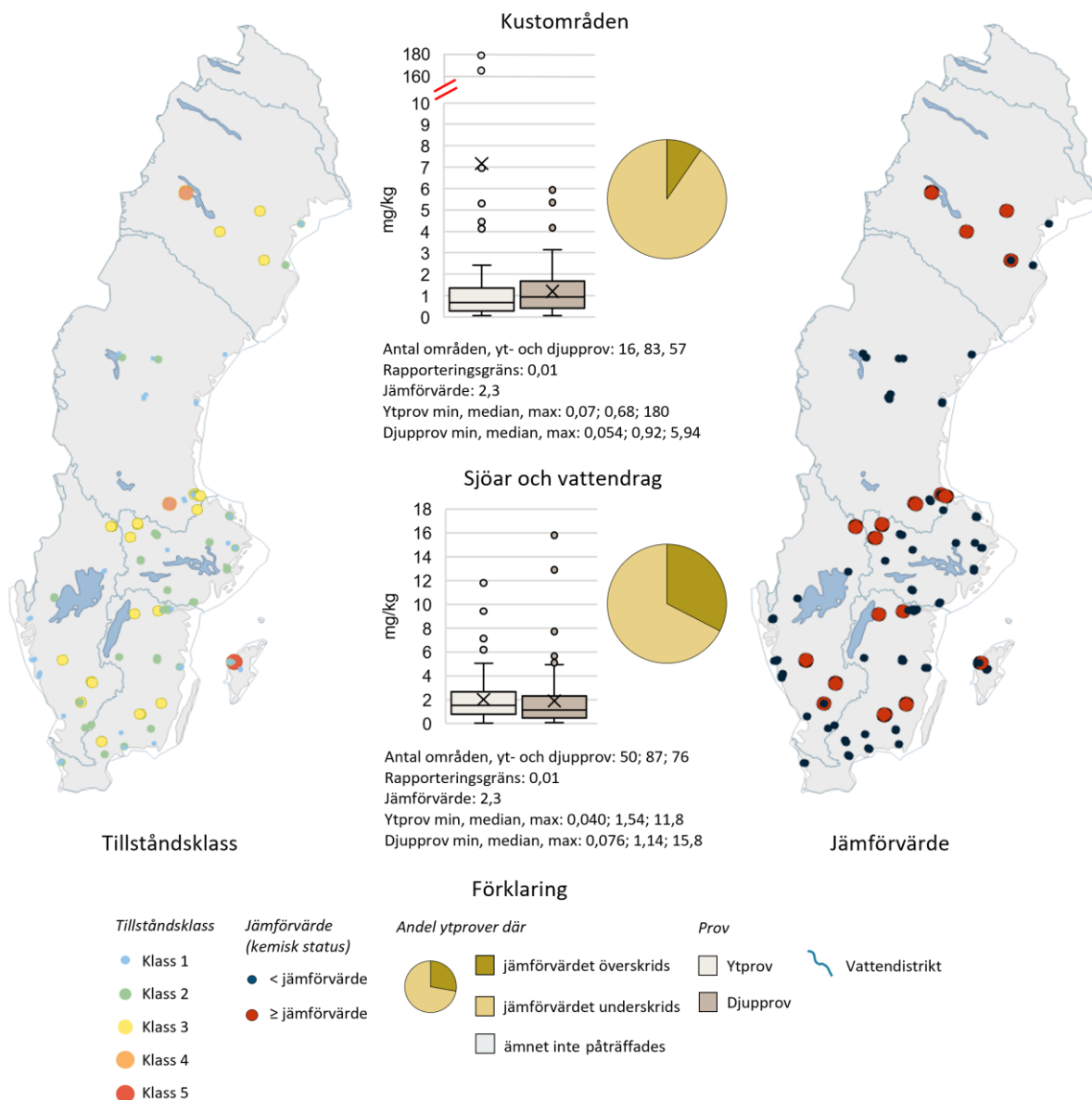




**Figur 10.** Blyhalter i sediment. Kartan till vänster visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytprover med tillståndsklasser för sediment (som ska revideras). Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med gränsvärde för statusklassning. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover. Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

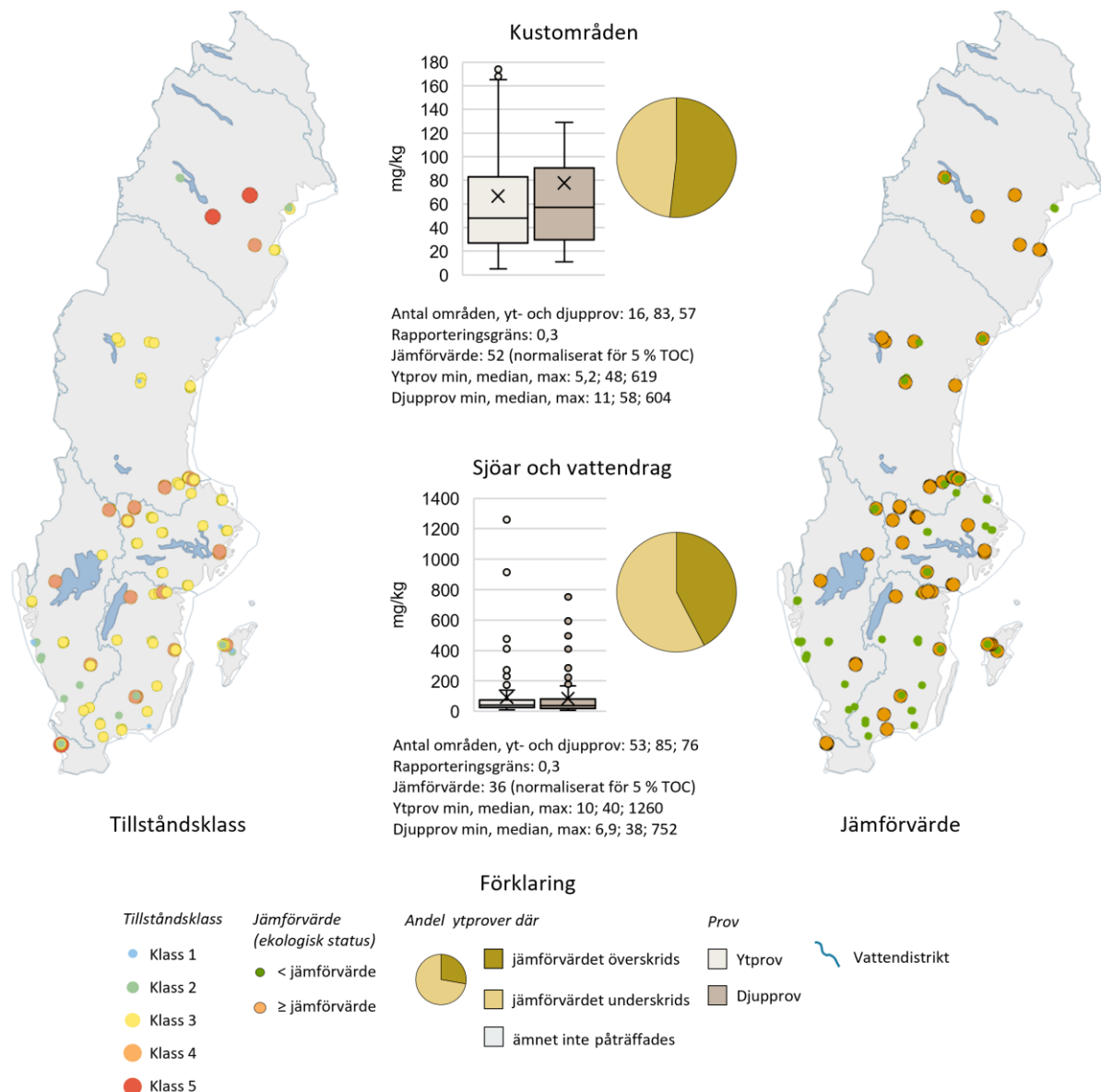
*Kadmium* uppmättes i samtliga prover. Enligt bedömningsgrunden för tillståndsklasser för metaller i limnisk miljö (Naturvårdsverket 2000) uppmättes i ytprover de högsta halterna (mycket hög halt, klass 5) av kadmium i kustområdet Visby hamn (Gotland). Höga halter (klass 4) uppmättes i gruvrecipienterna Saivatj/Aisjaure (Norrbotten), Bruträsket (Västerbotten) och Björken (Örebro). Vid Björken ligger också ett massa- och pappersbruk. Höga halter uppmättes också i Lill-Gösken (Gävleborg) som är recipient till stålindustri och ytbehandlingsverksamhet. Kartan för tillståndsklasser i figur 11 kan tolkas som att kadmiumhalterna är låga (klass 2) i många undersökningsområden. Tillståndsklasserna ska ses över och därför bör jämförelser mot dem göras med försiktighet, eftersom de representerar föroreningsituationen i påverkade sjöar för 30 till 40 år sedan. Halterna av kadmium i ytprover översteg i högre grad gränsvärdet för

sediment i HVMFS 2015:19 i sjöar och vattendrag än vid kusten. I prover från tre undersökningsområden vid kusten uppmättes högre halter än gränsvärdet, medan det för inlandsvatten uppmättes högre halter i prover från 17 undersökningsområden. De två branscher som oftast förekommer vid eller uppströms dessa undersökningsområden är gruvor och massa- och pappersbruk. Det fanns inga generella skillnader mellan kadmiumhalter i yt- och djupprover, eller mellan prover från inlands- och kustvatten. Dock var maxhalterna i ytsediment i Visby hamn betydligt högre än övriga prover. (Figur 11)



**Figur 11.** Kadmiumhalter i sediment. Kartan till vänster visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytprover med tillståndsklasser för sediment (som ska revideras). Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med gränsvärde för statusklassning. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover. Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten. Observera att y-axeln är bruten för att visa två avvikande värden för kustområden, och att det inte är samma skala på den undre och övre delen av y-axeln.

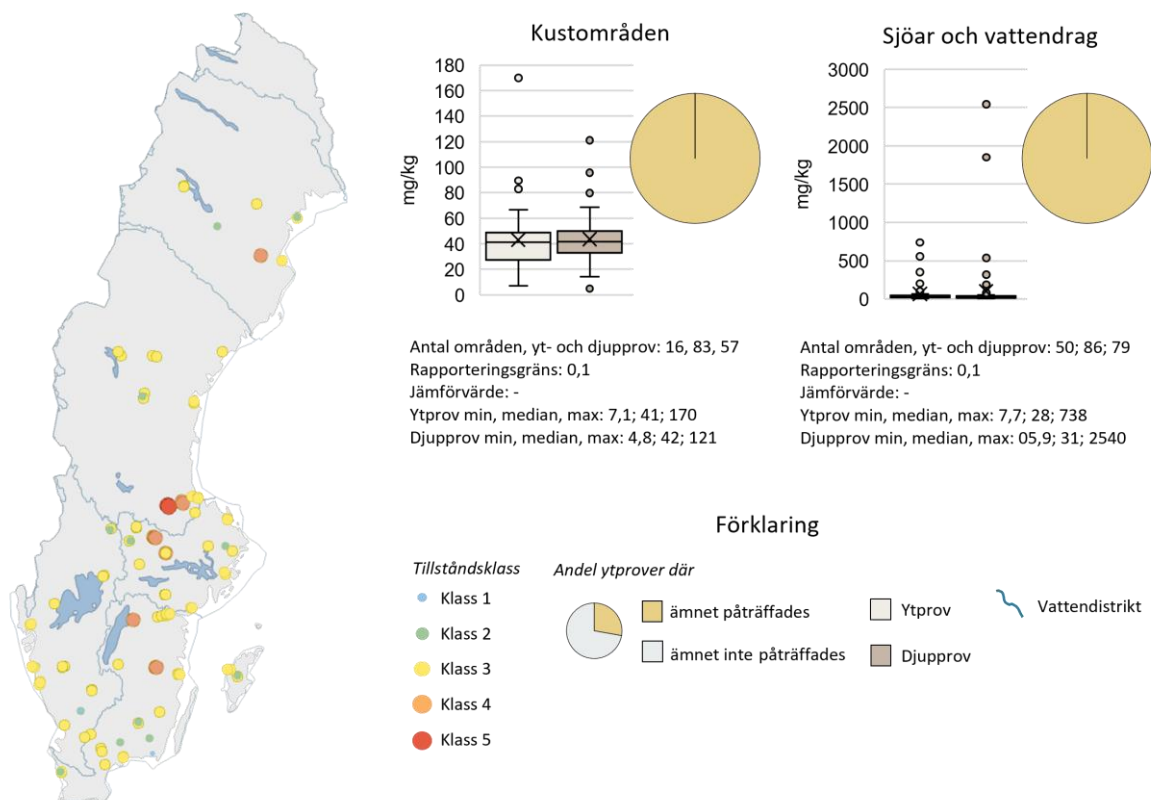
Koppar uppmättes i samtliga prover. Enligt tillståndsklasser för metaller i limnisk miljö (Naturvårdsverket 2000) uppmättes i ytprover de högsta halterna (mycket hög halt, klass 5) av koppar i gruvrecipienterna Saivatj/Aisjaure (Norrbotten), Ruttjejaure (Västerbotten) och i Landskrona vid kusten (Skåne). Höga halter (klass 4) uppmättes i 16 undersökningsområden spridda över hela landet i alla vattenkategorier, som är recipienter till främst gruvor, stålindustrier, massa- och pappersbruk och verkstadsindustrier. TOC-normaliserade halter (5 % TOC) av koppar i ytprover översteg i högre grad klassgränsen i HVMFS 2019:25 i sjöar och vattendrag än vid kusten. I prover från 27 undersökningsområden i inlandsvatten uppmättes högre halter än gränsvärdet, medan halter högre än gränsvärdet uppmättes i prover från elva undersökningsområden vid kusten. Det är många olika branscher som ligger vid eller uppströms de undersökningsområden där förhöjda halter av koppar uppmättes i ytprover, men de vanligast



**Figur 12.** Kopparhalter i sediment. Kartan till vänster visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsbstans) i ytprover med tillståndsklasser för sediment (som ska revideras). Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsbstans) i ytsediment med klassgräns för statusklassning. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta halter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

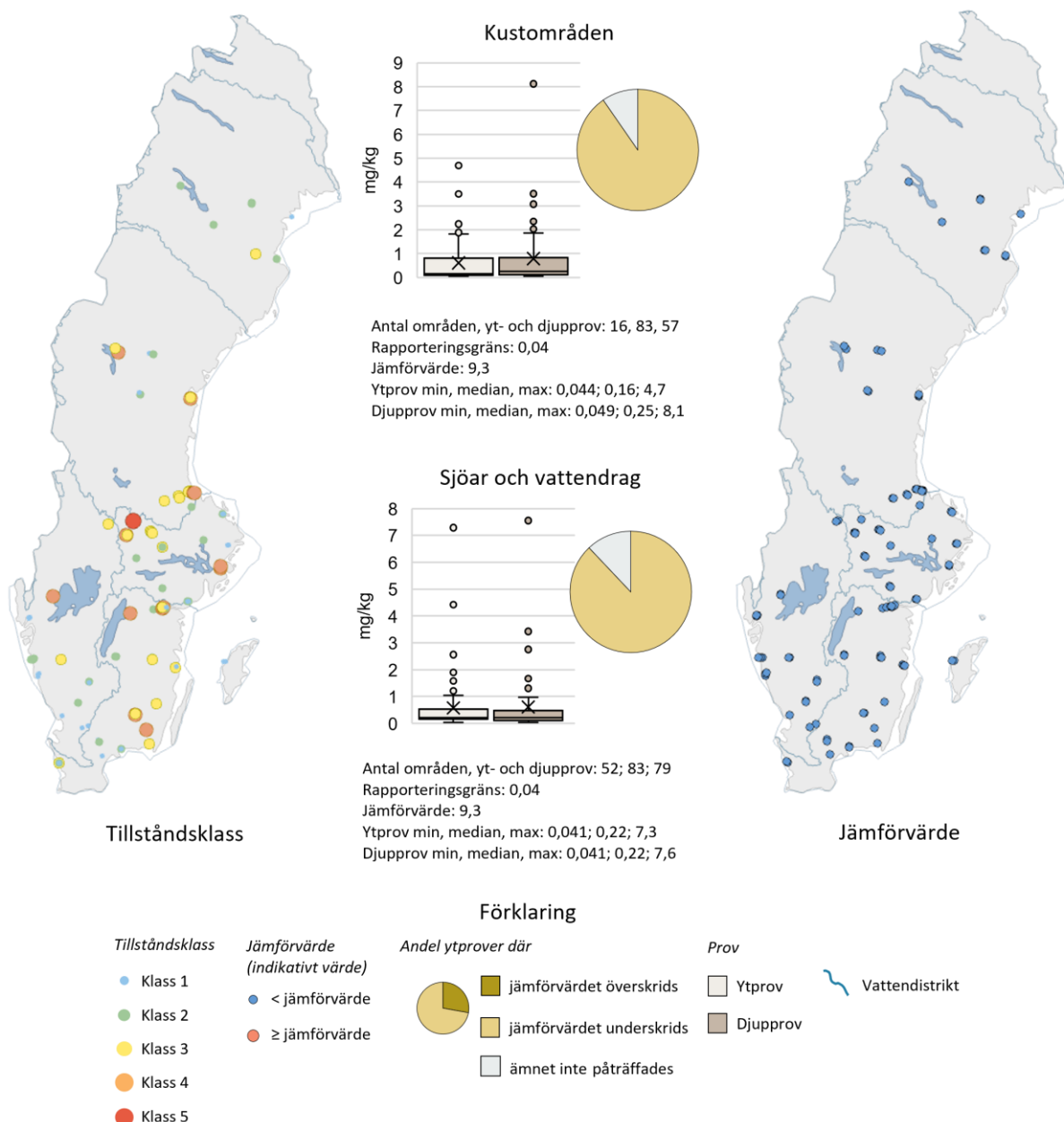
förekommande branscherna är avloppsreningsverk, massa- och pappersbruk, tätort och verkstadsindustrier. För kustområdena står sannolikt läckage från kopparinnehållande båtbottnfärger för en stor del av belastningen av koppar. Beräkningar visar att fartyg och fritidsbåtar står för 37 % av den årliga tillförseln av koppar till Östersjön (Ytreberg et al. 2022). Det fanns inga generella skillnader mellan kopparhalter i yt- och djupprover, eller mellan prover från inlands- och kustvatten. Dock var maxhalterna för prover från sjöar och vattendrag betydligt högre än i prover från undersökta kustområden. (Figur 12).

*Krom* uppmättes i samtliga prover. Enligt tillståndsklasser för metaller i limnisk miljö (Naturvårdsverket 2000) uppmättes i ytprover de högsta halterna (mycket hög halt, klass 5) av krom i Lill-Gösken (Gävleborg) som är recipient till stålindustri och ytbehandlingsverksamhet. Höga halter (klass 4) uppmättes i gruvrecipienten Bruträsket (Västerbotten) och recipienterna till stålindustrier Storsjön (Gävleborg), Kolbäcksån vid Fagersta (Västmanland), Stora Aspen (Västmanland), Östersjön (Västmanland) och Krön (Kalmar). Vid och uppströms Kolbäcksån, Stora Aspen och Östersjön ligger även ytbehandlingsverksamheter. Höga halter påträffas även i Visby hamn (Gotland) och Motala ström vid Motala (Östergötland). Vid Visby hamn ligger ett gasverk som skulle kunna vara källan till krom utöver hamnverksamheten, och vid provlokalen i Motala ström ligger en verkstadsindustri som även varit elektroteknisk industri och ytbehandling. Ämnet saknar bedömningsgrund för sediment i HVMFS 2019:25. Medelhalterna av krom i ytprover (83 mg/kg TS) var signifikant högre än medelhalterna i djupprover (43 mg/kg TS). Även maxhalterna för prover från sjöar och vattendrag var betydligt högre än för prover från undersökta kustområden. Det fanns dock inga signifikanta skillnader i kromhalter mellan prover från inlands- respektive kustområden. (Figur 13).



**Figur 13.** Kromhalter i sediment. Kartan visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytprover med tillståndsklasser för sediment (som ska revideras). Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta halter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

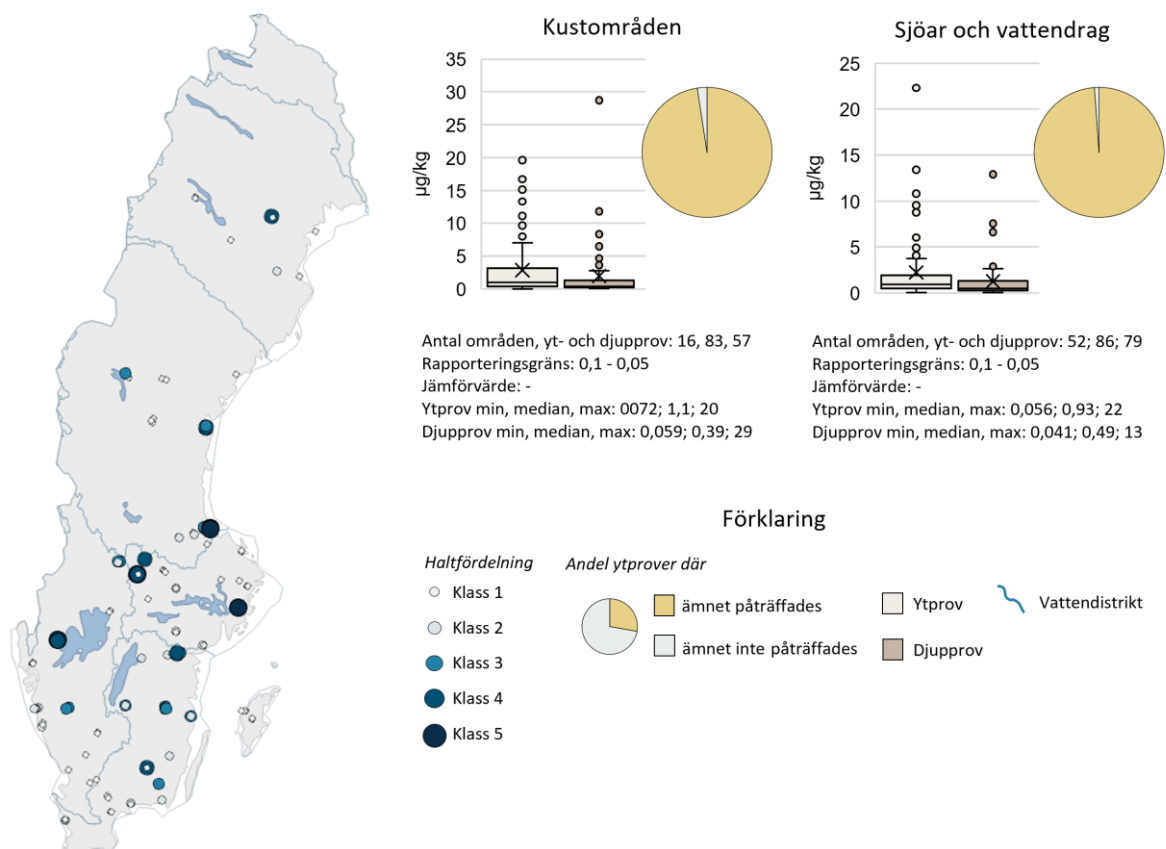
*Kvicksilver* uppmättes i 87 % av proverna från sjöar och vattendrag och i 93 % av proverna från kust. Den högsta halten av kvicksilver (mycket hög halt, klass 5 enligt Naturvårdsverket, 2000 för limnisk miljö) uppmättes i ytprover i Gårilången (Dalarna). Uppströms Gårilången ligger en elektronisk industri som har släppt ut kvicksilverförorenat processvatten till kommunalt reningsverk vars recipient är Gårilången. Kvicksilver uppmättes i höga halter (klass 4) i elva undersökningsområden (Björken, Motala ström vid Motala, Oset/Sörsjön, Västersjön, Nedre Upprudshöljen, Storsjön (Jämtland), Svartviksfjärden, Skutskär, Skurusundet och Loddbyviken/Pampusfjärden) av vilka sju är recipienter till massa- och pappersbruk. Övriga branscher som fanns vid eller uppströms dessa undersökningsområden är hamn, tätort,



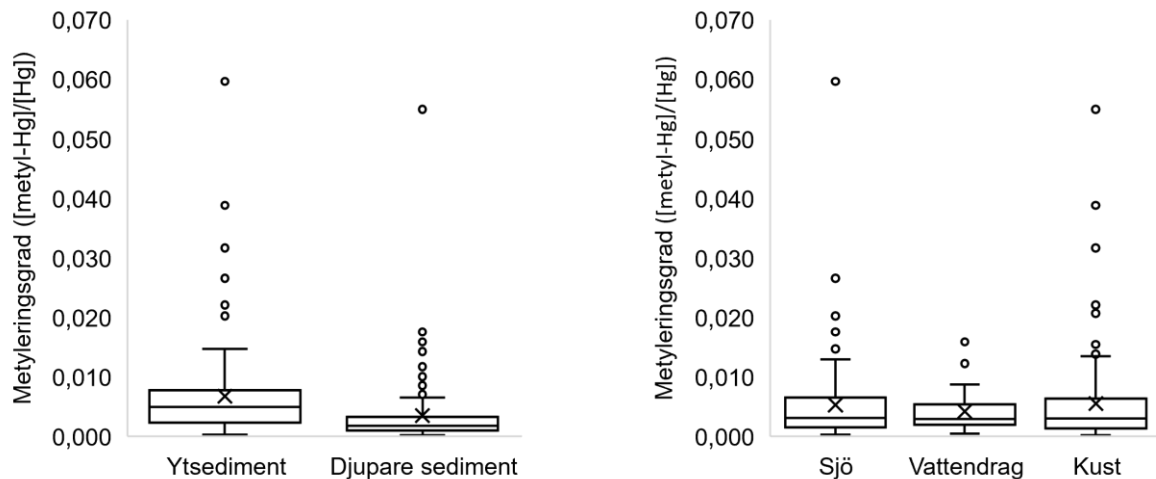
**Figur 14.** Kvicksilverhalter i sediment. Kartan till vänster visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytprover med tillståndsklasser för sediment (som ska revideras). Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med indikativt värde som jämförvärde. Lådidiagrammen visar fördelningen av uppmätta halter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

verkstadsindustri, avloppsreningsverk och avfallshantering. Kvicksilver saknar gränsvärde för sediment i HVMFS 2019:25, men det finns gränsvärde för biota och maximalt tillåten koncentration i vatten. Kvicksilver överskrider gränsvärdet för biota i fisk i hela landet, och inom vattenförvaltningen är kvicksilver ett överallt överskridande ämne. För sediment finns det ett indikativt värde för sediment, men trots att kvicksilver överskrider gränsvärdet för biota överskrider inte det indikativa värdet för sediment i något av proverna. Det indikativa värdet är dock baserat på endast ett toxicitetstest (kroniskt toxicitetstest för fjädermygglarver, *C. riparius*) (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Det var inga generella skillnader mellan kvicksilverhalter i yt- och djupprover, eller mellan prover från inlands- och kustvatten (Figur 14).

Under syrefria förhållanden kan kvicksilver ombildas till *metylkvicksilver* av sulfatreducerande bakterier. Metylkvicksilver är fettlösligt och tas lättare upp i organismer, vilket leder till både bioackumulering i organismer och biomagnifiering i akvatiska näringsvävar. Metylkvicksilver inkluderades inte i summahalterna (figur 8 och 9), men metylkvicksilver ingick i grundpaketet och det uppmättes i majoriteten av proverna (95 resp. 96 % för sjöar och vattendrag resp. kust). Det saknas tillståndsklasser för metylkvicksilver i limnisk miljö, därför jämförs uppmätta halter i ytprov med varandra och delas in i klasser enligt projektspecifika framräknade klasser av halfördelning (klass 1 - 5). Det är en statistisk beräkning på dataunderlaget i undersökningen, och



**Figur 15.** Metylkvicksilverhalter i sediment. Kartan visar jämförelse av uppmätta halter (µg/kg torrsbstans) i ytsediment med projektspecifikt framräknade halfördelningsklasser för ytprover. Klasserna är uppdelade utifrån halfördelningen inom undersökningens dataunderlag (klass 1: <5-percentilen, klass 2: 5–25-percentilen, klass 3: 25–75-percentilen, klass 4: 75–95-percentilen, klass 5: >95-percentilen). Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta halter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

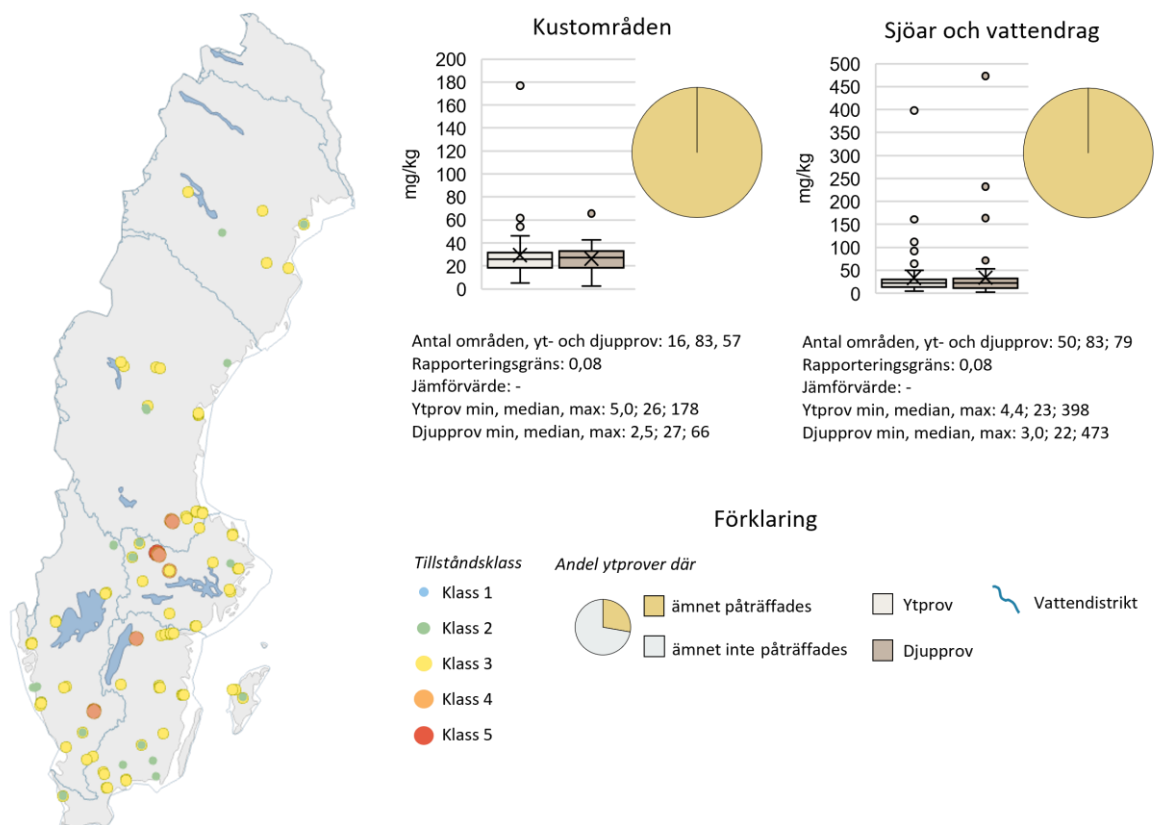


**Figur 16.** Metyleringsgraden (kvoten av uppmätt halt av metylkvicksilver (metyl-Hg,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS) och uppmätt halt av kvicksilver (Hg,  $\text{mg}/\text{kg}$  TS) i sediment. Grafen till vänster visar metyleringsgraden i ytprover och djupare prover och grafen till höger visar metyleringsgraden i sedimentprover från sjöar, vattendrag och kustvatten.

representerar inte en generell fördelning av metylkvicksilver i sediment i alla svenska vatten. De högsta halterna av metylkvicksilver i ytprover inom undersökningen (>95-percentilen; >11  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS) uppmättes i Björken (Örebro), Nedre Upperudshöljen (Västra Götaland), Svartviksfjärden (Västernorrland), Skutskär (Uppsala) och Skurusundet (Stockholm) som alla är recipienter till massa- och pappersbruk. Ämnet saknar även bedömningsgrund för sediment i HVMFS 2019:25. Medelhalterna av metylkvicksilver i ytprover (2,58  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS) var signifikant högre än medelhalterna i djupprover (1,78  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS). Även medianhalterna i de ytliga proverna var högre än i djupprover i både inlands- och kustvatten (Figur 15).

Metyleringsgraden, det vill säga kvoten mellan uppmätt halt av metylkvicksilver och uppmätt halt av kvicksilver är signifikant högre i ytliga prover (0,0066) än i djupprover (0,0035). Det finns ingen signifikant skillnad i vare sig metylkvicksilverhalter eller metyleringsgrad mellan sjöar och vattendrag respektive kustvatten (Figur 16).

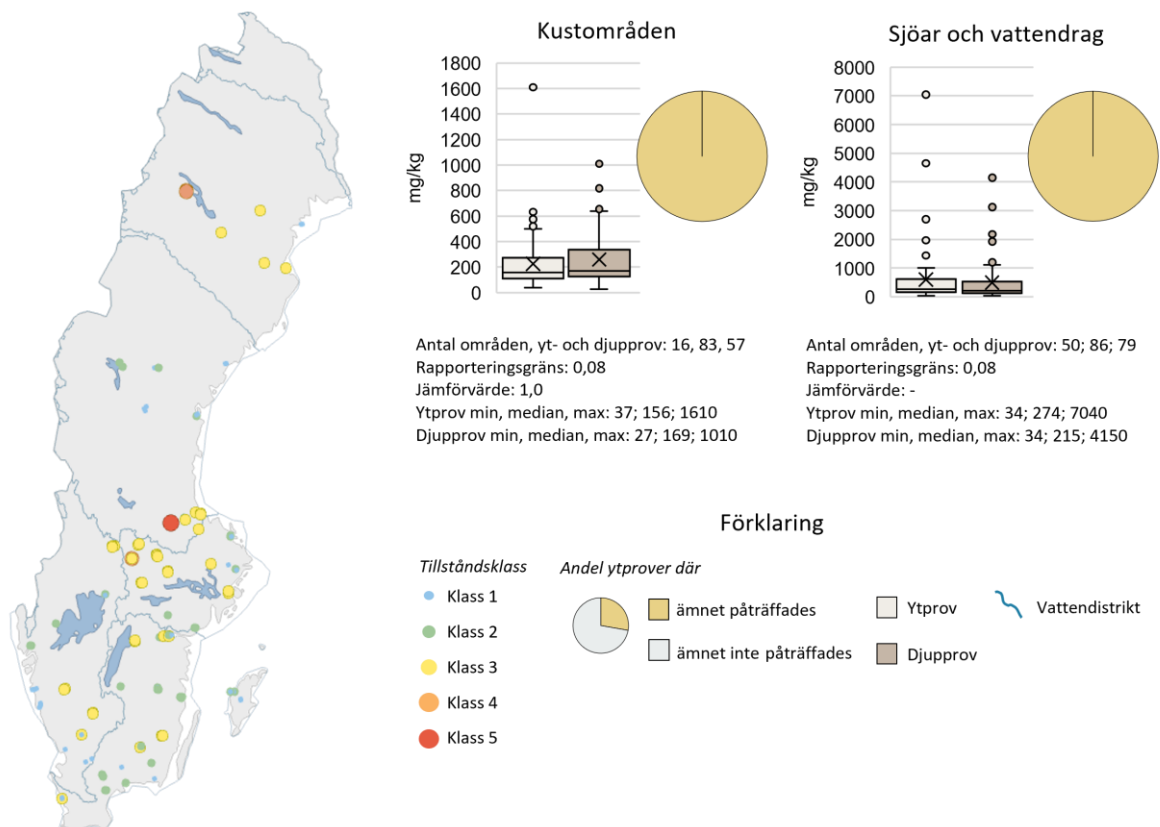
Nickel uppmättes i samtliga prover. Enligt tillståndsklasser för metaller i limnisk miljö (Naturvårdsverket 2000) uppmättes i ytprover den högsta halten av nickel (mycket hög halt, klass 5) i Kolbäcksån vid Fagersta (Västmanland) som är recipient till stålindustri och ytbehandlingsverksamhet. Nickel uppmättes i höga halter (klass 4) åtta undersökningsområden (Lill-Gösken, Stora Aspen, Östersjön, Motala ström vid Motala, Hären, Svartviksfjärden, Visby hamn, Gåsfjärden). De branscher som finns vid eller uppströms för flest av dessa undersökningsområden är stålindustrier och avloppsreningsverk, men också ytbehandlingsverksamheter och hamnar förekommer vid flera av dessa undersökningsområden. Nickel saknar bedömningsgrund för sediment i HVMFS 2019:25. Det fanns inga generella skillnader mellan nickelhalter i yt- och djupprover, eller mellan prover från inlands- och kustvatten (Figur 17).



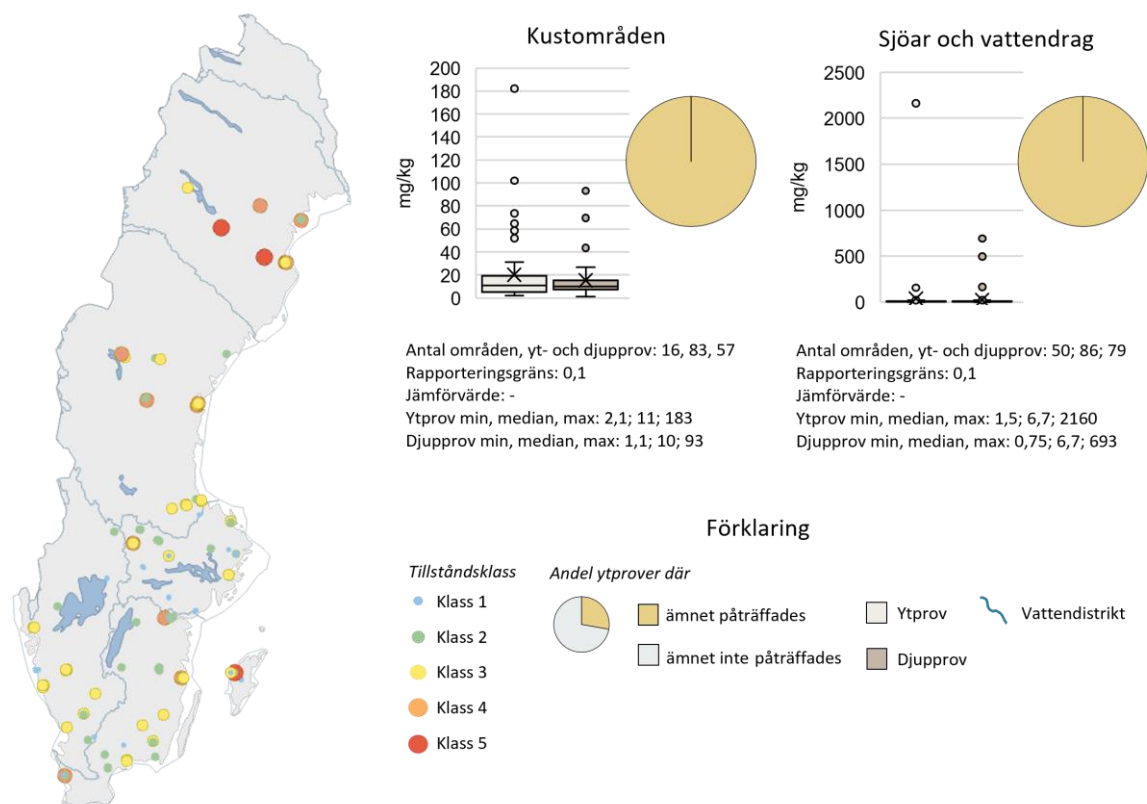
**Figur 17.** Nickelhalter i sediment. Kartan visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsbstans) i ytprover med tillståndsklasser för sediment (som ska revideras). Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta halter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.



Zink uppmättes i samtliga prover. Enligt tillståndsklasser för metaller i limnisk miljö (Naturvårdsverket 2000) uppmättes i ytprover mycket hög halt av zink (klass 5) i Lill-Gösken (Gävleborg) som är recipient till stålindustri och ytbehandlingsverksamhet. Höga halter av zink (klass 4) uppmättes i gruvrecipienterna Saivatj/Aisjaure (Norrbotten), Ruttjejaure (Västerbotten) och Björken (Örebro), och i Inre fjärden och Avan (Gävleborg) som har en komplex påverkansbild men bland annat är recipient till avloppsreningsverk och massa- och pappersbruk. Ämnet saknar bedömningsgrund för sediment i HVMFS 2019:25. Medelhalterna av zink i ytprover (540 mg/kg TS) var signifikant högre än medelhalterna i djupprover (238 mg/kg TS). Det var inga generella skillnader avseende medelhalter mellan sedimentprover från inlands- och kustvatten, men de högsta uppmätta halterna påträffades i inlandsvatten (Figur 18).



**Figur 18.** Zinkhalter i sediment. Kartan visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytprover med tillståndsklasser för sediment (som ska revideras). Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta halter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.



**Figur 19.** Arsenikhalter i sediment. Kartan visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med tillståndsklasser för ytprover (som ska revideras). Lådidiagrammen visar fördelningen av uppmätta halter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

Arsenik uppmättes i samtliga prover. Enligt tillståndsklasser för metaller i limnisk miljö (Naturvårdsverket 2000) uppmättes i ytprover mycket hög halt (klass 5) av arsenik i gruvrecipienterna Ruttjejaure och Bruträsket i Västerbotten och i kustområdet Visby hamn (Gotland). Arsenik uppmättes i flera undersökningsområden längs kusten i hamnområden i höga halter (klass 4) och i inlandet i gruvrecipienter men även i Holmsjön (Västernorrland) som är en recipient till träimpregnering med så kallat CCA-preparat (krom, koppar arsenik). Ämnet saknar bedömningsgrund för sediment i HVMFS 2019:25. Det fanns inga generella skillnader mellan arsenikhalter i yt- och djupprover, eller mellan prover från inlands- och kustvatten (Figur 19).

#### 2.1.1.2 Alifater och aromater

Alifater och aromater är organiska kolföreningar, så kallade kolväten, och omfattar ett stort antal ämnen. Alifater består av olika långa kolkedjor. Beroende på hur bindningen mellan kolatomerna ser ut delas alifaterna in i olika grupper. Mättade kolväten har enkelbindningar mellan kolatomerna, medan omättade kolväten har dubbel- eller trippelbindningar mellan kolätna. Alkaner består av mättade raka kolkedjor, alkener består av omättade raka kolkedjor och alkyner och cykliska alkaner består av mättade ringstrukturer av kolatomer. Aromater består av omättade kolringar med dubbelbindningar som gör molekylstrukturen plan.

Alifater och aromater förekommer ofta vid olika typer av oljeföreningar där petroleumprodukter har hanterats, förvarats eller använts. Alifater och aromater förekommer också naturligt i organiskt material vilket gör att de kan påträffas i miljön även i områden som inte är påverkade av någon förorening. Ämnens kemiska och fysikaliska egenskaper påverkar hur de sprids och

**Tabell 9.** Förekomst av alifater och aromater i sedimentprover (yt- och djupprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	alifater C5-C8	alifater C8-C10, aromater C16-C35, aromater C8-C10	alifater C10-C12, alifater C12-C16, alifater C5-C16, aromater C10-C16	alifater C16-C35
<b>Kustområden</b>	alifater C5-C8, alifater C8-C10	alifater C10-C1, aromater C8-C10, aromater C16-C35	alifater C12-C16, alifater C5-C16	alifater C16-C35

ansamlas i miljön, men generellt kan sägas att ju högre antal kolatomer som ämnena består av desto mindre vattenlösliga är de och ansamlas därför i sediment när de sprids till vattenmiljön. Vid oljeförorening i akvatisk miljö beror effekterna i vattenmiljön på oljans kemiska sammansättning och de yttre miljöförhållandena. Raffinerade produkter är mer giftiga än råolja, och produkter med hög andel aromatiska kolväten är mycket giftiga för vattenlevande organismer. När oljeföroreningar når botten och ansamlas i sediment kan de ge långvariga skador för bottenlevande organismer, även bottenlevande fiskar som ål och plattfisk. Oljeförorening kan leda till dödlighet och negativa effekter på tillväxt och reproduktion, samt påverka artsammansättning och leda till lägre artrikedom.

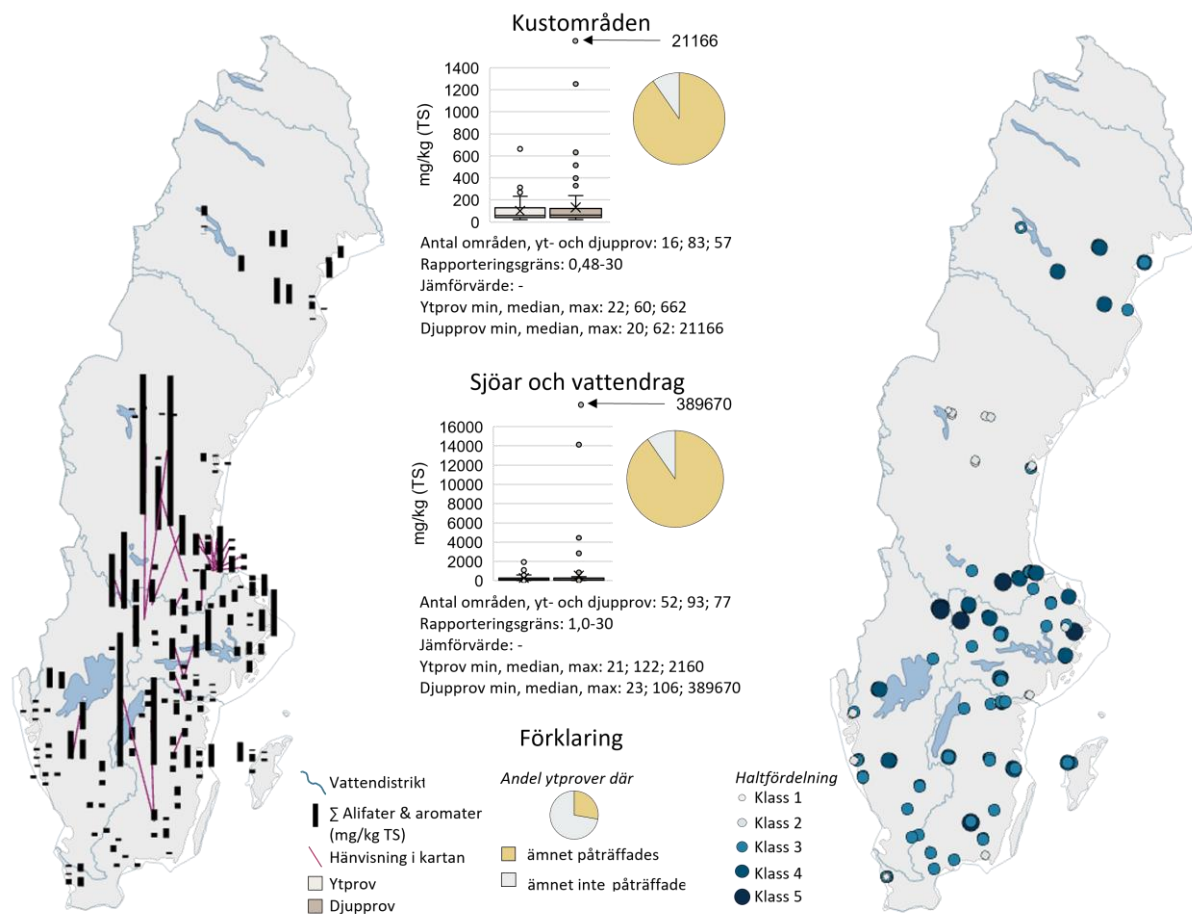
Ämnesgruppen alifater och aromater ingick i grundpaketet och har i denna undersökning inte kopplats till specifika påverkanskällor, men exempel på möjliga källor i de undersökningsområden som ingått är gasverk, hamn och småbåtshamn, massa- och pappersbruk, stålindustri, tätort och verkstadsindustri.

De tyngsta alifaterna (C16-35) påträffades i högst utsträckning i både limniska och marina prover (Tabell 9), medan de lättaste alifaterna inte påträffades alls över rapporteringsgränserna (30 mg/kg TS [limnisk], resp. 10 mg/kg TS [marin]). Flera fraktioner av både alifater och aromater påträffades i ett stort antal av de undersökta områdena, vilket styrker hypotesen att de är vanligt förekommande sedimentföroreningar oavsett påverkansbild.

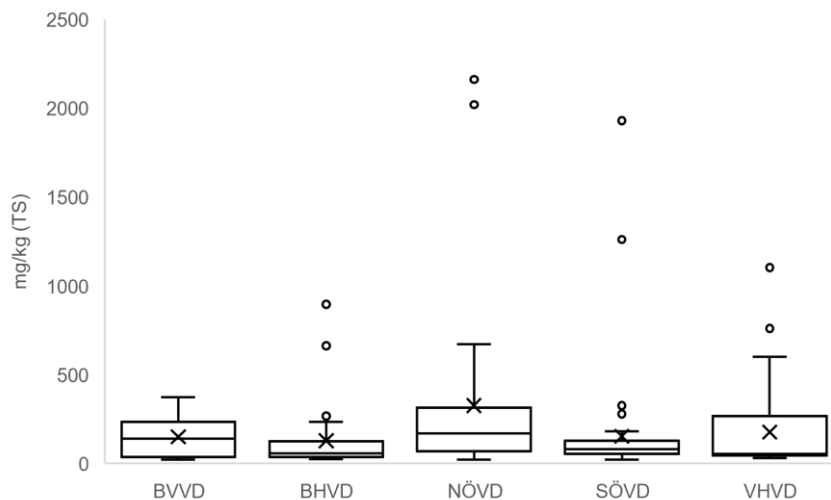
De högsta summahalterna av alifater och aromater i ytprov uppmättes i prover från sjöarna Björken (Örebro), Oset/Sörsjön (Kronoberg), Lisjön (Dalarna), Lill-Gösken (Gävleborg) och Addarn (Stockholm) (Figur 19). De troliga påverkanskällorna för Björken, Oset/Sörsjön och Lisjön är massa- och pappersbruk. För Lill-Gösken och Addarn är stålverk och ytbehandlingsverksamheter, respektive sågverk och träimpregnering troliga påverkanskällor. I ett antal djupprover har mycket höga halter påträffats, betydligt högre än övriga prover inom undersökningen. En extremt hög halt (389 670 mg/kg TS) uppmättes i djupprov från Vedevågssjön (Örebro). Där påträffades även höga halter av flera metaller samt av de alkylerade PAH:erna metylkrysener/metylbens(a)antracener och metylpyrener/metylfluorantener. Den troliga påverkanskällan för Vedevågssjön är en verkstadsindustri (färgindustri).

Det fanns inga generella skillnader mellan medelvärdena för summahalter av alifater och aromater i yt- och djupprover. Medianhalten är högre i sedimentprover från sjöar och vattendrag än kustvatten, men det var ingen signifikant skillnad för medelvärdena (Figur 19).

Summahalterna av alifater och aromater i ytprover skiljde sig inte statistiskt mellan de fem vattendistrikten (Figur 20).



**Figur 19.** Summahalter av alifater och aromater i sediment. Kartan till vänster visar uppmätta summahalter (mg/kg torrsubstans) i staplar för ytprover på resp. undersökningsområde. Kartan till höger visar jämförelse av summahalter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med projektspecifikt framräknade tillståndsklasser för ytprover. Tillståndsklasserna är uppdelade utifrån fördelningen inom undersökningens dataunderlag (klass 1: <5-percentilen, klass 2: 5–25-percentilen, klass 3: 25–75-percentilen, klass 4: 75–95-percentilen, klass 5: >95-percentilen). Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten. Observera att ett avvikande värde för kustområden, resp. sjöar och vattendrag är större än grafernas y-axlar.



**Figur 20.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av alifater och aromater i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

### 2.1.1.3 BTEX

BTEX är en förkortning av de organiska kolvätena som ingår i ämnesgruppen; bensen, toluen, etyl-bensen och xylen. Bensen är den enklaste aromatiska kolväteföreningen med 6 kol. Polycykliska aromatiska kolväten (PAHer) består av två eller fler sammansatta bensenringar. Toluen, etylbensen och xylen består av en bensenring med en etylgrupp (etyl-bensen) en metylgrupp (toluen) och två metylgrupper (xylen).

BTEX förekommer ofta vid olika typer av oljeföreningar där petroleumprodukter har hanterats, förvarats eller använts. BTEX förekommer också i många olika produkter. Toluen är haltmässigt den största enskilda komponenten i bensin. Bensen och etylbensen används för att producera andra kemikalier och produkter exempelvis polystyren för vidare tillverkning av plast och gummi, lösningsmedel, smörjmedel, färgämnen, rengöringsmedel, läkemedel, bekämpningsmedel och smakämnen. Ämnens kemiska och fysikaliska egenskaper påverkar hur de sprids och ansamlas i miljön. BTEX är en ämnesgrupp med flyktiga ämnen, vilket gör att de inte ansamlas i vatten eller sediment i stor utsträckning.

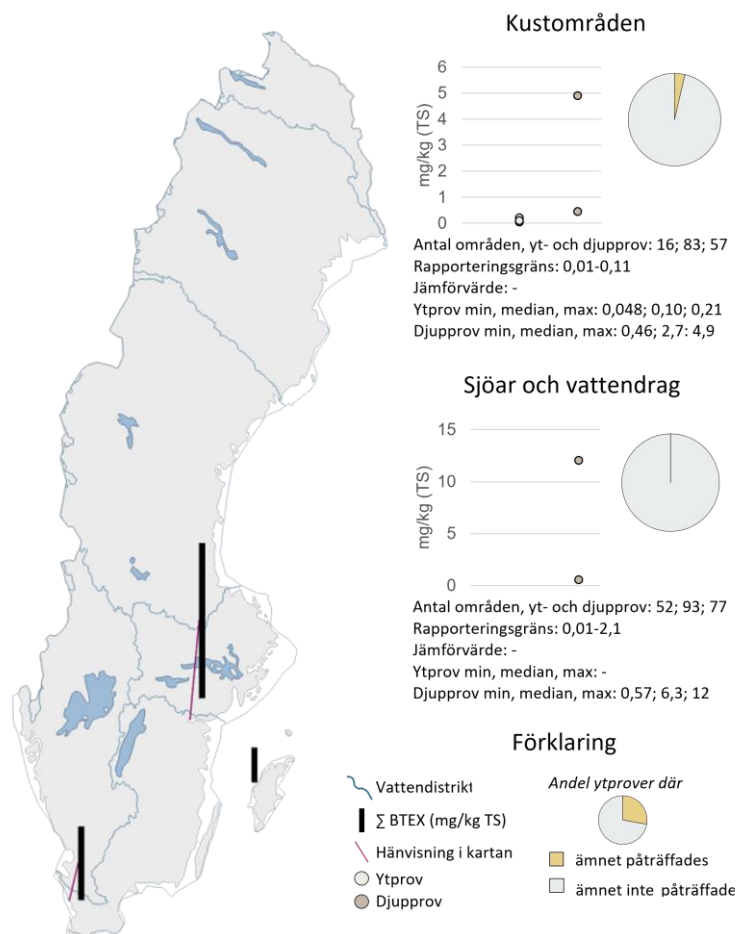
Vid oljeförening i akvatisk miljö beror effekterna i vattenmiljön på oljans kemiska sammansättning och de yttre miljöförhållandena. När oljeföreningar når botten och ansamlas i sediment kan de ge långvariga skador för bottenlevande organismer, även bottenlevande fiskar som ål och plattfisk. Oljeförening kan leda till dödlighet och negativa effekter på tillväxt och reproduktion och orsaka lägre artrikedom. Bensen är giftigt för vattenlevande organismer.

Ämnesgruppen BTEX ingick i grundpaketet och har i denna undersökning inte kopplats till specifika påverkanskällor, men exempel på möjliga källor i de undersökningsområden som ingått är gasverk, hamn och småbåtshamn, massa- och pappersbruk, stålindustri, tätort och verkstadsindustri.

BTEX påträffades i låg utsträckning eller inte alls över rapporteringsgränserna (0,010–0,21 mg/kg TS) (Tabell 10). Endast i tre ytprover påträffades BTEX, vilka alla togs i undersökningsområden längs med kusten (Loddbyviken & Pampusfjärden, Östergötland; Visby, Gotland och Landskrona, Skåne). Dessa undersökningsområden har förutom hamn och tätort som gemensamma troliga påverkanskällor även gasverk i påverkansbild. BTEX uppmättes i fyra djupare sedimentprover och då i både inlandsvatten (Björken, Örebro och Helge å vid Broby, Skåne) och längs med kusten (Svartviksfjärden, Västernorrland och Loddbyviken & Pampusfjärden, Östergötland). Samtliga undersökningsområden där BTEX har påträffats i djupare sedimentprover har massa- och pappersbruk som möjlig påverkanskälla. (Figur 21) Eftersom BTEX uppmättes i så få prover finns det inte underlag för att bedöma om det fanns skillnader i halter mellan yt- och djupprover, kust- eller inlandsvatten, eller vattendistrikt.

**Tabell 10.** Förekomst av BTEX i sedimentprover (yt- och djupprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	Xylen	Bensen, etylbensen, toluen		
<b>Kustområden</b>	Etylbensen	Bensen, toluen, xylen		



**Figur 21.** Summahalter av BTEX i sediment. Kartan visar uppmätta summahalter (mg/kg torrsubstans) i staplar för ytprover från resp. undersökningsområde. Diagrammen visar uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte.

Utifrån resultaten från denna undersökning, där rapporteringsgränsen för BTEX låg mellan 0,01 och 2,1 mg/kg (TS), bör inte BTEX ingå i grundpaket för sedimentundersökningar. BTEX bör läggas till vid analyser av sediment från områden som har misstänkt kraftig oljeförorening.

#### 2.1.1.4 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) består av två eller flera cykliska kolväten som har en plan molekylstruktur med starka bindningar mellan atomerna. Det finns hundratals PAH:er, men inom miljöövervakning och efterbehandling av förorenade områden undersöks och analyseras ett begränsat antal. De mest undersökta PAH:erna är 16 ämnen som klassats av USA:s miljömyndighet som de mest prioriterade på grund av deras giftighet för människor och andra organismer, samt att de är långlivade i miljön, och är därför de mest frekvent analyserade PAH:erna i olika typer av miljöprover (exempelvis vatten, sediment, mark, grundvatten och biota). De delas ofta in i olika grupperingar, bland annat utifrån deras molekylvikt (L-, M- och H-PAH), eller om de är cancerogena eller inte (cancerogena och övriga PAH:er).

PAH:er är organiska miljögifter som bland annat förekommer i fossila bränslen, framställs för olika typer av produkter från råolja och kol, och de bildas även oavsiktligt vid ofullständig förbränning av fossila bränslen och organiskt material. Detta leder till att PAH:er sprids till miljön från många olika typer av källor och i stor omfattning.

Den minsta av de 16 PAH:erna är naftalen, som bara består av två aromatringer, och den största av dem är benso(g,h,i)perylen med sex aromatringer. Skillnaderna i molekylstruktur och storlek mellan olika PAH:er ger dem olika kemiska och fysikaliska egenskaper. PAH:er är generellt fettlösliga och har en låg vattenlöslighet, som minskar med storleken hos molekylerna.

Den plana molekylstrukturen gör att de kan ta sig igenom cellmembran i organismer och binda till DNA och olika typer av receptorer i cellen. Denna egenskap leder till att de bland annat kan skada det genetiska materialet och leda till mutationer och även påskynda okontrollerad eller felaktig celltillväxt vilket kan leda till cancer. De har även hormonstörande egenskaper. När de sprids till vattenmiljön ackumulerar de i sedimenten och exponerar därmed bottenlevande djur under lång tid och leder till negativa effekter i vattenmiljön. Benso(a)pyren, B(a)P, är en av de mest potenta PAH:erna och den används ofta som en markör för PAH förorening. Med så kallade B(a)P-ekvivalenter, som är beräknade jämförvärden avseende giftighet hos andra PAH:er i jämförelse med B(a)P, kan man uppskatta effekterna av olika PAH:er i miljön och på människors hälsa.

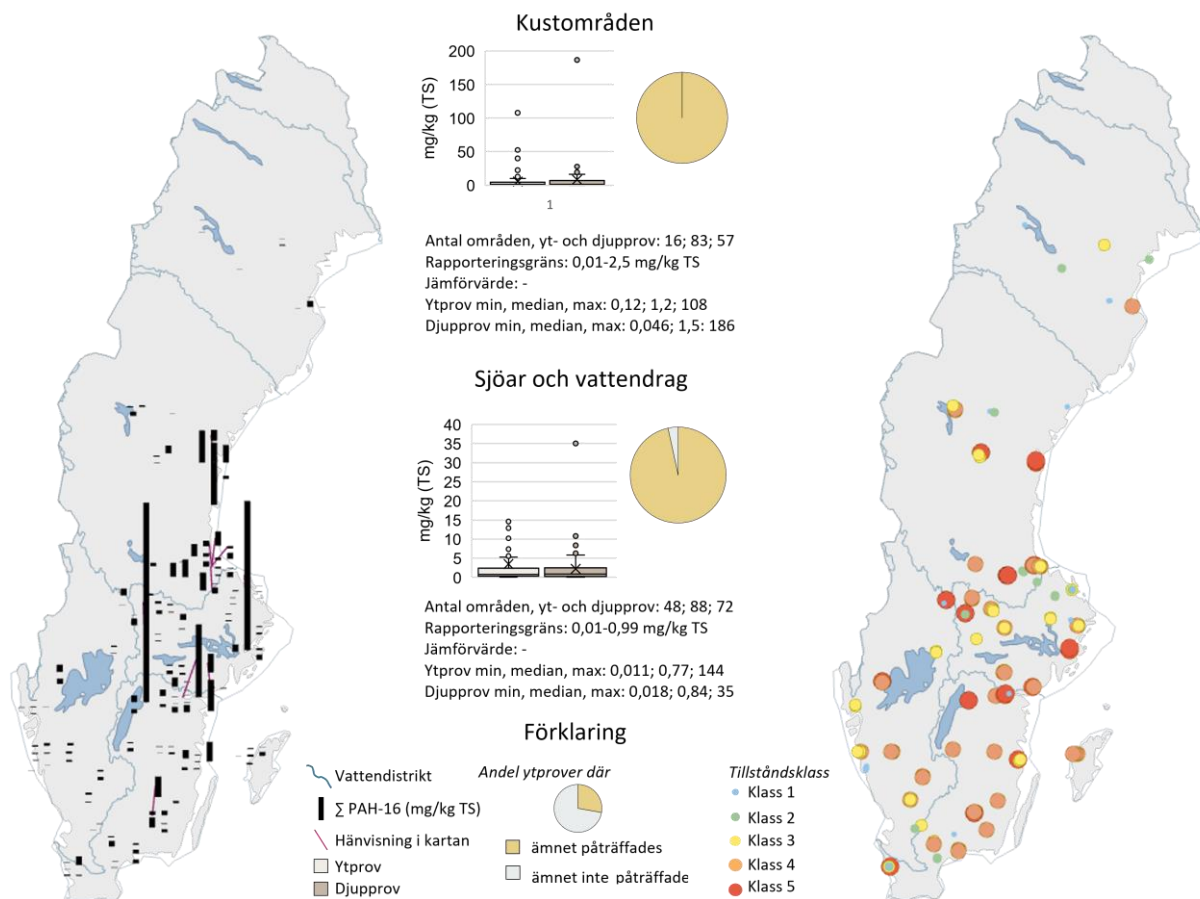
Ämnesgruppen PAH (PAH<sub>16</sub>) ingick i grundpaketet och har i denna undersökning inte kopplats till specifika påverkanskällor, men exempel på källor i de undersökningsområden som ingått är träimpregnering, sågverk, massa- och pappersbruk, hamn och småbåtshamn, stålindustri, verkstadsindustri, gasverk och tätort.

Samtliga 16 PAH påträffades i högre eller hög utsträckning (Tabell 11), vilket styrker hypotesen att de är vanligt förekommande sedimentföroreningar och bör därmed ingå vid undersökningar av förorenade sediment oavsett påverkansbild.

De högsta summalterna av PAH<sub>16</sub> uppmättes i ytprover av sediment från inlandsvatten Motalaström vid Motala (Östergötland) Oset/Sörsjön (Kronoberg) och från kustområdena Svartviksfjärden (Västernorrland), Skurusundet (Stockholm), Stadsfjärden och Mellanfjärden (Södermanland), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) och Gåsfjärden (Kalmar) (Figur 22). Även för djupare sedimentprover var halterna högst inom undersökningen i Svartviksfjärden, Skurusundet och Loddbyviken och Pampusfjärden, men även i prover från Ursviksfjärden (Västerbotten) och Lisjön (Dalarna) uppmättes höga halter. Enligt tillståndsklasser för organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017) uppmättes i ytprover mycket hög halt (klass 5) av PAH-15 (acenaftylen exkluderad från PAH<sub>16</sub>) i 14 undersökningsområden; sju inlandsvatten (Lill-Gösken (Gävleborg), Björken (Örebro), Motala ström vid Motala (Östergötland), Oset/Sörsjön (Kronoberg), Liälven (Dalarna), Nedre Upprudshöljen (Västra Götaland), Ljungan vid

**Tabell 11.** Förekomst av PAH i sedimentprover (yt- och djupprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>			acenaften, acenaftylen, fluoren, dibenso(a,h)-antracen, antracen, benso(a)antracen	benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, krysen, naftalen, benso(g,h,i)-perylen, fenantren, indeno(1,2,3-cd)pyren, fluoranten, pyren, benso(b)fluoranten
<b>Kustområden</b>			acenaftylen, acenaften, fluoren, naftalen, dibenso(a,h)antracen	antracen, benso(k)-fluoranten, benso(a)-antracen, krysen, indeno(1,2,3-cd)pyren, fenantren, benso(g,h,i)-perylen, benso(a)pyren, fluoranten, pyren, benso(b)fluoranten

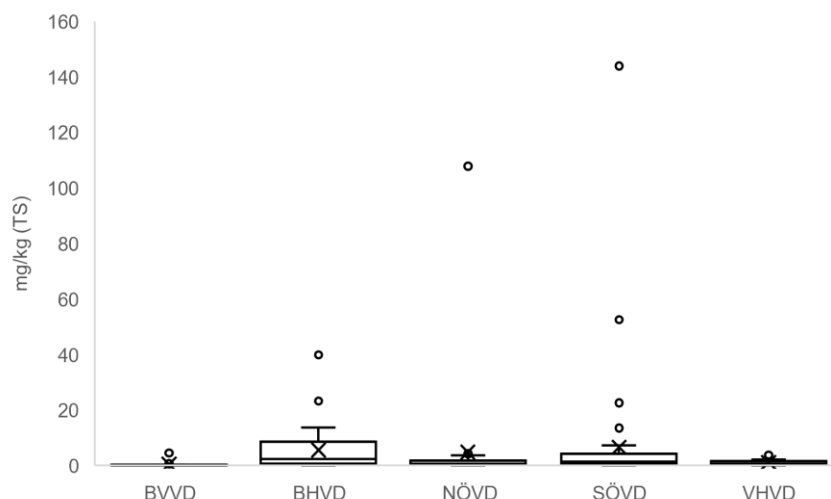


**Figur 22.** Summahalter av PAH i sediment. Kartan till vänster visar uppmätta summahalter av PAH<sub>16</sub> (mg/kg torrsubstans) i staplar för ytprover på resp. undersökningsområde. Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter PAH<sub>15</sub> (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med tillståndsklasser för ytprover. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten. Observera att ett avvikande värde för sjöar och vattendrag är större än grafens y-axel.

Ringdalsforsen (Västernorrland) och sju kustvatten (Svartviksfjärden (Västerbotten), Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Skurusundet (Stockholm), Stadsfjärden och Mellanfjärden (Södermanland), Lodbbyviken och Pampusfjärden (Östergötland), Gåsfjärden (Kalmar) och Landskrona (Skåne)). Förutom Lill-Gösken, Motala ström och Ljungan är undersökningsområdena recipienter till massa- och pappersbruk. Dessa tre har olika påverkansbilder, men verkstadsindustri finns vid undersökningsområdena vid både Motala ström och Ljungan. Samtliga kustområden har hamnar som möjliga påverkanskällor, och fyra av dem är recipienter till massa- och pappersindustrier. Stadsfjärden och Mellanfjärden, Gåsfjärden och Landskrona har inte massa- och pappersbruk i påverkansbild, men Stadsfjärden och Mellanfjärden och Landskrona har komplexa påverkansbilder. Vid Gåsfjärden ligger ett sågverk som kan vara en trolig påverkanskälla. PAH<sub>15</sub> uppmättes i höga halter (klass 4) i ytprover från 32 undersökningsområden. (Figur 22)

Det finns tillståndsklasser för samtliga 15 PAH i marina sediment (acenaftylen inte inkluderat; Josefsson 2017). Utöver resultaten för antracen och fluoranten, som har gränsvärden för sediment (HVMFS 2019:25), redovisas inte jämförelser mot tillståndsklasserna i denna rapport. För jämförelser av uppmätta halter mot tillståndsklasser, se resp. fält- och resultatrapport (Norrlin et al. 2022, SGU 2023).



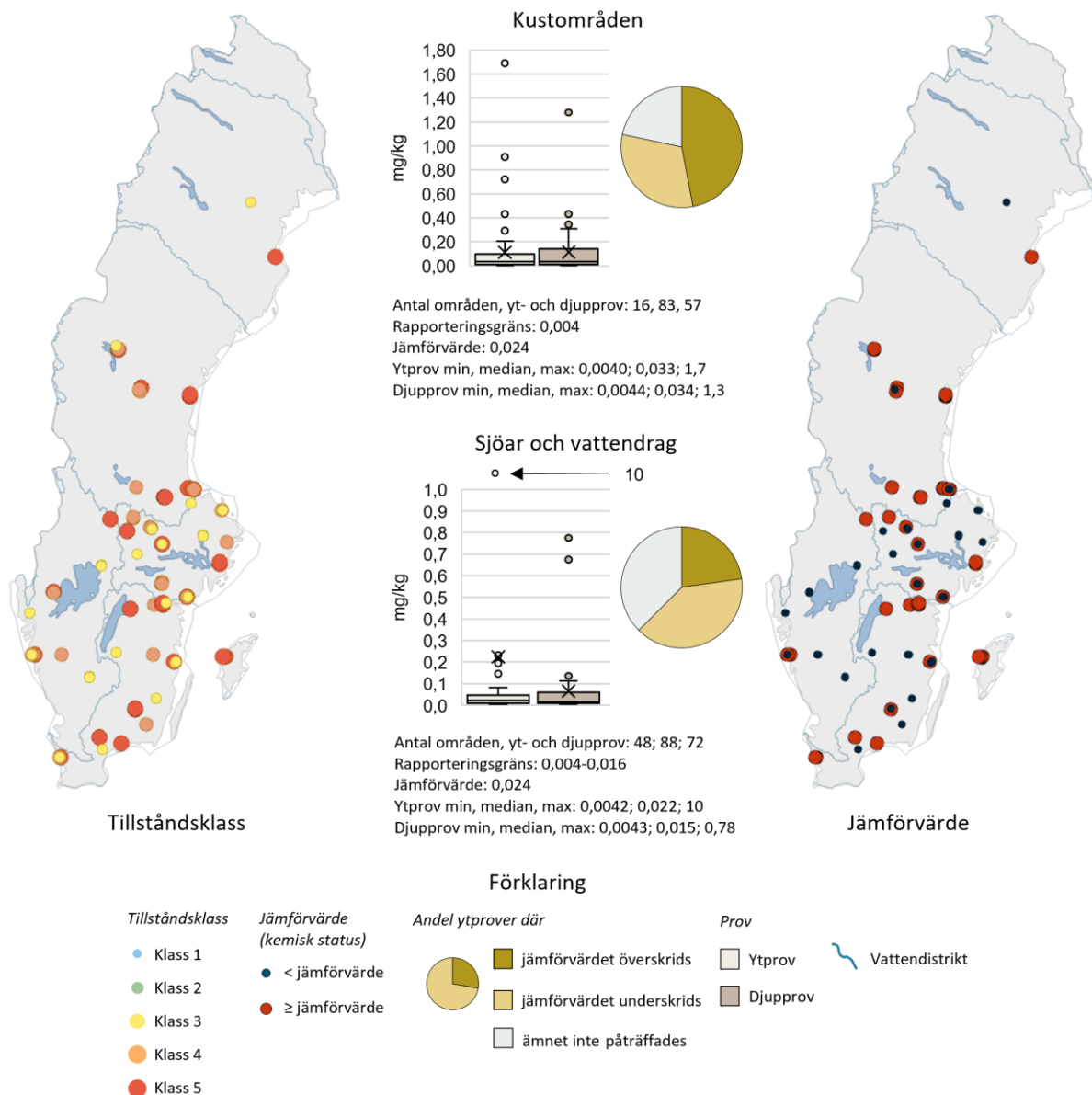


**Figur 23.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av PAH<sub>16</sub> i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

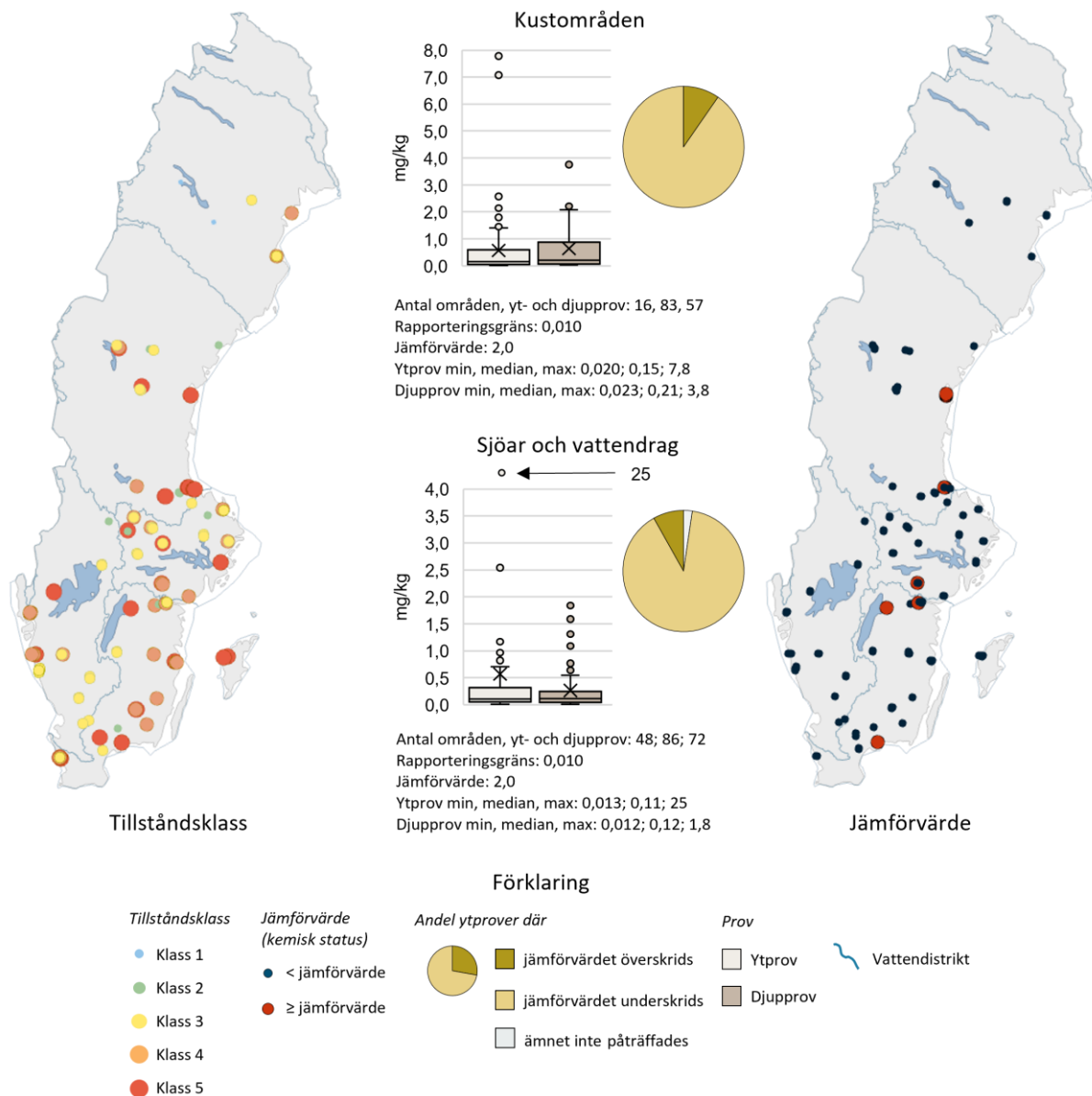
Det var inga generella skillnader mellan medelvärdena för summahalter av PAH<sub>16</sub> i yt- och djupprover (Figur 22). Summahalterna av PAH<sub>16</sub> i ytprover skiljde sig inte heller statistiskt mellan de fem vattendistrikten (Figur 23).

*Antracenen* uppmättes i 61 %, respektive 80 % av de limniska och marina proverna. Enligt tillståndsklasser för organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017) uppmättes i ytprover mycket hög halt (klass 5) av antracenen i 23 undersökningsområden (11 limniska och 12 marina). Halterna av antracenen i ytprover översteg gränsvärdet i HVMFS 2019:25 i 15 sjöar och vattendrag och i 12 kustvattenområden. Det finns många olika påverkanskällor vid och uppströms de områdena. Inga skillnader noterades mellan antracenenhalter i yt- och djupprover, eller mellan prover från inlands- och kustvatten eller från olika vattendistrikt. Dock var maxhalten i ytsediment i Motalaström vid Motala (10 mg/kg TS) betydligt högre än i övriga prover inom undersökningen (Figur 24).

*Fluoranten* uppmättes i nästan alla prover (89, resp. 99 % av limniska och marina prover). Enligt tillståndsklasser för organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017) uppmättes mycket hög halt (klass 5) av fluoranten i ytprover i 23 undersökningsområden (12 limniska och 11 marina). Halterna av fluoranten i ytprover översteg gränsvärdet i HVMFS 2019:25 i två inlandsvatten (Duveholmssjön (Södermanland) och Motala ström vid Motala (Östergötland)) och i fyra kustområden (Svartviksfjärden (Västernorrland), Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) och Pukaviksbukten (Blekinge)). De branscher som förekommer vid eller uppströms de flesta av dessa undersökningsområden är massa- och pappersbruk och verkstadsindustrier. Det fanns inga skillnader mellan fluorantenhalter i yt- och djupprover, eller mellan prover från inlands- och kustvatten eller från olika vattendistrikt. Dock var maxhalten i ytsediment i Motalaström vid Motala (25 mg/kg TS) betydligt högre än övriga prover inom undersökningen (Figur 25).



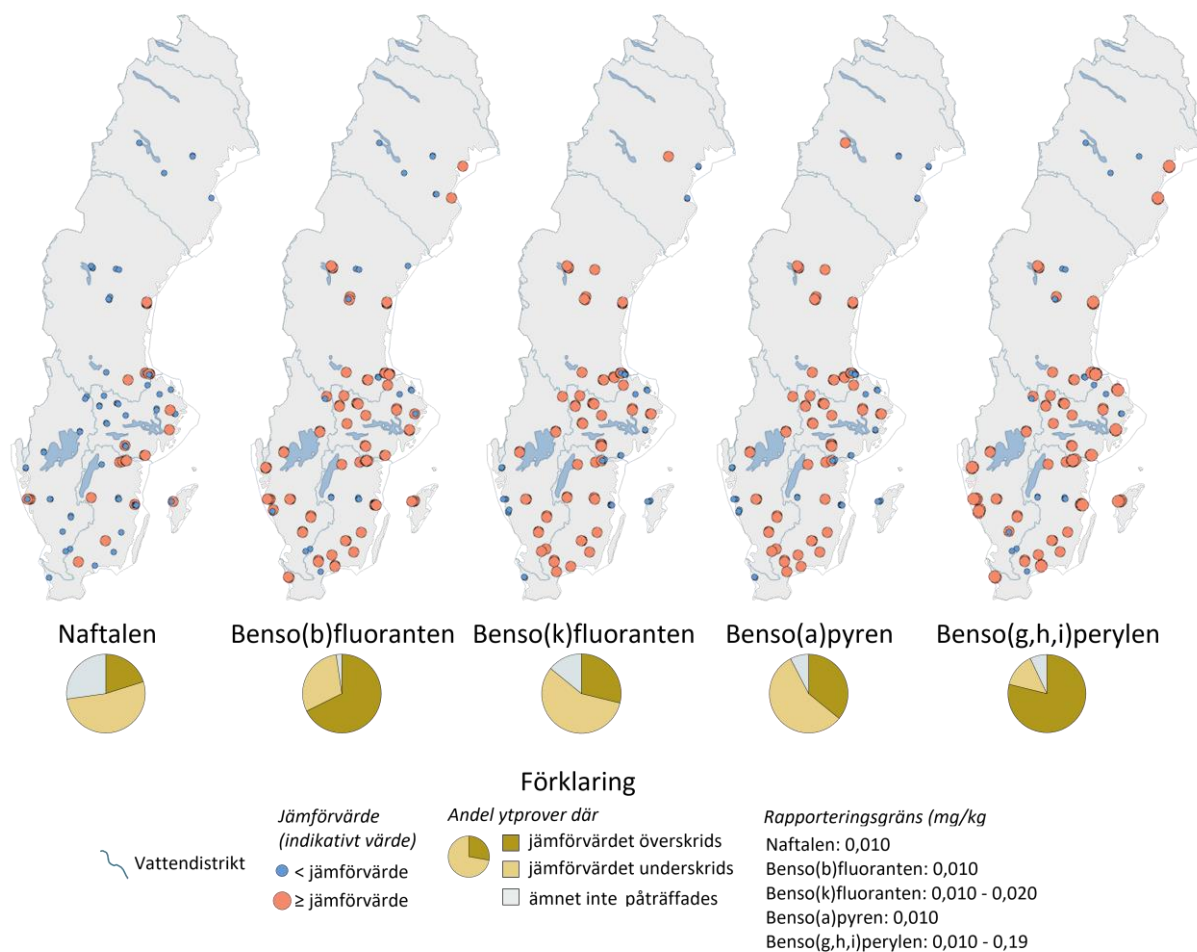
**Figur 24.** Antracenhalter i sediment. Kartan till vänster visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med tillståndsklasser för ytprover. Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med gränsvärde för statusklassning. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover. Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten. Observera att ett avvikande värde för sjöar och vattendrag är högre än grafens y-axel.



**Figur 25.** Fluorantehalter i sediment. Kartan till vänster visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med tillståndsklasser för ytprover. Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans) i ytsediment med gränsvärde för statusklassning. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover. Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten. Observera att ett avvikande värde för sjöar och vattendrag är större än grafens y-axel.

Antracen och fluoranten har gränsvärden för god kemisk status för sediment, och ytterligare fem PAH:er har indikativa värden för sediment (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Utifrån de indikativa värdena kan det göras bedömningar av de uppmätta halterna i sediment.

Benso(g,h,i)perylen och benso(b)fluoranten uppmättes över respektive indikativt värde i flest ytprov. Detektionsfrekvensen var lägst för naftalen som hade störst andel prov med halter under rapporteringsgränsen (Figur 26).



**Figur 26.** Jämförelse av uppmätta halter av PAH:er som har indikativa värden för sediment (naftalen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren och benso(g,h,i)perylene). Kartorna visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans, normaliserade för 5 % TOC) i ytsediment med indikativt värde (se bilaga D för resp. indikativt värde). Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffades i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades, för resp. PAH.

#### 2.1.1.5 Polyklorerade bifenyler (PCB<sub>7</sub>)

Polyklorerade bifenyler (PCB:er) består av en bifenyl (två sammanbundna aromatiska kolringar) med varierande antal kloratomer på olika positioner i molekylen. Det finns 209 olika kongener med 1 till 10 kloratomer bundna till molekylen, och PCB:er delas in i olika homologgrupper utifrån kloreringsgraden (mono- till deca-CB). PCB:er brukar ofta delas in i två grupper; dioxinlika och icke-dioxinlika, av vilka 12 räknas som dioxinlika eftersom kan ge liknande toxiska effekter som dioxiner, och resterande 197 som icke-dioxinlika. En annan gruppering är PCB<sub>7</sub>, som består av de vanligast förekommande PCB:erna i miljöprover, och som också oftast förekommer i högst halter (PCB<sub>7</sub>; PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 och -180). De antas utgöra 20 % av totala halten PCB i miljöprover (Naturvårdsverket 2009).

PCB:er har använts som isolatormedium i transformatorer och kondensatorer, hydraulolja, flamskyddsmedel, stabilisatorer och mjukgörare i till exempel fogmassa, färg och självkopierande papper. Trots att PCB:er har varit förbjudna i nya produkter i Sverige sedan 1978 sprids de fortfarande till miljön via avfallshantering och läckage från byggnader och utrustning innehållande PCB. PCB:er sprids även till miljön vid olika oljespill och hantering av olja av olika slag. PCB:er

bildas även oavsiktligt vid ofullständig förbränning, högtemperaturprocesser och framställning av klorprodukter.

Beroende på kloreringsgrad och positioner av kloratomerna i bifenylen är olika PCB:er olika svårnedbrytbara och bioackumulerande, men generellt binder de effektivt till organiskt material i vattenfasen och kan sedan sjunka till botten och ansamlas i sediment där bottenlevande organismer kan exponeras. PCB ansamlas i fettvävnad och biomagnifieras i den akvatiska näringsväven från de bottenlevande djuren till toppredatorerna. Eftersom PCB:er är svårnedbrytbara blir exponeringen långvarig i vattenmiljön. PCB är mycket giftigt för vattenlevande organismer och kan leda till negativa effekter hos människa på både reproduktions- och immun- och nervsystemen, samt orsaka cancer.

Ämnesgruppen PCB<sub>7</sub> ingick i grundpaketet och har i denna undersökning inte kopplats till specifika påverkanskällor, men exempel på möjliga källor i de undersökningsområden som ingått är, massa- och pappersbruk, hamn och småbåtshamn, stålindustri, verkstadsindustri, textilindustri och tätort.

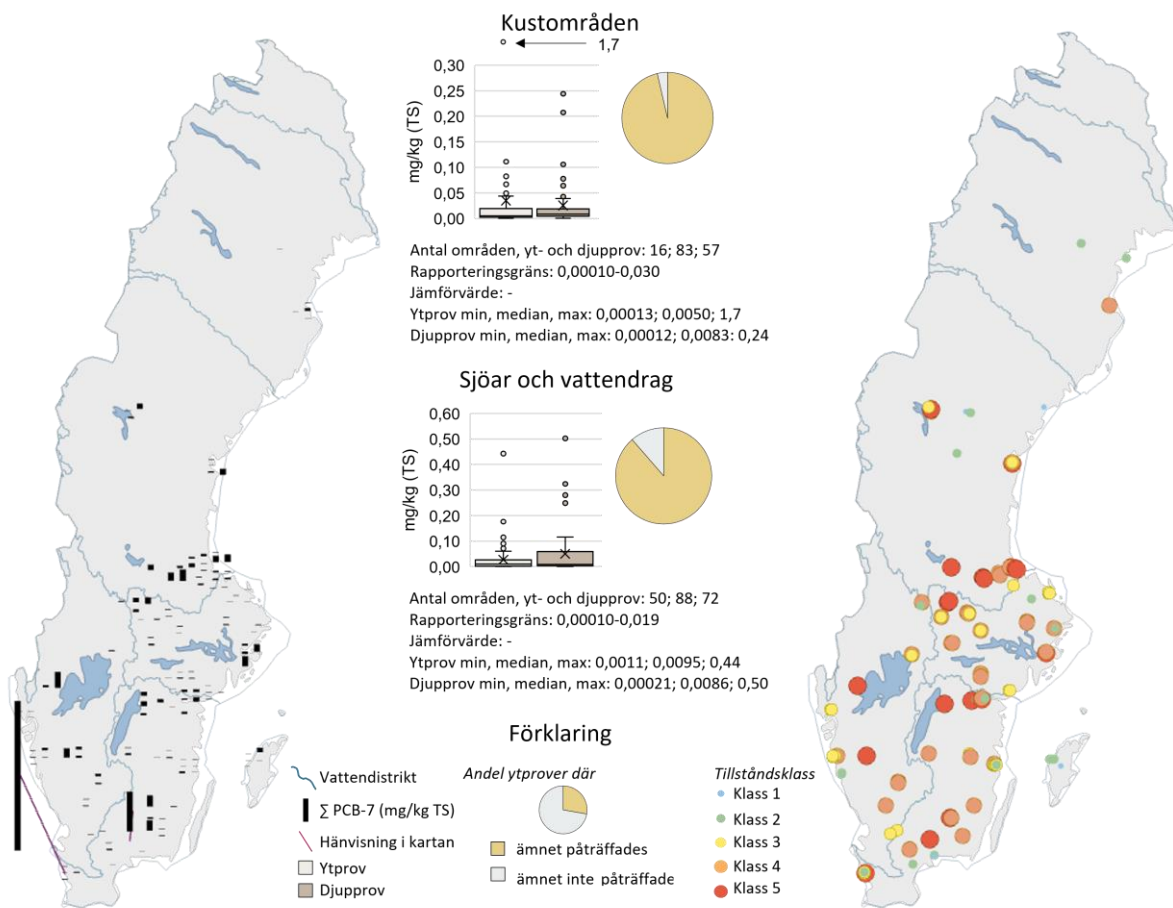
Samtliga av PCB:erna i PCB<sub>7</sub> påträffades i högre eller hög utsträckning (Tabell 12), vilket styrker hypotesen att de är vanligt förekommande sedimentföroreningar och bör därmed ingå vid undersökningar av förorenade sediment oavsett påverkansbild.

De högsta summahalterna av PCB<sub>7</sub> uppmättes i ytprover från Landskrona (Skåne) och Mörrumsån vid Fridafors (Blekinge) (Figur 23). Landskrona har en komplex påverkansbild med en hamn och många olika typer av historiska och pågående verksamheter från olika typer av branscher. Mörrumsån vid Fridafors är recipient till ett massa- och pappersbruk.

I jämförelse med tillståndsklasser för organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017) uppmättes i ytprover mycket hög halt (klass 5) av PCB<sub>7</sub> i 16 undersökningsområden; tio inlandsvatten (Storsjön (Jämtland), Sågån (Dalarna), Lill-Gösken (Gävleborg), Gårlången (Dalarna, Motala ström vid Motala (Östergötland), Oset/Sörsjön (Kronoberg), Mörrumsån vid Fridafors (Blekinge), Nedre Upprudshöljen (Västra Götaland), Viaredsjön (Västra Götaland)) och sju kustvatten (Svartviksfjärden (Västerbotten), Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Skutskär (Uppsala), Skurusundet (Stockholm), Loddbyviken och Pampus-fjärden (Östergötland) och Landskrona (Skåne)). De två branscher som förekommer vid flest antal av dessa undersökningsområden är massa- och pappersbruk och tätorter (åtta undersökningsområden per bransch). Andra branscher som är vanligt förekommande vid dessa undersökningsområden är avloppsreningsverk, verkstadsindustri, ytbehandling och textilindustri. Samtliga kustområden har också hamn som påverkanskälla. PCB<sub>7</sub> uppmättes i höga halter (klass 4) i ytprover från 33 undersökningsområden (Figur 27)

**Tabell 12.** Förekomst av PCB<sub>7</sub> i sedimentprover (yt- och djupprover) från den limniska och marina undersökningen.

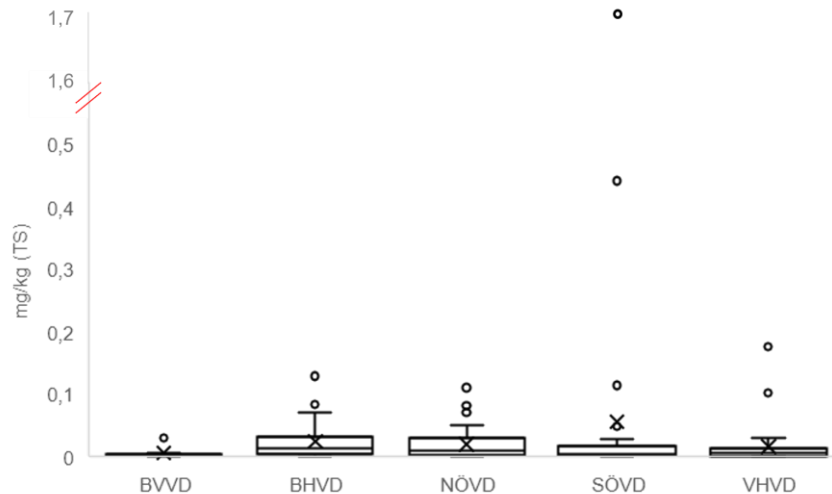
	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>			PCB 28, PCB 52, PCB 118, PCB 153	PCB 101, PCB 138, PCB 180
<b>Kustområden</b>			PCB 28, PCB 52	PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180



**Figur 27.** Summahalter av PCB<sub>7</sub> i sediment. Kartan till vänster visar uppmätta summahalter av PCB<sub>7</sub> (mg/kg torrs substans) i staplar för ytprover på resp. undersökningsområde. Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter PCB<sub>7</sub> (mg/kg torrs substans) i ytsediment med tillståndsklasser för ytprover. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i yt- resp. djupprover. pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten. Observera att ett avvikande värde för kustområden är högre än grafens y-axel.

Det finns tillståndsklasser för samtliga PCB<sub>7</sub> i marina sediment (Josefsson 2017), men resultaten av jämförelserna mot tillståndsklasser för separata PCB:er redovisas inte i denna rapport. För jämförelser av uppmätta halter mot tillståndsklasser, se respektive fält- och resultatrapport (Norrlin et al. 2022, SGU 2023).

Det var inga generella skillnader mellan medelvärdena för summahalter av PCB<sub>7</sub> i yt- och djupprover (Figur 27). Summahalterna av PCB<sub>7</sub> i ytprover skiljde sig inte heller statistiskt mellan de fem vattendistrikten. (Figur 28).



**Figur 28.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av PCB<sub>7</sub> i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

## 2.1.2 Tilläggs paket – branschspecifika sedimentföroreningar

Tilläggs paketet bestod av 17 branschspecifika ämnen eller ämnesgrupper (se tabell 2 och 3 för övergripande sammanställning av tilläggs paketet).

### 2.1.2.1 Alkylerade PAH:er

Alkylerade PAH:er är polycykliska aromatiska kolföreningar med en eller flera alkylgrupper. Genom kemiska eller fysikaliska processer (exempelvis biologisk nedbrytning eller nedbrytning orsakad av UV-ljus) byts en eller flera väteatomer i PAH-molekylen ut mot en alkylerad grupp. Alkylgrupper är reaktiva funktionella grupper, vilket gör att den alkylerade PAH-molekylen blir mer potent än modersubstansen och alkylerade PAH:er kan därmed vara mer skadliga för exempelvis vattenlevande organismer. Den minsta alkylgruppen är metyl (CH<sub>3</sub>).

Den huvudsakliga mänskliga källan till spridning av alkylerade PAH:er i miljön är hantering, spill och utsläpp av olika typer av petroleumprodukter (exempelvis bensin, diesel och råolja). I undersökningen kopplades alkylerade PAH:er till branschen Hamn och småbåtshamn (Tabell 3). I hamnar sker hantering och användning av stora volymer petroleumprodukter och i småbåtshamnar sker en spridning genom att småbåtsmotorer dels släpper ut oförbränd bensin direkt i vattnet (främst äldre tvåtaktsmotorer) dels bubblar avgaser från förbränningen av bensin ner i vattnet. Alkylerade PAH:er förekommer i högre grad i sediment nära kusten än längre ut, enligt en studie om utsläpp från fritidsbåtar på västkusten, vilket anses bero på en större belastning från petrogena källor (olja och petroleumprodukter) i kustnära sediment än i sediment längre ut i fjärdar och fjordar som främst belastas av spridning från förbränningsprocesser (pyrogena källor) och långväga transporter av PAH:er (Nordberg et al. 2022).

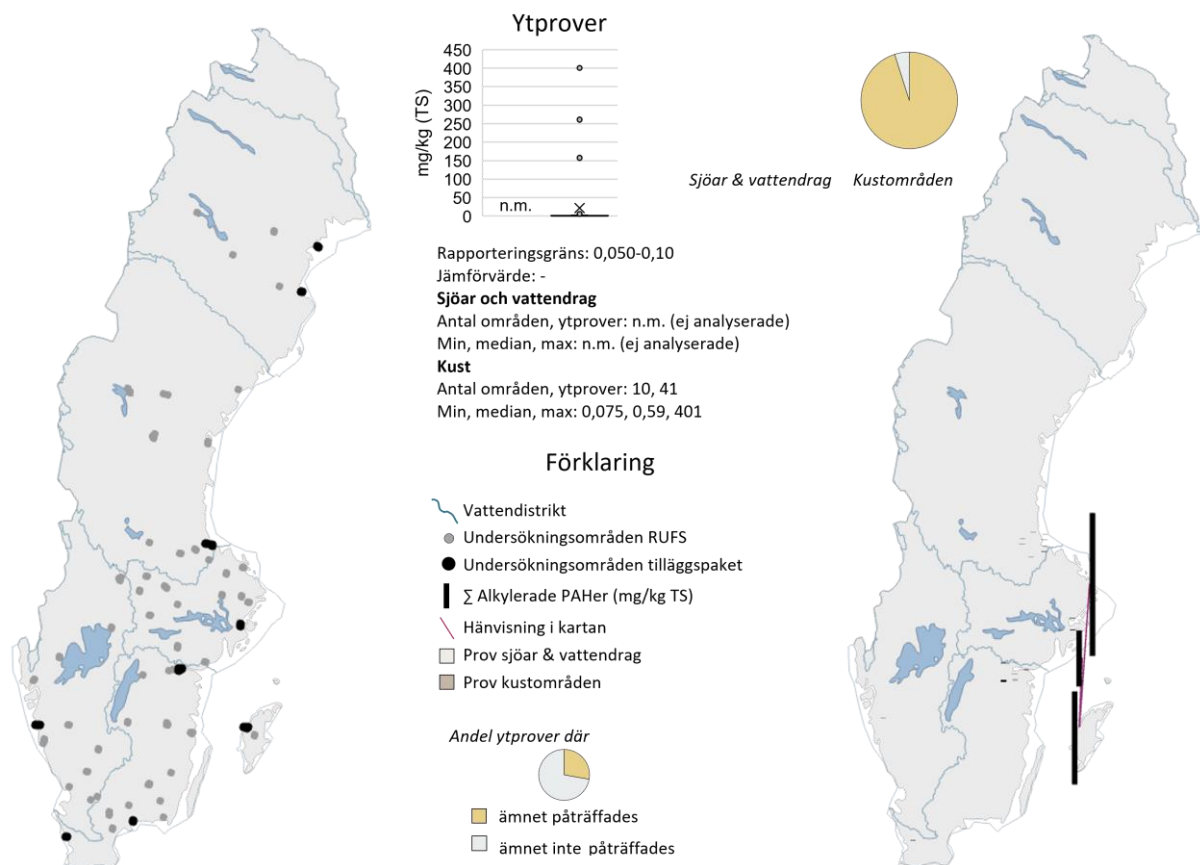
Precis som andra PAH:er ansamlas alkylerade PAH:er i miljön. De binder till organiskt material, vilket leder till att de i vattenmiljön ackumuleras i sedimenten varvid bottenlevande djur kan exponeras över lång tid. Ämnena är toxiska, mutagena, cancerogena och hormonstörande, och alkylgruppen/grupperna gör alkylerade PAH:er mer biologiskt aktiva än icke alkylerade PAH:er varvid de kan orsaka större negativ påverkan på miljön och människors hälsa (Andersson & Achten 2015).

**Tabell 13.** Förekomst av alkylerade PAH:er i sedimentprover (ytprover) från de 10 kustområden som analys utfördes av dessa ämnen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	-	-	-	-
<b>Kustområden</b>		naftalen (C3-alkyl), dibensotiofen, dibensotiofen (C2-alkyl), dibensotiofen (C3-alkyl)	naftalen (C1-alkyl), naftalen (C2-alkyl), fenantren/antracen (C1-alkyl), fenantren/antracen (C2-alkyl), fenantren/antracen (C3-alkyl), dibensotiofen (C1-alkyl)	

Alkylerade PAH:er analyserades som ämnesgrupp enbart i sediment från 10 kustområden med möjligt stor belastning från hantering av olja och omfattande fartygstrafik. De högsta halterna uppmättes i prover från Visby hamn (Gotland), där halterna var betydligt högre än i prover från andra undersökningsområden (Figur 29)

Alkylerade PAH:er uppmättes i låg till högre grad över rapporteringsgränserna (0,050–0,10 mg/kg TS) i ytsediment från kustområden (Tabell 13), med en detektionsfrekvens mellan 4 och 48 %. Alkylerade PAH:er hade som ämnesgrupp relativt låg detektionsfrekvens på 36 %, trots detta



**Figur 29.** Summahalter av alkylerade PAH:er i sediment (dibensotiofen C1-C3, fenantren/antracen C1-C3 och naftalen C1-C3). Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av alkylerade PAH:er (mg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover från kustområden och pajdiagrammet visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte i kustproverna. Dessa alkylerade PAH:er analyserades inte i inlandsvatten (n.m.). Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.



uppmättes något av ämnena i samtliga undersökningsområden som de analyserades i. Vissa alkylerade PAH:er ingår även i gruppen aromater C10-16 och C16-35, och i analyserna av alifater och aromater ingick två alkylerade PAH:er. Det var dock inte samma som ingick i tilläggsanalysen av marina sediment, utan metyl-krysener/bens(a)antracener och metyl-pyrener/fluorantener. Dessa påträffades endast vid ett fåtal områden (sju limniska och fyra marina) där de högsta halterna uppmättes i limniska undersökningsområden; högsta halten av metyl-pyrener/fluorantener uppgick till 764 mg/kg TS i ett djupprov från Vedevågsjön (Västra Götaland) medan högsta halten i de marina områdena var 54 mg/kg TS i ett djupprov från Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland). Övriga områden där dessa alkylerade PAH:er detekterades var i limnisk miljö: Lill-Gösken (Gävleborg), Kolbäcksån vid Fagersta (Västmanland), Björken (Örebro), Liälven (Dalarna), Lisjön (Dalarna) och Nedre Upperudshöljen (Västra Götaland), och i marin miljö: Svartviksfjärden (Västernorrland), Göteborg (Västra Götaland) och Inre fjärden och Avan (Gävleborg), i både ytliga och djupare sedimentprover Vedevågsjön är recipient till verkstadsindustri och Lill-Gösken och Kolbäcksån vid Fagersta till stålindustrier och ytbehandlingsverksamhet. Inom dessa branscher förekommer omfattande hantering och användning av olika typer av oljor. Övriga områden ligger nedströms massa- och pappersbruk men även komplexa påverkanskällor såsom tätorter som också kan medföra spridning av oljeföroreningar. Som tidigare nämnts förknippas förorening av alkylerade PAH:er med oljeföroreningar från petroleumprodukter och vid de undersökningsområden där de uppmättes förekom också förhöjda halter av alifater och aromater, PAH, PCB och oljeindex, som också kan kopplas till oljeförorening. Halterna av alkylerade PAH:er var dock betydligt högre än halterna av PAH<sub>16</sub>.

Under senare år har behovet av att övervaka och analysera alkylerade PAH:er i miljön lyfts (ex. Andersson & Achten 2015). Det faktum att flera av ämnena påträffades både i marina och limniska miljöer med möjliga källor till oljeförorening indikerar att dessa ämnen kan vara relevanta att inkludera vid undersökning av sediment i sådana områden och att kunskapen om förekomst och belastning av dessa ämnen behöver stärkas. Att ämnesgruppen dessutom bedöms vara mer toxisk än flera av de 16 PAH:er som vanligen analyseras, samt att de utgör den största andelen av PAH:er vid oljeförorening i vattenmiljön (Kang et al. 2016), är också en grund till att de bör inkluderas i miljöanalyser från områden där det finns möjlig påverkan från oljeförorening eller stor hantering och användning av petroleumprodukter.

#### 2.1.2.2 Alkyfenoler

Alkyfenoler är kolväten som består av en eller flera alkylkedjor med en fenolgrupp (bensenring med en OH-grupp). Alkyfenoler är så kallade tensider som har en fettlöslig del (alkylgruppen/grupperna) och en vattenlöslig del (fenolen) av molekylerna. Alkyfenoler används vid framställning av alkyfenoletoxilater, som används bland annat som tensider och stabilisatorer i många olika produkter (rengörings-, emulgerings- och avfettningsmedel, färger, lim och fogmassor). Alkyfenoler kopplas till branscher som har utsläpp till vatten från processer där alkyfenoler och -etoxilater används, exempelvis stål och textilindustrier, men även till avloppsreningsverk och avfallshantering som hanterar avloppsvatten och avfall som kan innehålla alkyfenoler och alkyfenoletoxilater.

Alkyfenoletoxilater bryts ner till alkyfenoler, som är svårnedbrytbara i vattenmiljön, ansamlas i sediment och bioackumuleras i organismer. Alkyfenoler är mycket giftiga för vattenlevande organismer och reproduktionsstörande, de kan bland annat leda till feminisering av hanfiskar.

**Tabell 13.** Förekomst av alkylfenoler i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	4-tert-oktylfenol, 4-tert-oktylfenoldietoxilat, 4-tert-oktylfenolmonoetoxilat, 4-tert-oktylfenoltrietoxilat, nonylfenoldietoxilat**, nonylfenolmonoetoxylat**, nonylfenoltrietoxylat**		4-nonylfenoler*	
<b>Kustområden</b>		4-tert-oktylfenol, 4-tert-pentylfenol	4-tert-butylfenol	

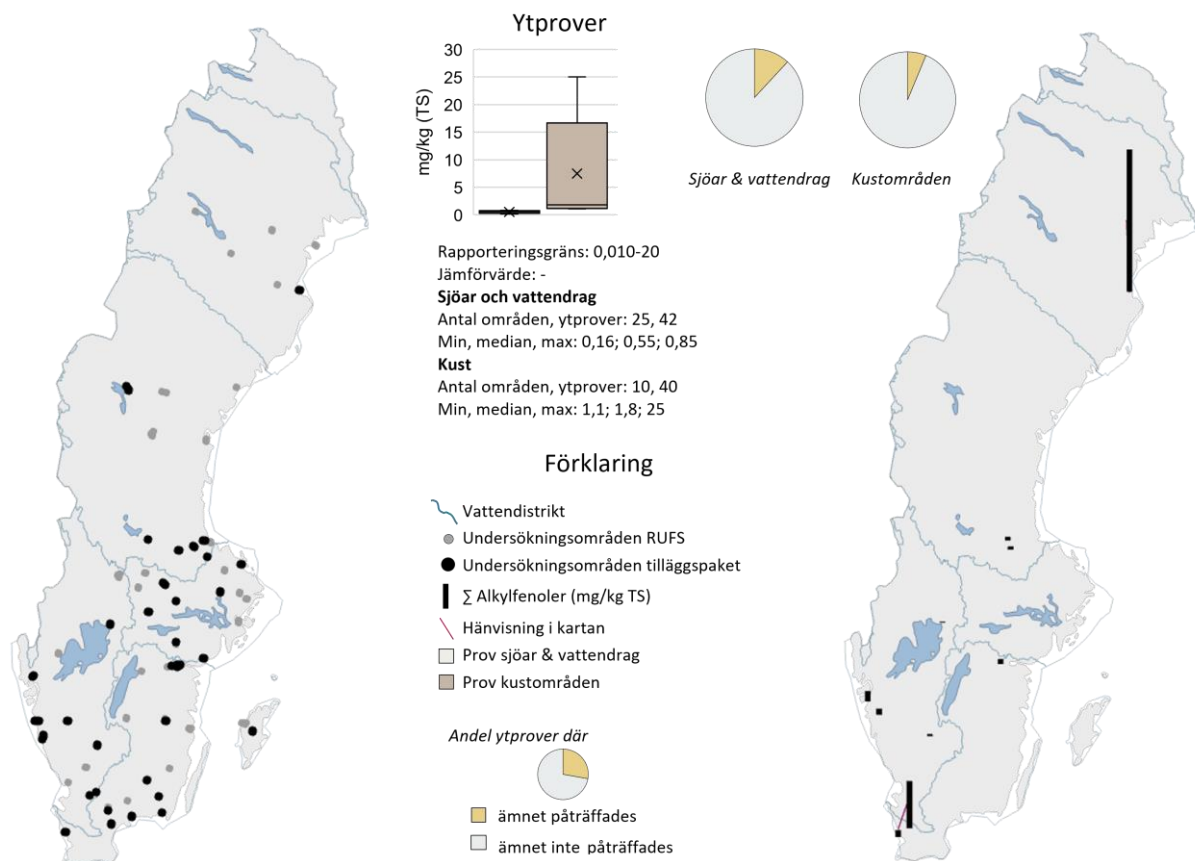
\* Teknisk blandning

\*\* Blandning av isomerer

Alkylfenoler analyserades i sediment från 25 inlandsvatten och 10 kustområden med möjlig belastning från avloppsreningsverk, avfallshantering och deponier, stålindustrier, textilindustrier, verkstadsindustrier och ytbehandlingsverksamheter (Tabell 3).

De flesta alkylfenoler som ingick i undersökningen påträffades inte alls eller enbart i låg utsträckning (Tabell 13).

Det fanns skillnader mellan undersökningen i sjöar och vattendrag respektive kust avseende vilka

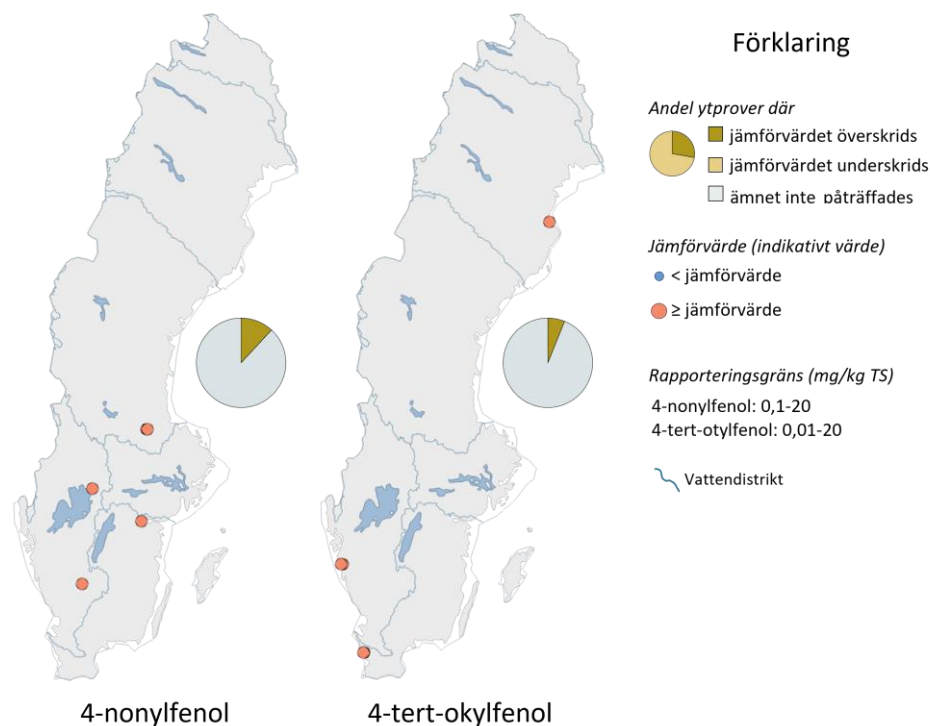


**Figur 30.** Summahalter av alkylfenoler i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av alkylfenoler (mg/kg torrs substans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover från inlandsvatten- resp. kustområden och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte.

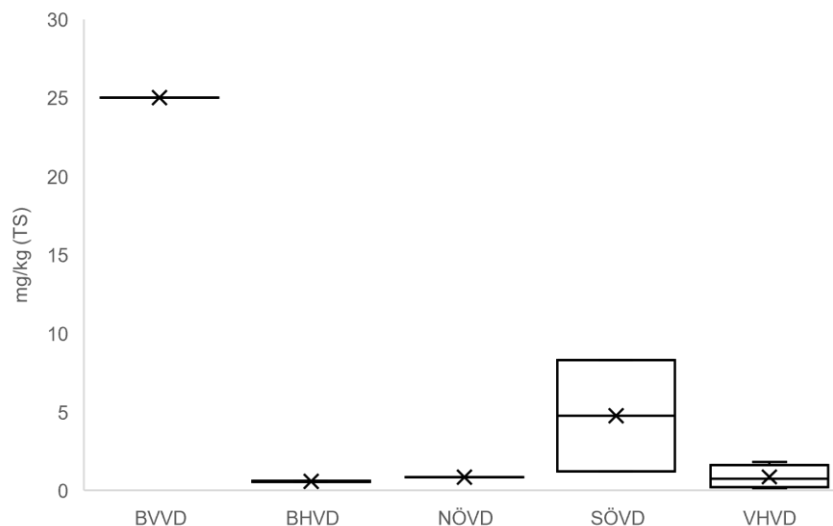
alkylfenoler som analyserades. I kust analyserades inte etoxilaterna (mono-, di- och tri-) av 4-nonylfenol eller 4-tert-oktylfenol, och i sjöar och vattendrag analyserades inte 4-tert-butylfenol eller 4-tertpentylfenol. Detta påverkar summeringen av alkylfenoler för respektive undersökning, men för att det ska gå att jämföra data från de båda undersökningarna inkluderas endast 4-nonylfenol och 4-tert-oktylfenol i summeringen av alkylfenoler (Figur 30).

Detektionsfrekvensen för dessa två ämnen var låg. I sjöar och vattendrag detekterades 4-nonylfenol enbart i fyra undersökningsområden (Lill-Gösken (Gävleborg), Glan (Östergötland), Varnumsviken i Vänern (Värmland) och Hären (Jönköping)). Detektionsfrekvensen för 4-nonylfenol var 12 % (rapporteringsgräns 0,1–2,0 mg/kg TS). Lill-Gösken, Glan och Hären är alla tre recipienter till stålindustrier, och vid Varnumsviken ligger verkstadsindustri och avfallshantering. I kust detekterades 4-tert-oktylfenol enbart i tre undersökningsområden, Ursviksfjärden (Västerbotten), Landskrona (Skåne) och Göteborg (Västra Götaland). Detektionsfrekvensen för 4-tert-oktylfenol var 4 % (rapporteringsgräns 1–20 mg/kg TS). De högsta halterna av alkylfenoler uppmättes i Ursviksfjärden och Landskrona. Båda dessa undersökningsområden har komplex påverkansblid med avloppsreningsverk. Vid och uppströms Ursviksfjärden ligger massa- och pappersbruk och stålverk, och vid och uppströms Landskrona ligger avfallshantering och deponi, verkstadsindustrier och ytbehandlingsverksamheter. Både medelhalten och maxhalten av alkylfenoler var högre i ytsediment i kusten än i inlandet, men skillnaden var inte signifikant.

Alkylfenoler saknar gränsvärden för statusklassning för sediment, men 4-nonylfenol och 4-tert-oktylfenol har indikativa värden (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Samtliga uppmätta halter av 4-nonylfenol och 4-tert-oktylfenol överskrider respektive indikativt värde.



**Figur 31.** Jämförelse av uppmätta halter av alkylfenoler som har indikativa värden för sediment (4-nonylfenol och 4-tert-oktylfenol). Kartorna visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsbstans, normaliserade för 10 % TOC) i ytsediment med indikativa värden, se bilaga D för resp. indikativt värde). Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffades i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades, för resp. alkylfenol.



**Figur 32.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av alkylfenoler i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

Rapporteringsgränsen för 4-nonylfenol (0,1–20 mg/kg TS) och 4-tert-oktylfenol (0,01–20 mg/kg TS) var dock ofta högre än det indikativa värdet (0,138, resp. 0,0034 [kust] mg/kg, TS 10 % TOC). (Figur 31)

Utöver 4-tert-oktylfenol uppmättes i kustprover även 4-tert-pentylfenol i sju undersökningsmråden (Ursviksfjärden, Inre fjärden & Avan, Östhammarsfjärden, Stadsfjärden & Mellanfjärden, Pukaviksbukten, Landskrona och Göteborg) och 4-tert-butylfenol i två undersökningsområden (Loddbyviken & Pampusfjärden och Pukaviksbukten). Halterna av 4-tert-pentylfenol i ytsediment från Landskrona är betydligt högre än i övriga undersökningsområden.

Det fanns inga skillnader mellan medelvärdena för summahalter av alkylfenoler i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 32).

Alkylfenoler påträffades generellt i låg utsträckning i undersökningen, men rapporteringsgränserna var i vissa prover mycket höga vilket gör att det inte går att dra slutsatser kring förekomst och belastning av alkylfenoler i akvatisk miljö utifrån denna undersökning. Eftersom ämnesgruppen ändå påträffades i höga halter i vissa lokaler, och att både 4-nonylfenol och 4-tert-oktylfenol påträffades i halter över deras indikativa värde är det ändå relevant att analysera dessa ämnen i sedimentundersökningar i vattenmiljöer där en misstänkt spridning av alkylfenoler har skett.

### 2.1.2.3 Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel är ett samlingsnamn för brominnehållande kolväten med varierande molekylstruktur. Det finns ett 70-tal bromerade flamskyddsmedel, indelade i olika grupper; polybromerade bifenyler (PBB), polybromerade difenyletrar (PBDE), hexabromcyklododekan (HBCDD) och tetrabrombisfenol A (TBBPA). PBB och PBDE finns i olika så kallade kongener (varianter), d.v.s. olika antal brommolekyler på olika positioner kring de aromatiska kolringarna.

Brom är precis som fluor och klor en halogen, och bindningen mellan kol och brom är precis som bindningen mellan kol och fluor mycket stark vilket gör dessa molekyler stabila.

**Tabell 15.** Förekomst av bromerade flamskyddsmedel i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen. Analyserna av polybromerade difenyletrar (PBDE) inkluderade både enskilda kongener (ämnen) och homologgrupper (ämnen med samma antal brom i molekylen). Homologgrupperna hade högre rapporteringsgränser än vad kongenerna hade vilket resulterar i att en kongen kan ha högre detektionsfrekvens än vad kongengruppen den tillhör har. Homologgrupperna är kursiverade i tabellen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	dekabrombifenyl (DeBB), <i>heptaBDE</i> , <i>hexaBDE</i> , <i>nonaBDE</i>	BDE-28, hexabromcyklododekan (HBCDD), <i>oktaBDE</i>	tetrabrombisfenol-A (TBBP-A), BDE-153, BDE-154, BDE-100, BDE-99, BDE-47, BDE-209, <i>pentaBDE</i> , <i>tetraBDE</i>	
<b>Kustområden</b>	BDE-28, dekabrombifenyl (DeBB), <i>tetraBDE</i> ,	BDE-100, BDE-154, BDE-153, hexabromcyklododekan (HBCDD), tetra-brombisfenol-A (TBBP-A), BDE-99, <i>pentaBDE</i> , <i>hexaBDE</i> , <i>heptaBDE</i> , <i>oktaBDE</i>	BDE-47, BDE-209	

De flesta bromerade flamskyddsmedel är numera reglerade, men har framställts för att hämma brand i bland annat hemelektronik, möbeltextilier och isoleringsmaterial. Bromerade flamskyddsmedel sprids till miljön via punktkällor, till exempel processindustrier, deponier och avloppsreningsverk, men också via diffusa källor som möbler, textilier och isoleringsmaterial i byggnader, med mera. Denna ämnesgrupp påträffas i miljöer långt från lokala punktkällor, bland annat vid nord- och sydpolen, vilket tyder på långväga spridning av ämnet i miljön via atmosfärisk deposition. Inom vattenförvaltningen finns det undantag för att uppnå god kemisk status för PBDE (pentabromerade difenyletrar) i fisk i hela Sverige på grund av att gränsvärdet för biota överskrids i alla svenska vatten. Detta beror på den atmosfäriska spridningen, men det finns dock lokala påverkanskällor som leder till ytterligare belastning av denna ämnesgrupp i miljön.

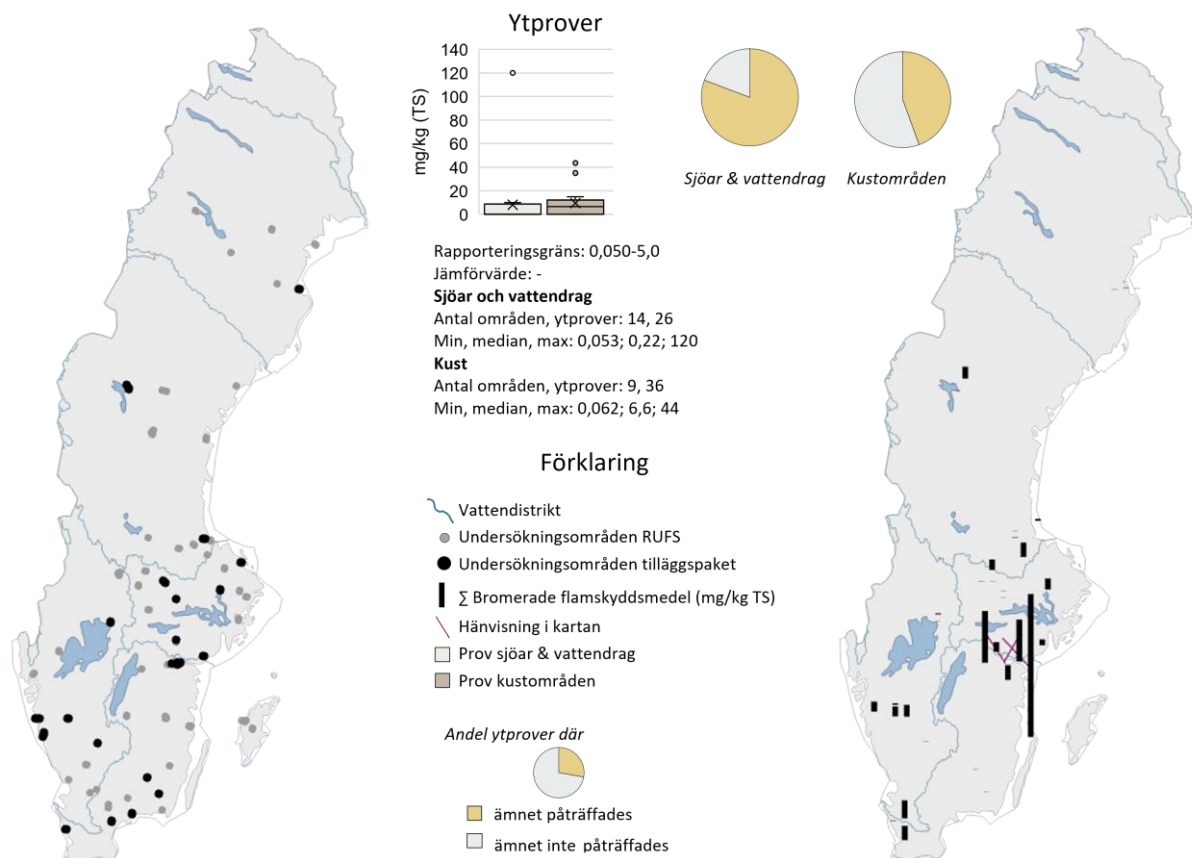
Bromerade flamskyddsmedel är fettlösliga och ansamlas därför i sediment och biota i vattenmiljöer, och de flesta är giftiga för vattenlevande organismer. De är även biomagnifierande, och ökar i koncentration högre upp i näringsväven.

Bromerade flamskyddsmedel analyserades i sediment från 14 inlandsvatten och 9 kustområden med möjlig belastning från avfallshantering och deponier, avloppsreningsverk och textilindustrier (Tabell 3).

De flesta bromerade flamskyddsmedel påträffades i låg eller måttlig utsträckning. Dekabrombifenylen påträffades inte alls i undersökningen, och inte heller BDE-28 i marina prover (Tabell 15). Detektionsfrekvensen för ämnesgruppen var högre i limniska prover jämfört med marina prover (Figur 33).

Summahalten av bromerade flamskyddsmedel var högst i Näsnaren (Södermanland) och Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland). Av de branscher som kopplats till belastning av bromerade flamskyddsmedel ligger det vid Näsnaren en avfallshanteringsanläggning. Loddbyviken och Pampusfjärden har en komplex påverkansbild med samtliga möjliga branscher för belastning av denna ämnesgrupp. (Figur 33)

Fyra av de polybromerade difenyletrarna (PBDE) har tillståndsklasser för organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017). I Stora Aspen (Västmanland), Viaredssjön (Västra Götaland), Storsjön (Jämtland), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) och Landskrona (Skåne) var halterna i ytsediment av en eller flera av BDE-47, BDE-99, BDE-100 eller BDE-209 mycket höga (klass 5). Förutom Viaredssjön är dessa undersökningsområden recipienter till



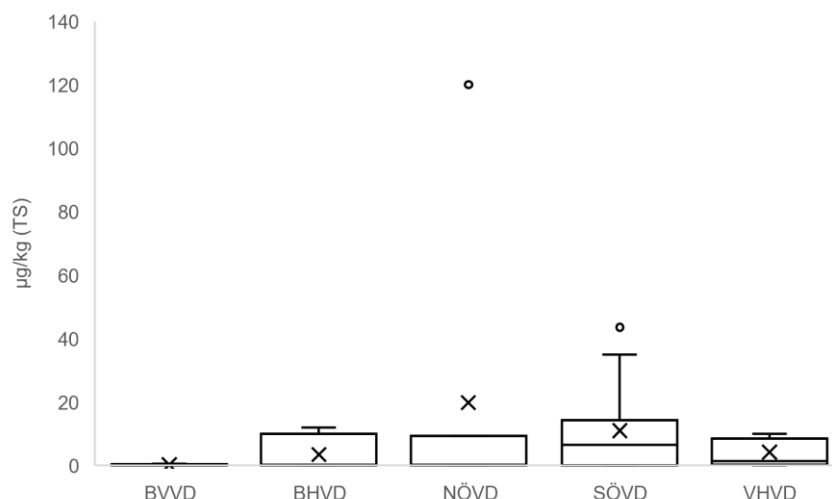
**Figur 33.** Summahalter av bromerade flamskyddsmedel i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av bromerade flamskyddsmedel (mg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i inlands- resp. kustmiljö och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

avloppsreningsverk. Viaredssjön och Loddbyviken och Pampusfjärden har båda textilindustrier vid eller uppströms undersökningsområdet.

Hexabromcyklododekan (HBCDD) har ett indikativt värde för sediment (Havs- och vattenmyndigheten 2018). HBCDD uppmättes bara i Näsnaren och Loddbyviken och Pampusfjärden. Halten var som högst i Näsnaren (120 µg/kg TS; 78 µg/kg TS vid 5 % TOC-normalisering), men samtliga halter var under det indikativa värdet (860 [limnisk], resp. 170 [marin] µg/kg TS, 5 % TOC).

Trots den atmosfäriska depositionen av bromerade flamskyddsmedel finns det lokal belastning från olika källor, och vissa av ämnena inom gruppen påträffades i måttlig utsträckning. Vid sedimentundersökningar med möjlig belastning av dessa ämnen bör ämnesgruppen inkluderas i analyserna.

Det fanns inga skillnader mellan medelvärdena för summahalter bromerade flamskyddsmedel i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 34).



**Figur 34.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av bromerade flamskyddsmedel i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

#### 2.1.2.4 Sexvärt krom ( $Cr^{6+}$ )

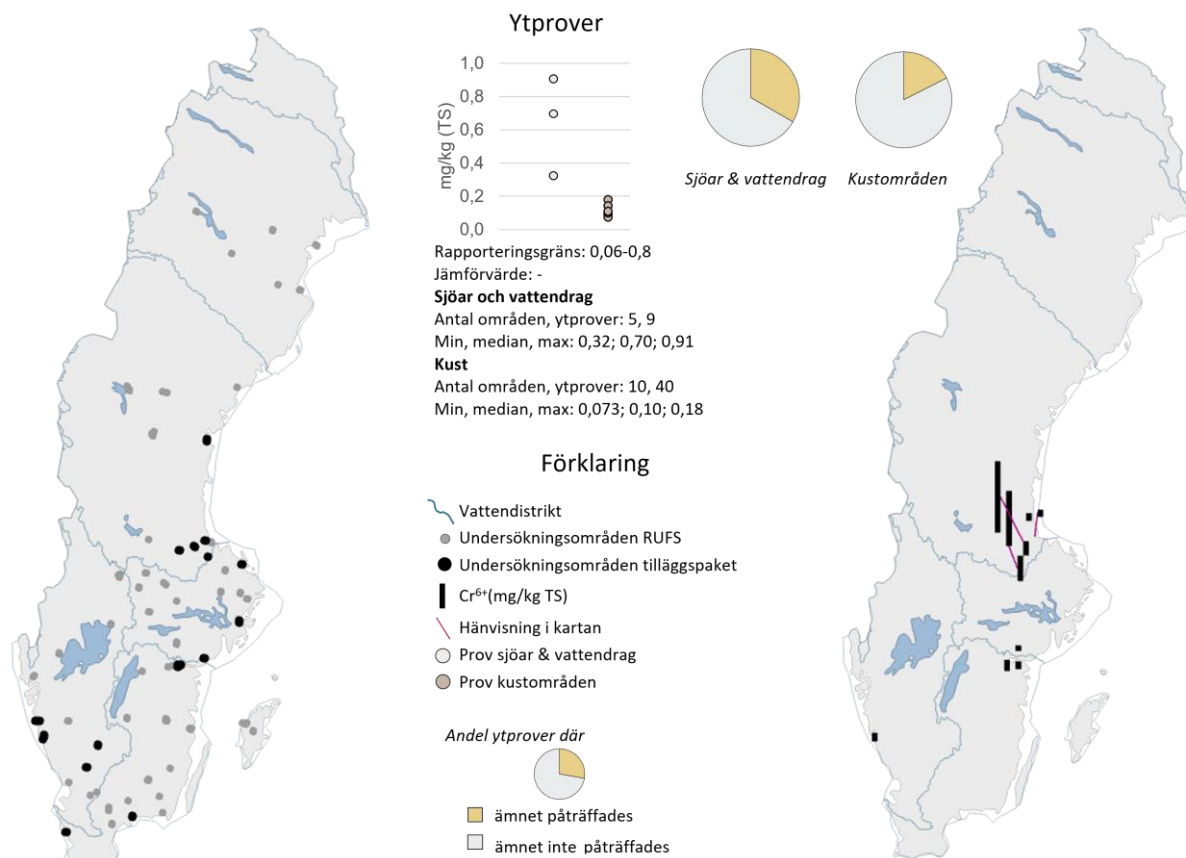
Krom är ett grundämne, som kan förekomma i två olika oxidationstillstånd i naturen, trevärt krom ( $Cr^{3+}$ ) och sexvärt krom ( $Cr^{6+}$ ). Sexvärt krom är vanligast i syresatta miljöer och vid högt pH. Spridning av sexvärt krom sker, förutom från naturlig oxidering av krom i miljön, från processer där krom används för att ytbehandla produkter för att de ska bli mer korrosionsbeständiga eller för dekorativ förkromning av föremål. Krom kan också spridas från garvning av läder, och vid träimpregnering och färgning av textilier.

Sexvärt krom är giftigare än trevärt krom på grund av att det har en högre förmåga att ta sig in i celler och även en högre redoxpotential vilket gör det mer potentiellt. Sexvärt krom är mycket giftigt för vattenlevande organismer, och kan ge upphov till cancer, mutationer eller reproduktionsstörningar.

Sexvärt krom analyserades i sediment från fem inlandsvatten och tio kustområden med möjlig belastning från garverier och ytbehandlingsverksamheter (Tabell 3).

Sexvärt krom detekterades i Lill-Gösken (Gävleborg), Storsjön (Gävleborg), Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) och Kungsbackafjorden (Halland) (Figur 35). Högst halter uppmättes i Storsjön, och halterna var betydligt lägre i kustområdena. Vid eller uppströms de undersökningsområden där sexvärt krom uppmättes finns ytbehandlingsverksamheter i påverkansbildens. Storsjön har inte ytbehandling som möjlig påverkanskälla, men inom stålindustrin vid sjön sker ytbehandling. Alla tre kustområden är recipienter till textilindustrier. Vid eller uppströms Inre fjärden och Avan och Loddbyviken och Pampusfjärden finns det massa- och pappersbruk och sågverk. Dessa två branscher har inte kopplats till belastning av sexvärt krom inom undersökningen, men kan vara möjliga källor. Även avloppsreningsverk förekommer vid samtliga undersökningsområden med uppmätta halter av sexvärt krom.

Eftersom sexvärt krom uppmättes i så få prov finns det inte dataunderlag för att jämföra uppmätta halter mellan yt- och djupprover eller halter i ytprover mellan vattendistrikten.



**Figur 35.** Halter av sexvärt krom (Cr<sup>6+</sup>) i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta halter av Cr<sup>6+</sup> (mg/kg torrsubstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Diagrammen visar uppmätta halter i inlands- resp. kustprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte.

Detektionsfrekvensen för sexvärt krom var 33 % i limniska prover (rapporteringsgräns 0,06–0,4 mg/kg TS) och 9 % i marina prover (rapporteringsgräns 0,06–0,8 mg/kg TS) (Figur 35). Vid möjlig belastning av krom och sexvärt krom bör ämnet läggas till i analyserna eftersom det är mycket giftigt för vattenlevande organismer.

### 2.1.2.5 Cyanid

Cyanider är oorganiska eller organiska föreningar som har en cyanogrupp ( $-C\equiv N$ ). Kol och kväveföreningen förekommer vanligast i kombination med väte, natrium och kalium. Benämningen "fri cyanid" är summan av vätecyanid (HCN) och cyanidjonen CN<sup>-</sup>, medan benämningen "total cyanid" även inkluderar cyanider från nedbrytning av metallcyanider och organiska cyanidföreningar.

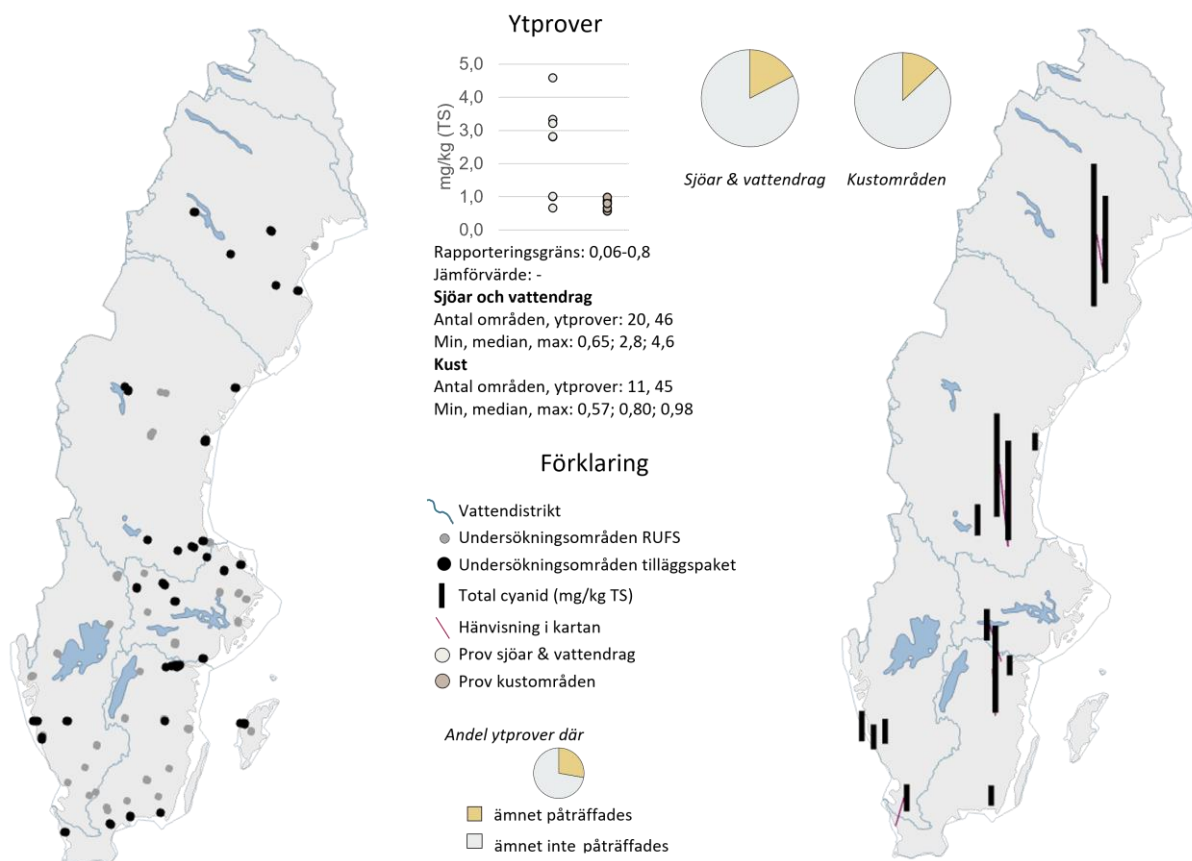
Cyanid (till exempel KCN) är en vanlig industrikemikalie som används bland annat inom ytbehandling, stålindustrin (metallurgi), och vissa anrikningsprocesser inom gruvindustrin. Cyanider används även inom produktion av organiska kemikalier, fotografisk utrustning, och plast och är en biprodukt vid gas- och kolproduktion. Vätecyanid kan ingå i bekämpningsmedel mot insekter, leddjur och mindre ryggradsdjur.



Cyanider är mycket giftiga för vattenlevande organismer, där toxiciteten varierar beroende på föreningen som cyanogruppen är bunden till, och om det är den fria cyanidjonen som förekommer.

Total cyanid analyserades i sediment från 20 inlandsvatten och elva kustområden med möjlig belastning från gasverk, gruvor, stålindustrier, textilindustrier och ytbehandlingsverksamheter (Tabell 3).

Total cyanid kunde uppmätas i sex inlandsvatten (Sågån (Dalarna), Lill-Gösken (Gävleborg), Glan (Östergötland), Krön (Kalmar) Lyckebyån vid Karlskrona (Blekinge) och Bruträsket (Västerbotten)) och fyra kustområden (Svartviksfjärden (Västernorrland), Loddbyviken & Pampusfjärden (Östergötland), Landskrona (Skåne) och Kungsbackafjorden (Halland)). Rapporteringsgränserna var för vissa prov relativt hög (upp till 800 µg/kg TS). Eftersom detektionsfrekvensen (17 % [sjöar och vattendrag], resp. 7 % [kust]; rapporteringsgränser 0,06–0,8 mg/kg TS) var så pass låg saknas dataunderlag för att statistiskt jämföra de uppmätta halterna inom undersökningen med varandra. Av de undersökningsområden där totalcyanid detekterades hade sedimentprover från Bruträsket, Lill-Gösken och Krön de högsta halterna. Lill-Gösken och Krön är recipienter till stålindustrier och Bruträsket är en gruvrecipient. (Figur 36)



**Figur 36.** Halter av cyanid (total cyanid) i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta halter av total cyanid (mg/kg torrsubstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Diagrammen visar uppmätta halter i inlands- resp. kustprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under diagrammet representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

Utifrån detektionsfrekvensen går det inte att bedöma om cyanid ska inkluderas vid undersökningar av förorenade sediment, men eftersom cyanid är mycket giftigt för vattenlevande organismer bör det övervägas att inkludera cyanid/total cyanid i analyser av sediment där belastning av cyanid kan förekomma.

Jämförelsevärden och tillståndsklasser saknas för cyanid.

#### 2.1.2.6 Dioxiner och dioxinlika föreningar

Ämnesgruppen dioxiner och dioxinlika föreningar inkluderar dioxiner (polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner, PCDD), furaner (polyklorerade dibensofuraner, PCDF) och PCB:er med dioxinliknande egenskaper (dioxinlika PCB:er). Dioxiner och furaner är klorerade organiska föreningar som bildas oavsiktligt vid olika typer av processer medan dioxinlika PCB:er, precis som icke-dioxinlika PCB:er, främst är framställda för användning i olika typer av produkter (fogmassor, transformatorolja, färger, mm.). De är ämnen som är mycket svårnedbrytbara, de ansamlas i miljön och organismer och är mycket giftiga. Exponering av dioxiner och furaner kan leda till negativa effekter på både reproduktions-, immun- och nervsystemen. Dioxiner och furaner är även cancerogena.

*Dioxiner och furaner* benämns ofta bara som dioxiner. Det finns 210 kongener, det vill säga ämnen med samma molekylära grundstruktur, med 1 till 8 kloratomer bundna till molekylerna. Det finns 75 möjliga dioxinkongener och 135 möjliga furankongener. Beroende på kloreringsgraden, det vill säga hur många klor som finns i molekylerna, delas kongenerna in i olika homologgrupper. Homologgrupperna anges oftast för dioxiner med fyra till åtta klor; tetra-, penta-, hexa-, hepta- eller okta-CDD/CDF.

Dioxiner och furaner har aldrig framställts avsiktligt, utan bildas vid olika typer av mänsklig aktivitet som bland annat avfallsförbränning, oljeraffinering, ofullständig förbränning, högtemperatur-processer inom exempelvis metallindustrin och vid förbränning av fossila bränslen. Tidigare var klorgasblekningen av papper inom massaindustrin och användningen av pentaklorfenol inom träindustrin stora källor till spridningen av dioxiner och furaner. De bildas oavsiktligt vid klorgasblekning och även vid framställning av olika klorerade preparat vilket gör att preparaten är kontaminerade av dem. Pentaklorfenolpreparat användes inom träindustrin både som träskyddsmedel vid dopning av virke vid sågverk och som slembekämpningsmedel vid massaframställning. Spridningen av dioxiner och furaner från dessa verksamheter var omfattande vilket har lett till förorenade områden på land och förorenade sediment och fiberbankar vilka nu utgör sekundära källor för fortsatt spridning till miljön. Välkända miljöskandaler med dioxiner rör användningen av Agent Orange under Vietnamkriget och produktionen av Hormoslyr i Teckomatorp, båda produkter för växtbekämpning innehållande ämnet 2,4-D (2,4-Diklorfenoxiättiksyra) men också dioxiner som restprodukter från tillverkningsprocessen, vilket ledde till allvarliga konsekvenser för människors hälsa och miljön. I staden Seveso i Italien inträffade 1976 en allvarlig olycka i en kemikaliefabrik vilket ledde till en omfattande bildning och spridning av dioxiner. Olyckan ligger till grund för det så kallade Sevesodirektivet som syftar till att förebygga allvarliga olyckor inom den kemikalierelaterade industrin i EU.

Beroende på vilka påverkanskällor som sprider dioxiner och furaner till vattenmiljön blir sammansättningen av kongenerna olika. Genom att analysera dioxiner och furaner i sediment eller fisk kan man utifrån kongenmönstret eller fördelningen mellan homologgrupper spåra den

huvudsakliga påverkanskällan. Ibland är detta svårt eftersom påverkansbildningen kan vara komplex, och dioxiner kan spridas från många olika typer av verksamheter.

Dioxiner och furaner binder effektivt till organiskt material i vattenfasen och sedimenterar till botten och ansamlas i sediment, vilket leder till exponering av bottenlevande organismer. Dioxiner och furaner ansamlas i fettvävnad och biomagnifieras i den akvatiska näringsväven från de bottenlevande djuren till toppredatorerna. Eftersom dessa ämnen är mycket svårnedbrytbara blir exponeringen långvarig i vattenmiljön.

Dioxiner är bland de giftigaste ämnen som spridits av människan. Dock är olika dioxiner och furaner olika giftiga för organismer. Dioxiner som har kloratomer i en specifik placering i molekylen (så kallad 2, 3, 7, 8-positionering) är de som kan ge allvarligast effekter, där 2,3,7,8-TCDD är den mest giftiga av alla. Det finns toxiska ekvivalensfaktorer (TEF) för 7 dioxiner, 10 furaner och 12 dioxinlika PCB:er för att jämföra deras giftighet med 2,3,7,8-TCDD (van den Berg et al. 2006). När dioxiner och dioxinlika PCB:er har analyserats i en matris, exempelvis sediment, summeras TEF:arna för de kongener som uppmätts till en toxicitetsekvivalent (TEQ). Gränsvärden för dioxiner och dioxinlika PCB:er baseras ofta på TEQ-halter/värden. Dock ska inte halterna omräknas till TEQ vid källspårning eller källfördelning eftersom en sådan omräkning förändrar förhållandena mellan kongenerna utifrån deras giftighet.

Inom vattenförvaltningen finns inga gränsvärden för sediment för dioxiner och dioxinlika föreningar med syfte att skydda bottenlevande djur. Trots att bottenlevande djur kan exponeras för dioxiner både via födoupptag av förorenat organiskt material och via omgivande sediment är de mindre känsliga för dioxiner än däggdjur, fiskar och fåglar som i huvudsak exponeras för dioxiner via födointaget. Rygggradslösa djur, till skillnad från ryggradsdjur, saknar avgiftningssystem för dioxiner och dioxinlika föreningar. När däggdjur, fiskar och fåglar exponeras för dioxiner och dioxinlika föreningar binder dessa ämnen till en specifik receptor i cellerna (Ah-receptorn). När Ah-receptorn aktiveras frigörs olika enzymer som orsakar en mängd biologiska reaktioner för att bryta ner dioxinerna vilket även leder till toxiska reaktioner i cellerna. Avsaknaden av detta avgiftningssystem gör att ryggradslösa djur inte påverkas lika mycket av dioxiner som ryggradsdjur. De gränsvärden som finns för dioxiner och dioxinlika föreningar inom vattenförvaltningen är i stället uttryckta för vävnad i fisk och avser risk för negativa effekter på

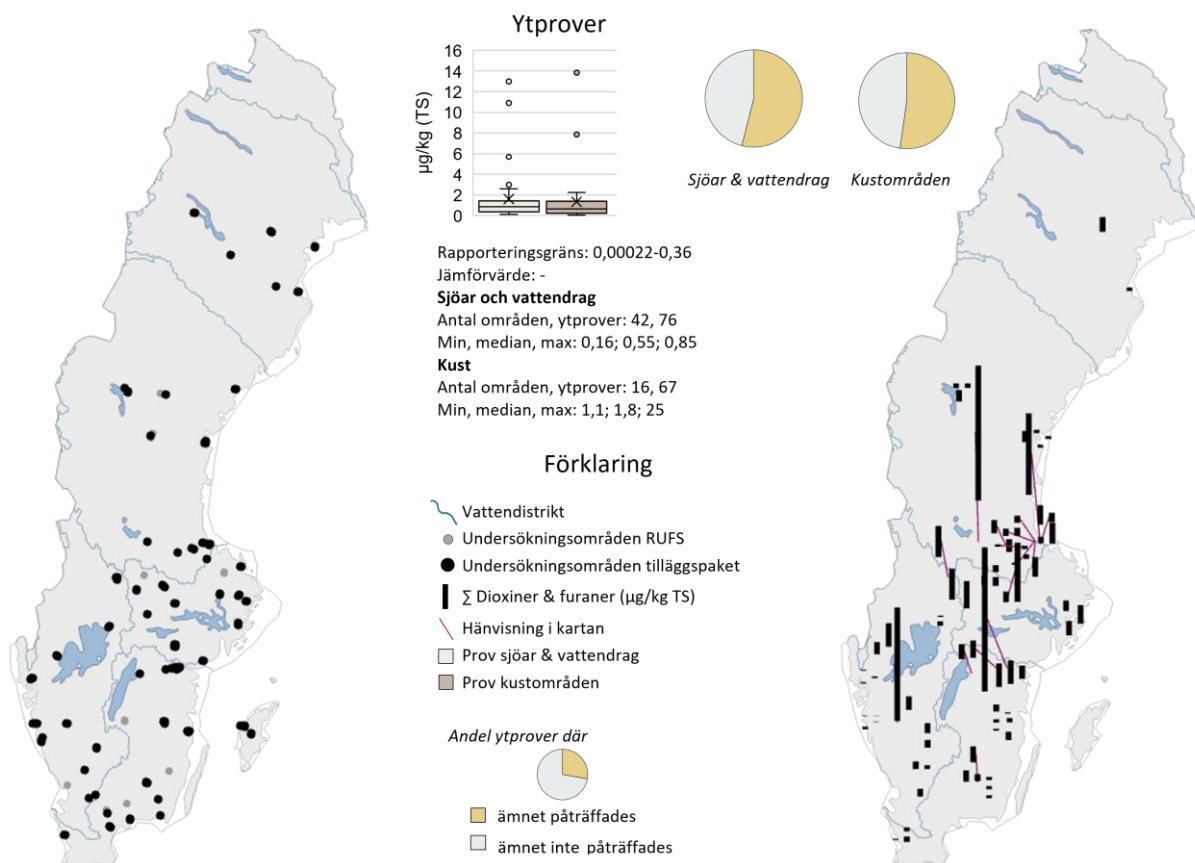
**Tabell 16.** Förekomst av dioxiner (PCDD) och furaner (PCDF) med fyra till åtta kloratomer i molekylen (tetra: T, penta: Pe, hexa: Hx, hepta: Hp, och okta: O) i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	2,3,7,8-TCDD	1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 1,2,3,7,8-PeCDF, 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, OCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, OCDD	
<b>Kustområden</b>		2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, 2,3,4,6,7,8-HxCDF, 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF	1,2,3,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, OCDF, OCDD	

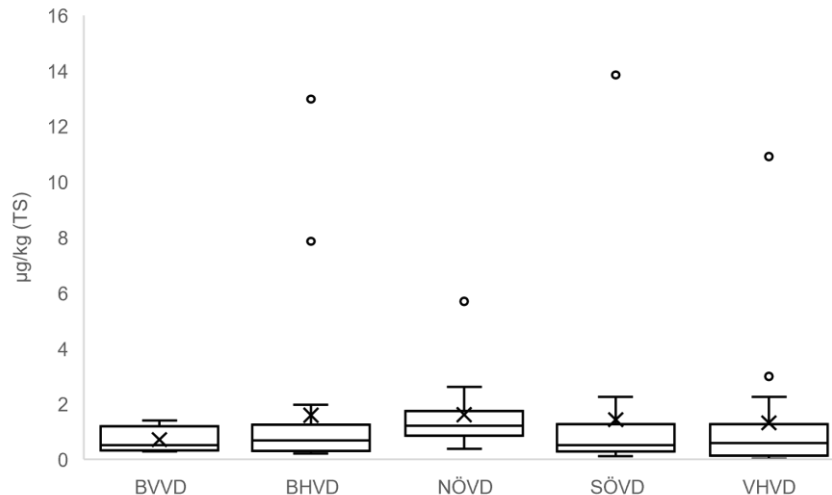
rovdjur högre upp i näringskedjan via födointag av fisken. Att utgå från dessa och beräkna riktvärden, avseende risk via exponering i sediment, ger stora osäkerheter, vilket är en anledning till att det i Sverige inte finns några gränsvärden för dioxiner och dioxinlika föreningar i sediment. I några andra länder har riktvärden för dioxiner och dioxinlika föreningar i sediment tagits fram som kan användas vid olika bedömningar av belastning och risk, exempelvis kanadensiska riktvärden (CCME 2001) och norska tillståndsklasser (Miljødirektoratet 2020).

De dioxiner och furaner som har toxiska ekvivalensfaktorer (7 dioxiner och 10 furaner) är de som oftast analyseras. De var också de kongenerna som analyserades i den här undersökningen, i sediment från 42 inlandsvatten och 16 kustområden med belastning från avfallshantering och deponier, avloppsreningsverk, kemisk industri, kloratindustri, massa- och pappersbruk, stålindustrier, sågverk med dopkning, textilindustrier, träimpregnering, tätort och verkstadsindustrier (Tabell 3).

De olika dioxinerna och furanerna påträffades i låg eller måttlig utsträckning. 2,3,7,8-TCDD påträffades inte alls i prover från sjöar och vattendrag (Tabell 16), men detektionsfrekvensen för ämnesgruppen i stort var något högre i prover från sjöar och vattendrag jämfört med från kusten (Figur 37).



**Figur 37.** Summahalter av dioxiner (PCDD) och furaner (PCDF) i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av dioxiner och furaner (µg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover från inlandsvatten resp. kust, och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.



**Figur 38.** Summahalter ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  torrsubstans, TS) av dioxiner och furaner i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

Dioxiner och furaner detekterades i 24 inlandsvatten och i tio kustområden. De högsta halterna uppmättes i Sågån (Dalarna), Skutskär (Uppsala), Östersjön (Västmanland), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) och Viaredssjön (Västra Götaland) (Figur 37). Sågån och Viaredssjön är recipienter till textilindustrier och vid Skutskär ligger ett massa- och pappersbruk. Östersjön är recipient till stålindustri. Loddbyviken och Pampusfjärden har komplex påverkansbild, men vid undersökningsområdet ligger massa- och pappersbruk och sågverk med dopping. Uppströms undersökningsområdet ligger även en textilindustri som även den kan utgöra en möjlig påverkanskälla.

Medelvärdena för summahalter av dioxiner och furaner i ytprover skiljde sig inte mellan de fem vattendistrikten. (Figur 38)

*Dioxinlika polyklorerade bifenyler (PCB:er)* är tolv av de 209 möjliga PCB-kongenerna som utifrån kloratomernas placering i bifenylen får en plan molekylstruktur, och på så vis blir dioxinlika. Dessa tolv dioxinlika PCB:er har, precis som dioxiner och furaner, toxicitetsekvivalenter baserade på hur giftiga de är i jämförelse med dioxinkongen 2,3,7,8-TCDD (van den Berg et al. 2006).

Se avsnitt 2.1.1.5 om PCB<sub>7</sub> för spridning av PCB:er till miljön och effekterna av dem. Dioxinlika PCB:er sprids från samma källor och ansamlas och påverkar miljön och människors hälsa på samma vis som alla PCB:er, med tillägget att de dioxinlika PCB:erna är betydligt giftigare.

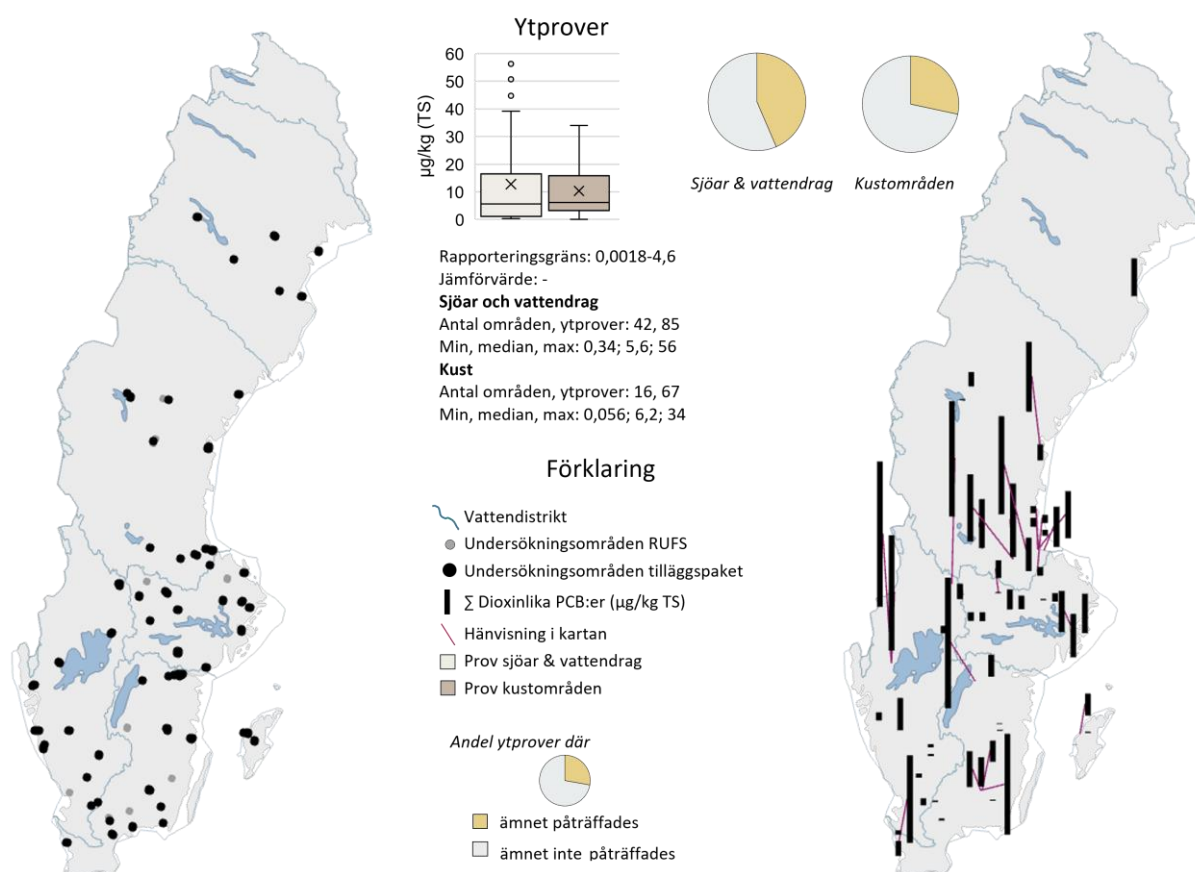
Dioxinlika PCB:er analyserades i sediment från samma undersökningsområden som dioxiner och furaner (42 inlandsvatten och 16 kustområden) med möjlig belastning från avfallshandling och deponier, avloppsreningsverk, kemiska industri, kloratindustri, massa- och pappersbruk, stålindustrier, sågverk med dopping, textilindustrier, träimpregnering, tätort och verkstadsindustrier (Tabell 3).

Förutom PCB 81 som inte detekterades alls i kustområdena, påträffades de olika dioxinlika PCB:erna i låg till måttlig utsträckning (Tabell 17). PCB 118 är en av de sju kongener som ofta förekommer i miljön och som ingår i PCB<sub>7</sub> och påträffades i måttlig utsträckning (35 % [sjöar och vattendrag], resp. 13 % [kust]; Tabell 17). Detektionsfrekvensen för ämnesgruppen var högre i sjöar och vattendrag jämfört med kust (Figur 39).

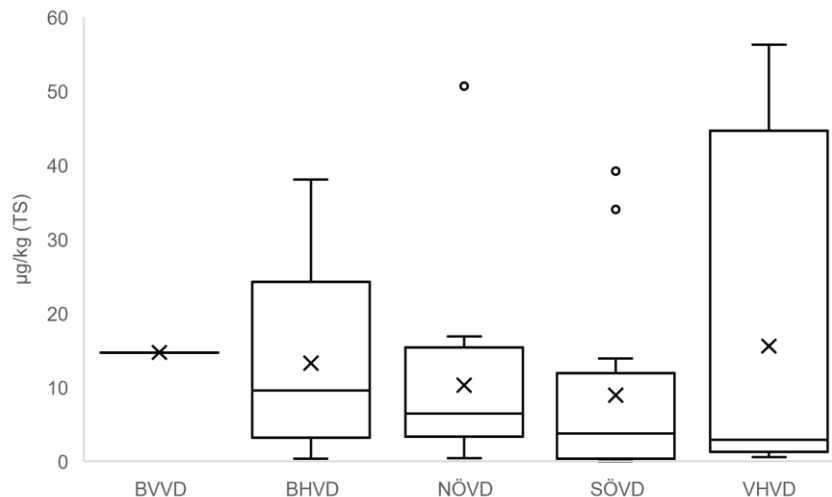
**Tabell 17.** Förekomst av dioxinlika PCBer i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>		PCB 169, PCB 77	PCB 81, PCB 114, PCB 126, PCB 123, PCB 189, PCB 105, PCB 15, PCB 118, PCB 167, PCB 156	
<b>Kustområden</b>	PCB 81	PCB 169, PCB 77, PCB 114, PCB 126, PCB 123	PCB 105, PCB 157, PCB 189, PCB 167, PCB 118, PCB 156	

Dioxinlika PCB:er detekterades i 37 inlandsvatten och i tio kustområden. De högsta halterna uppmättes i Motala ström vid Motala (Östergötland) och Nedre Upperudshöjlen (Västra Götaland). Inom undersökningen uppmättes även höga halter i Svartviksfjärden (Västernorrland), Sågån (Dalarna), Lill-Gösken (Gävleborg), Storsjön (Gävleborg), Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Skurusundet (Stockholm), Oset/Sörsjön (Kronoberg), Landskrona (Skåne) och Lisjön (Dalarna). Möjlig påverkankälla för Motalaström vid Motala är en verkstadsindustri. Tillsammans med avloppsreningsverk är massa- och pappersbruk de branscher som förekommer vid flest undersökningsområden som har höga halter av dioxinlika PCB:er i sedimenten.



**Figur 39.** Summahalter av tolv dioxinlika PCB:er i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av dioxinlika PCB:er (µg/kg torrsubstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover inlands- resp. kustprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.



**Figur 40.** Summahalter ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  torrsbstans, TS) av tolv dioxinlika PCB:er i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

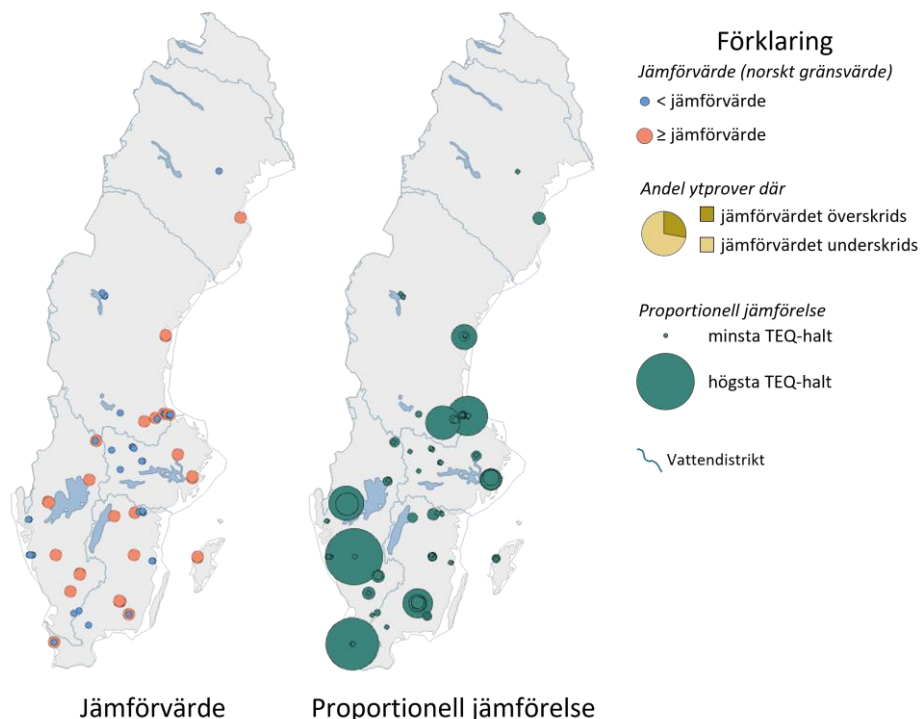
Det fanns inga skillnader mellan medelvärdena för summahalter av dioxinlika PCB:er i ytprover mellan de fem vattendistrikten. I Bottenvikens vattendistrikt uppmättes dioxinlika PCB:er i enstaka prover och variationen var stor i Botten- och Västerhavets vattendistrikt. (Figur 40)

*Toxiska ekvivalenter (TEQ) av dioxiner och dioxinlika föreningar* kan användas för att bedöma effekterna av belastningen av dessa ämnen i miljön eller för människors hälsa. De beräknas utifrån så kallade TEF:ar (toxiska ekvivalensfaktorer) för dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er (van den Berg et al. 2006). De högsta beräknade TEQ-halterna ( $\mu\text{g}/\text{TEQ}/\text{kg}$  TS) uppmättes i Lill-Gösken (Gävleborg), Skutskär (Uppsala), Landskrona (Skåne), Nedre Upperudshöljen (Västra Götaland) och Viaredssjön (Västra Götaland) (Figur 41)

TEQ-halterna för dioxiner och furaner var betydligt högre i Lisjön än övriga undersökningsområden där dioxiner och furaner påträffades, men när den toxiska ekvivalensen för PCB:er inkluderas är TEQ-halten i Lisjön långt ifrån den högsta.

Dioxiner och dioxinlika föreningar saknar svenska jämförvärden i form av tillståndsklasser, gränsvärden eller indikativa värden för sediment, men utöver att jämföra TEQ-halterna inom undersökningen har halterna bedömts utifrån norska bedömningsgrunder, baserat på ett kanadensiskt riktvärde (interim sediment quality guideline) för dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er ( $0,85 \mu\text{g TEQ}/\text{kg TS}$ ). En dryg tredjedel av TEQ-halterna i sedimentprover som analyserades för dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er är högre än riktvärdet (Figur 41).

Majoriteten av de analyserade dioxin- och furankongenerna och de dioxinlika PCB:erna påträffades över deras rapporteringsgränser i måttlig utsträckning (Tabell 15 och 16). De omräknade toxicitetsekvivalenterna indikerar att halterna kan utgöra en risk och akvatisk miljögiftsövervakning visar på att halterna högre upp i näringsväven är förhöjda och riskerar att påverka rovdjur som sälar och havsörn (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Halterna av dioxiner i fet fisk är så pass höga att Livsmedelsverkets kostrekommendationer avråder den som vill bli gravid i framtiden, barn, ungdomar, gravida och ammande från att äta fet fisk från



**Figur 41.** Jämförelse av toxicitetsekvivalenter (TEQ) av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er. Kartan till vänster visar jämförelse av TEQ ( $\mu\text{g TEQ/kg}$  torrsbstans) i ytsediment med norska gränsvärdet (Miljødirektoratet 2020). Pajdiagrammet visar andelen ytprover där TEQ överskrider eller underskrider jämförvärdet. Kartan till höger visar proportionell jämförelse av TEQ-halter inom undersökningen med varandra, där den minsta cirkeln motsvarar den lägsta TEQ-halten och den största cirkeln motsvarar den högsta TEQ-halten.

Östersjön mer än 2 – 3 gånger per år, och övriga rekommenderas äta fet fisk från Östersjön högst en gång i veckan (Livsmedelsverket 2022). Inom Sveriges miljömålsarbete finns ett etappmål för dioxiner; att utsläppen från punktkällor ska kartläggas och utsläppen minskas till år 2030 för att skydda människors hälsa och miljön (Sveriges miljömål 2023). Sammantaget är det viktigt att inkludera dioxiner och dioxinlika föreningar vid undersökningar av sediment där det möjligen har funnits eller fortfarande finns en belastning av dessa ämnen.

#### 2.1.2.7 Ftalater

Ftalater är en grupp ämnen som består av en ftalsyra (en aromatisk kolring med två estrar) med olika typer av kolkedjor. Ftalater används som mjukgörare i plaster (PVC) och gummi. De används huvudsakligen i golvbeläggningar av plast, men även i tättningsmedel, kablar och tapeter. De används även som mjukgörare i sandaler, PVC-tryck på kläder, bindemedel i olika färger och lim, och som lösningsmedel i parfym och bekämpningsmedel.

Ftalater sprids från processindustrier som använder ftalater och avloppsreningsverk, men de sprids även diffust från produkter innehållande ftalater. De är inte bundna i produkten utan utsöndras under produktens livslängd. Trots ftalaternas låga flyktighet exponeras miljön och människor av ftalater genom det stora diffusa utsläppet som sker från olika produkter under hela deras livslängd. Detta gör att ftalater återfinns överallt i miljön. Användningen av flera ftalater har begränsats (exempelvis di(2-etylhexyl)-ftalat (DEHP), di- n-butylftalat (DBP) och bensylbutylftalat (BBP)), och ersatts av andra (exempelvis di-iso-decylftalat (DIDP) och di-iso-nonylftalat (DINP)).



**Tabell 18.** Förekomst av ftalater i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen. Se Bilaga A, tabell A3 för de fullständiga namnen för förkortningarna av ämnena som anges i tabellen.

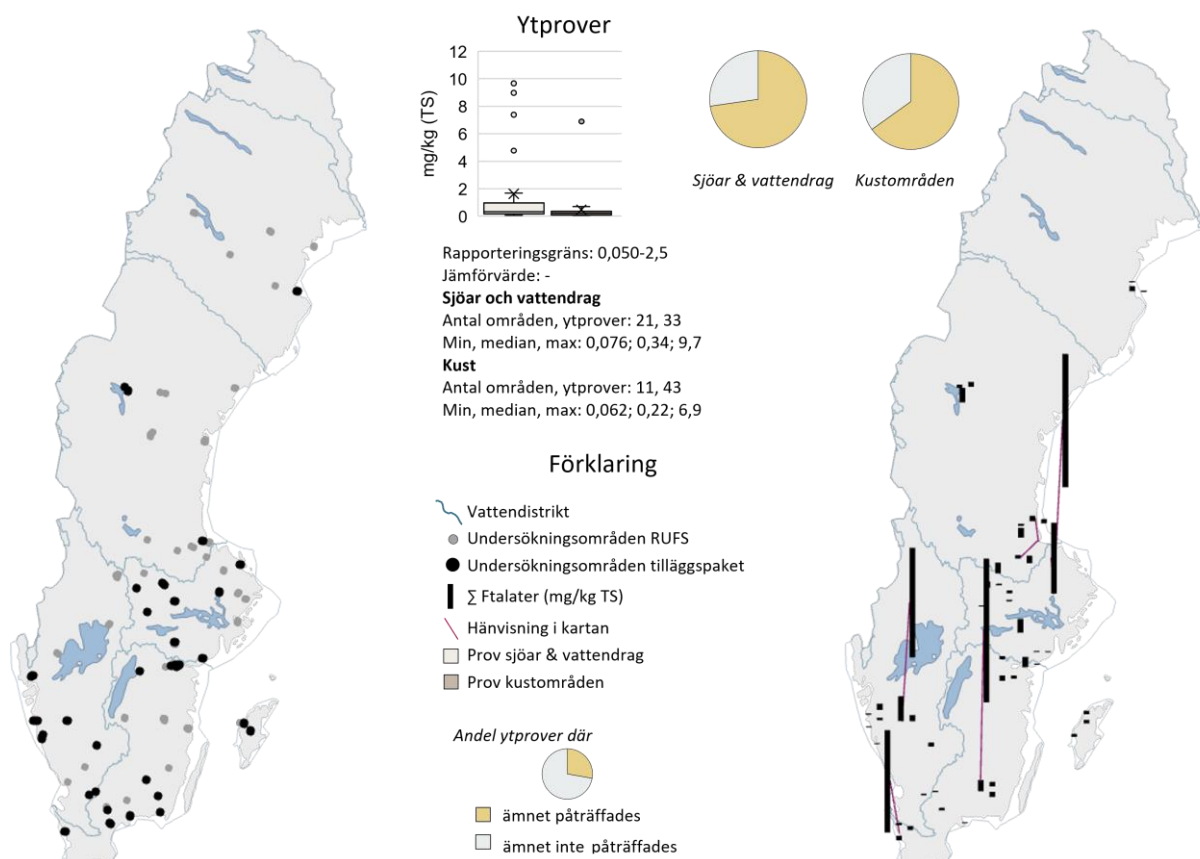
	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	BBP, DCP, DEP, DMP, DNHP, DPrP*	DINP, DIDP, DNOP, DNPP*	DEHP, DBP, DIBP	
<b>Kustområden</b>	DMP, DEP, DIBP, DNOP, DIDP, DNHP	DBP, BBP, DCP, DINP	DEHP	

\*analyserades bara i den limniska undersökningen.

Beroende på ftalaternas kemiska och fysikaliska egenskaper ansamlas de i olika grad i sediment när de sprids till vattenmiljön. Ftalater är fettlösliga och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Ftalater är reproduktions- och hormonstörande och giftiga för vattenlevande organismer. DBP är mycket giftigt för vattenlevande organismer.

Ftalater analyserades i sediment från 21 inlandsvatten och elva kustområden med belastning från avfallshantering och deponier, avloppsreningsverk och verkstadsindustrier (Tabell 3).

Ungefär hälften av de ftalater som analyserades påträffades över rapporteringsgränserna (0,05–2,5 mg/kg TS; Tabell 18), och tre ftalater (DEHP, DBP och DIBP) påträffades i måttlig



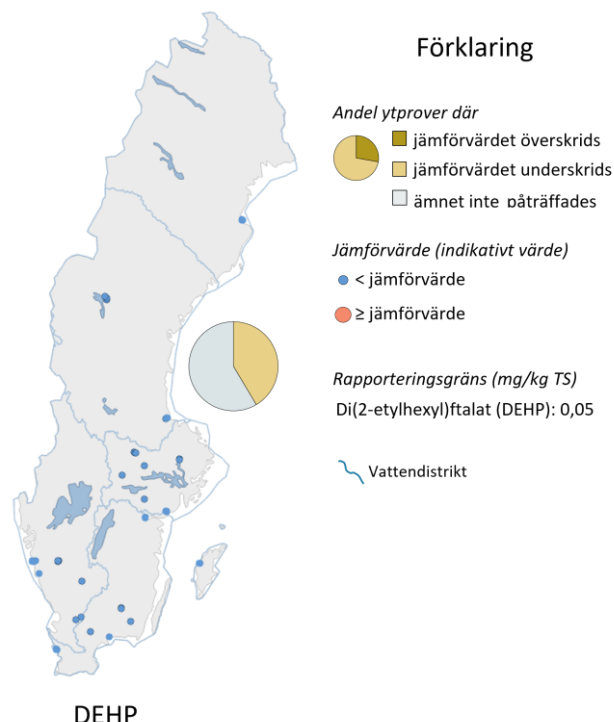
**Figur 42.** Summahalter av ftalater i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av ftalater (mg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Lådidiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover från inlands- resp. kustområden och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

utsträckning (Tabell 18). Ftalaten DEHP påträffades i 70, respektive 31 % av sedimentprover från limniska respektive marina sediment trots att dess användning har varit begränsad sedan 2007 i vissa varor (exempelvis leksaker) och sedan 2020 i alla varor (>0,1 viktprocent).

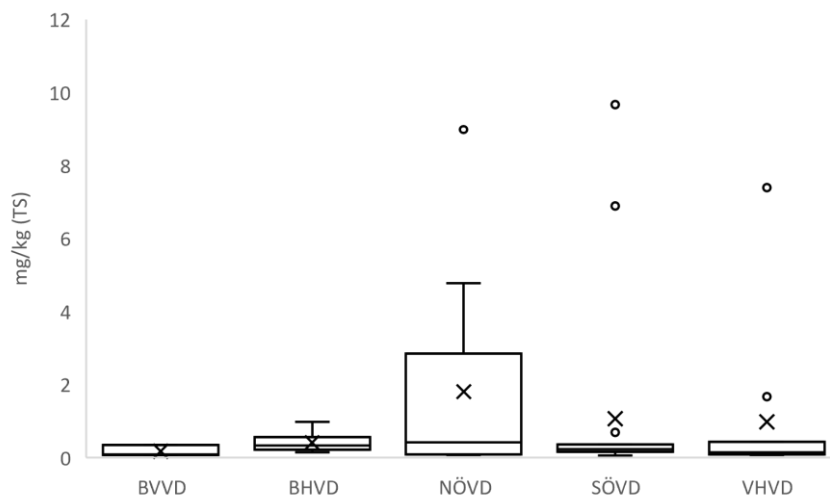
Detektionsfrekvensen av ftalater var något högre i limniska sediment än i marina sediment (Figur 42). Medelvärdet av summahalten av ftalater i ytprover från inlandsvatten (2,0 mg/kg TS) var signifikant högre än medelvärdet för ytprover från kustvatten (0,48 mg/kg TS) (Figur 42).

Ftalater detekterades i 15 inlandsvatten och i nio kustområden. De högsta halterna uppmättes i Fyrisån vid Uppsala (Uppsala), Oset/Sörsjön (Kronoberg), Viaredssjön (Västra Götaland) och Landskrona (Skåne) (Figur 42). Avfallshantering och avloppsreningsverk ligger vid eller uppströms undersökningsområdena för Fyrisån, Oset/Sörsjön och Landskrona. Fyrisån och Landskrona har även verkstadsindustrier som möjliga påverkanskällor. Trots att Viaredssjön inte var utvald för analys av ftalater från utvalda branscher (Tabell 3) uppmättes ftalater, i höga halter, i sediment i sjön. Den möjliga påverkanskällan är textilindustrier. Ftalater kan förekomma i färgtryck på kläder och andra textilier. Vid fortsatta sedimentundersökningar av recipienter till textilindustrier bör ftalater inkluderas.

Ftalaten DEHP har indikativt värde för sediment (100 mg/kg TS, 5 % TOC) (Havs- och vattenmyndigheten 2018). DEHP hade hög detektionsfrekvens i undersökningsområden i inlandsvatten (70 %), men inga halter var i nivå med det indikativa värdet. Inte heller i kustområden, där detektionsfrekvensen var något lägre (31 %), var halterna i nivå med det indikativa värdet. (Figur 43)



**Figur 43.** Jämförelse av uppmätta halter av ftalaten som har indikativa värden för sediment (Di(2-etylhexyl)ftalat, DEHP). Kartan visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsbstans, normaliserade för 5 % TOC) i ytsediment med indikativa värden, se bilaga D för indikativt värde). Pajdiagrammet visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades.



**Figur 44.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av ftalater i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

Det fanns inga skillnader mellan medelvärdena för summahalter av ftalater i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 44).

Ungefär hälften av de analyserade ftalaterna påträffades och några av dem i måttlig utsträckning (Tabell 18). Av de som påträffades fanns både ftalater med begränsad användning och de som använts som ersättare vid utfasning. Detta visar att det sker en spridning av ftalater både från nya och gamla produkter, varor och processer. Vid möjlig belastning, både från diffusa källor och punktkällor, bör ftalater inkluderas i sedimentundersökningar.

#### 2.1.2.8 Klorerade bekämpningsmedel

Klorerade bekämpningsmedel är en stor grupp ämnen, som ofta har aromatiska strukturer i molekylen med olika funktionella grupper. Exempel på klorerade bekämpningsmedel är DDT och dess nedbrytningsprodukter DDD och DDE, hexaklorbensen (HCB), hexaklorcyklohexan (HCH, isomeren  $\gamma$ -HCH är lindan), endosulfan, klordan, heptaklor och cyklodiena bekämpningsmedel (aldrin, dieldrin, endrin och isodrin).

De klorerade bekämpningsmedlen har spridits avsiktligt i miljön för att bekämpa skadedjur, ogräs, och svampangrepp. De har använts bland annat på odlingar, banvallar och andra hårdgjorda ytor, och på virkesupplag. De har även använts vid olika processer, exempelvis doppning av virke för att skydda mot svampangrepp eller för behandling av plantor vid plantskolor till skogsbruket, och även i inomhusmiljöer.

Klorerade bekämpningsmedel är svårnedbrytbara och bioackumulerande vilket gör att de binder effektivt till partikulärt material och sedimenterar till botten och ansamlas i sediment när de sprids till vattenmiljön. Nedbrytningsprodukterna av klorerade bekämpningsmedel är även de stabila, och vissa nedbrytningsprodukter är mer långlivade än modersubstansen, exempelvis heptakloreoxid från modersubstansen heptaklor. Klorerade bekämpningsmedel framställdes för att skada olika organismer, och kan orsaka negativa effekter även hos andra organismer än målorganismerna. Flera av de klorerade bekämpningsmedlen var framtagna som insektsmedel och är giftiga för många olika typer av bottenlevande djur när de ansamlas i sediment. Klorerade bekämpningsmedel är även reproduktionsstörande och hormonstörande vilket har lett till olika

typer av negativ påverkan på fertilitet, avkommors utveckling och immunsystem hos många olika djur. På grund av att de är starkt bioackumulerande har de i akvatiska miljöer haft stor negativ påverkan på toppredatorerna, exempelvis havsörn och säl. Exempelvis har användningen av DDT gett upphov till äggskalsförtunning hos havsörn, vilket har påverkat havsörnspopulationen negativt. Även fast många av ämnena har varit förbjudna i mer än 40 år förekommer de fortfarande i miljön i så pass höga halter att de fortfarande orsakar negativa effekter.

Klorerade bekämpningsmedel analyserades i sediment från 32 inlandsvatten och 16 kustområden med potentiell belastning från avfallshantering och deponier, massa- och pappersbruk, sågverk med doppling, textilindustri, träimpregnering och tätort (Tabell 3)

Ungefär hälften av de klorerade bekämpningsmedel som analyserades uppmättes över rapporteringsgränserna (0,00010–0,047 mg/kg TS). Nedbrytningsprodukten av DDT, p,p'-DDE, var det klorerade bekämpningsmedel som påträffades i flest ytsedimentprover (75 %, och 48 % i limniska respektive marina prover). (Tabell 19).

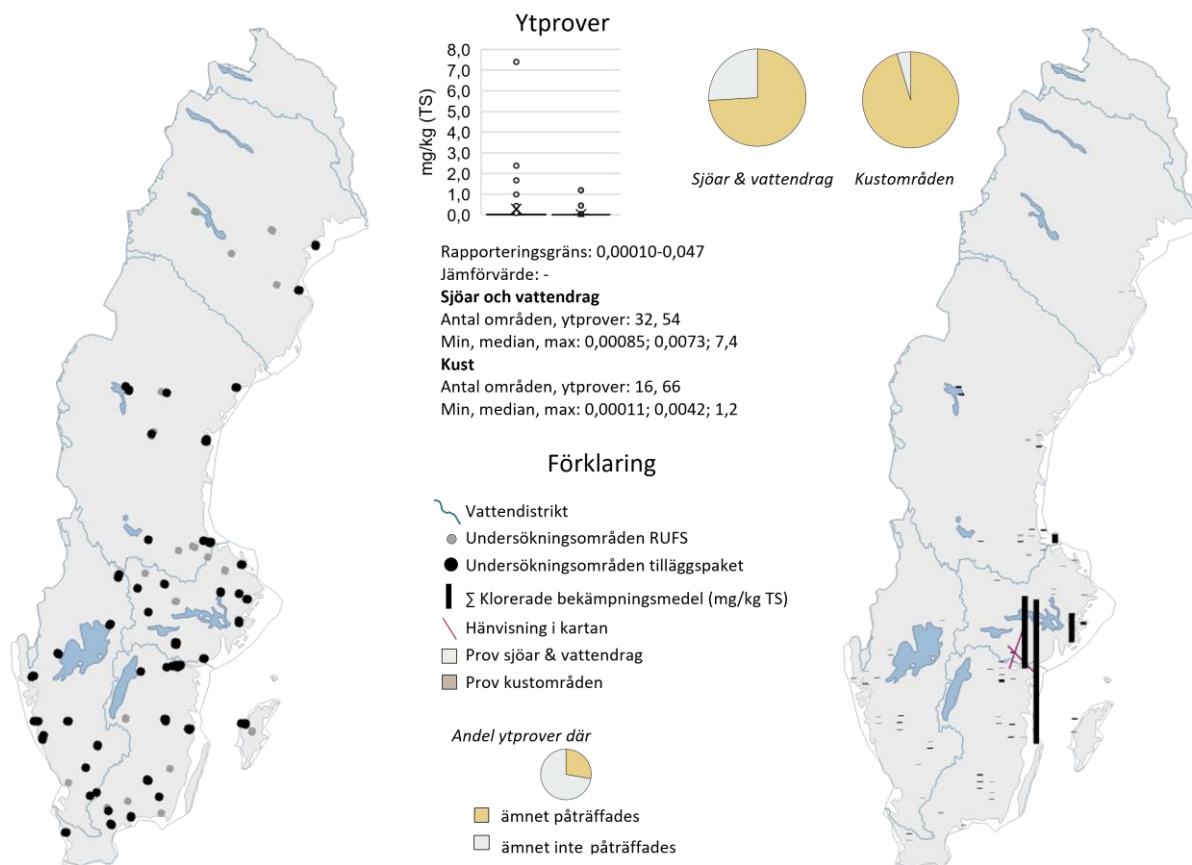
Klorerade bekämpningsmedel detekterades i 26 inlandsvatten och alla 16 kustområden. De högsta halterna uppmättes i Skutskär (Uppsala), Duveholmssjön (Södermanland), Skurusundet (Stockholm) och Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) (Figur 45). Samtliga undersökningsområden är recipienter till massa- och pappersbruk.

Några klorerade bekämpningsmedel (HCB,  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH,  $\Sigma$ HCH, p,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE,  $\Sigma$ DDT) har tillståndsklasser för organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017). Mycket höga halter (klass 5) av hexaklorbensen (HCB) uppmättes i sex undersökningsområden (Oset/Sörsjön (Kronoberg), Nedre Upprudshöljen (Västra Götaland), Svartviksfjärden (Västernorrland), Skutskär (Uppsala), Skurusundet (Stockholm) och Gåsfjärden (Kalmar)). Hexaklorcyklohexan ( $\alpha$ -,  $\beta$ - och  $\gamma$ -HCH) uppmättes i mycket höga halter i åtta undersökningsområden (Stora Aspen (Västmanland), Glan (Östergötland), Oset/Sörsjön (Kronoberg), Öjen (Kronoberg), Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Östhammarsfjärden (Uppsala), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) och Gåsfjärden (Kalmar)). Summahalter av DDT och dess nedbrytningsprodukter (DDD och DDE) uppmättes i mycket höga halter i tolv undersökningsområden (Sågån (Dalarna), Näsnaren (Södermanland), Duveholmssjön (Södermanland), Oset/Sörsjön (Kronoberg), Hären (Jönköping), Viaredssjön (Västra Götaland) Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Skutskär (Uppsala), Skurusundet (Stockholm), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland), Visby (Gotland), och

**Tabell 19.** Förekomst av klorerade bekämpningsmedel i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	$\alpha$ -endosulfan, aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, telodrin, pentaklorbensen, heptaklor, cis-heptaklorepoxid, trans-heptaklorepoxid, hexaklorethan	p,p'-DDT, hexaklorbutadien, o,p'-DDT, o,p'-DDE	$\gamma$ -HCH, $\beta$ -HCH, $\alpha$ -HCH, hexaklorbensen, o,p'-DDD, p,p'-DDD	p,p'-DDE
<b>Kustområden</b>	aldrin, dieldrin, endrin, heptaklor, cis-heptaklorepoxid, trans-heptaklorepoxid, isodrin, pentaklorbensen, telodrin, $\alpha$ -endosulfan, $\beta$ -endosulfan*	Hexaklorbutadien, hexaklorethan, o,p'-DDT, p,p'-DDT	$\gamma$ -HCH, o,p'-DDE, $\beta$ -HCH, o,p'-DDD, $\alpha$ -HCH, hexaklorbensen, p,p'-DDD, p,p'-DDE	

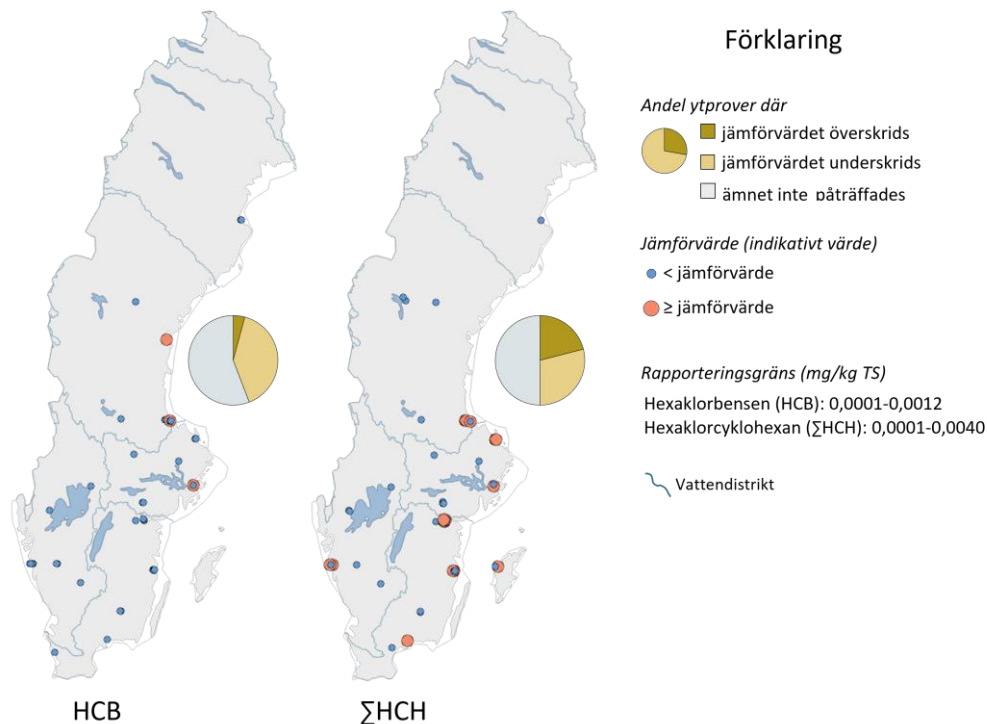
\*analyserades bara i den limniska undersökningen.



**Figur 45.** Summahalter av klorerade bekämpningsmedel i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av klorerade bekämpningsmedel (mg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Lådidiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover från inlands- resp. kustområden och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

Saltkällefjorden (Västra Götaland). Elva av dessa tjugo undersökningsområden som har uppmätta halter av klorerade bekämpningsmedel i mycket höga klasser är recipienter till massa- och pappersbruk. Tätort, sågverk med doppning och textilindustrier förekommer vid eller uppströms flertalet av dessa undersökningsområden.

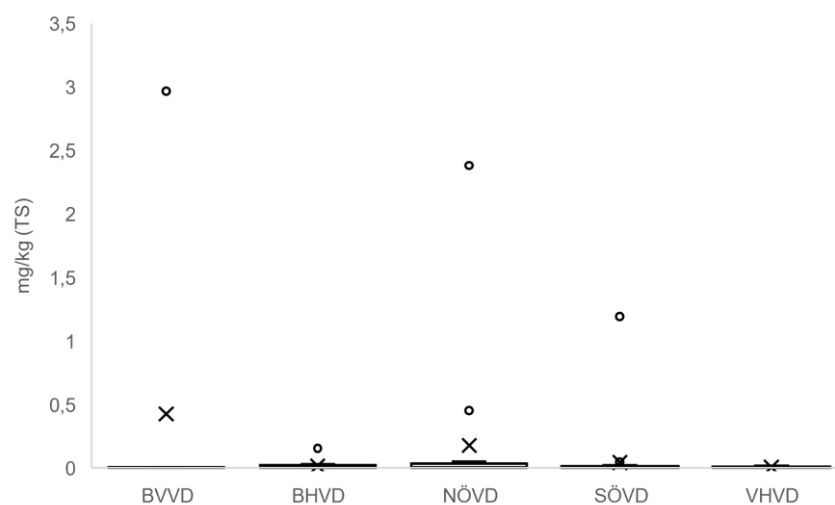
För de klorerade bekämpningsmedlen saknas gränsvärden för sediment (HVMFS 2019:25), men för hexaklorcyklohexan ( $\alpha$ -,  $\beta$ - och  $\gamma$ -HCH), hexaklorbensen, hexaklorbutadien, pentaklorbensen och heptaklor-/epoxid finns det indikativa värden för sediment (Havs- och vattenmyndigheten 2018). I sedimentproverna detekterades hexaklorbensen, hexaklorcyklohexan och hexaklorbutadien. Hexaklorbutadien uppmättes bara i två undersökningsområden (Storsjön, Jämtland och Svartviksfjärden, Västernorrland) i halter (17–73  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS) som var lägre än det indikativa värdet (493  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS). I inlandsvatten översteg inga uppmätta halter det indikativa värdet för HCB, och för kustproverna var det ett fåtal undersökningsområden (Svartviksfjärden (Västernorrland), Skutskär (Uppsala) och Skurusundet (Stockholm)) där de uppmätta halterna låg över det indikativa värdet för HCB (16,9  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , 10 % TOC). I inlandsvatten översteg inga uppmätta halter det indikativa värdet av HCH (10,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , 10 % TOC), medan två tredjedelar av kustproverna hade halter över det indikativa värdet för HCH (1,1  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , 10 % TOC). (Figur 46)



**Figur 46.** Jämförelse av uppmätta halter av klorerade bekämpningsmedel som har uppmätts och har indikativa värden för sediment (hexaklorbensen (HCB) och hexaklorcyklohexan (HCH); Havs- och vattenmyndigheten 2018). Kartorna visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans, normaliserade för 10 % TOC) i ytsediment med vattenförvaltningens jämförvärde (indikativa värden för god kemisk status, se bilaga D för resp. indikativt värde). Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffades i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades, för resp. klorerat bekämpningsmedel.

Det fanns inga statistiskt signifikanta skillnader mellan medelvärdena för summahalter av klorerade bekämpningsmedel i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 47).

Klorerade bekämpningsmedel är en stor ämnesgrupp, och vissa av ämnena som ingick i gruppen påträffades inte alls över rapporteringsgränserna. Dock påträffades DDT i låg utsträckning och



**Figur 47.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av klorerade bekämpningsmedel i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

dess nedbrytningsprodukter (DDD och DDE) i högre till hög utsträckning i ytprover. Även hexaklorbensen (HCB) och hexaklorcyklohexan (HCH) påträffades i måttlig utsträckning, och i ett flertal undersökningsområden längs kusten var halterna högre än deras indikativa värden. DDT, HCB och HCH har varit förbjudna i decennier i Sverige, men eftersom de fortfarande påträffas i ytsediment (0–5 cm), som för de flesta undersökningsområden täcker in en kortare tidsperiod än så tycks det fortfarande ske en diffus spridning av dessa ämnen från olika typer av källor. Dessa ämnen leder till negativa effekter i vattenmiljön och för akvatiska toppredatorer vilket innebär att de bör inkluderas i undersökningar av förorenade sediment.

#### 2.1.2.9 Klorfenoler

Klorfenoler består av en aromatisk kolring med en alkoholgrupp och en till fem kloratomer. De förekommer inte naturligt i miljön och påvisar därför mänsklig påverkan. Klorfenoler är giftiga och giftigheten ökar med kloreringsgraden. De är framställda för att användas som bekämpningsmedel eller konserveringsmedel (exempelvis för latex, trä och läder). Klorfenoler ingår ibland i grupperingen klorerade bekämpningsmedel, men i denna rapport behandlas de som en egen ämnesgrupp.

Pentaklorfenol är den mest förekommande klorfenolen i miljön, vilket beror på att det finns många olika spridningskällor. Pentaklorfenol användes tidigare som bekämpningsmedel inom träskyddsindustrin, för slembekämpning inom massaindustrin, och som impregneringsmedel för textilier. Alkoholgruppen på molekylen gör den förhållandevis vattenlöslig, vilket gör att pentaklorfenol har högre spridningsmöjlighet i vattenmiljön än många andra klorerade bekämpningsmedel. Vid framställning av pentaklorfenolpreparat bildas dioxiner och furaner oavsiktligt, vilket gör att det oftast även förekommer en förorening av dioxiner och furaner där pentaklorfenolpreparat har använts. Pentaklorfenol bildas även vid nedbrytning av hexaklorbensen, och återfinns i miljöer där hexaklorbensen har använts.

Klorfenoler är svårnedbrytbara och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. Pentaklorfenol är mycket giftig för vattenlevande organismer och har stor negativ effekt på akvatiska ekosystem.

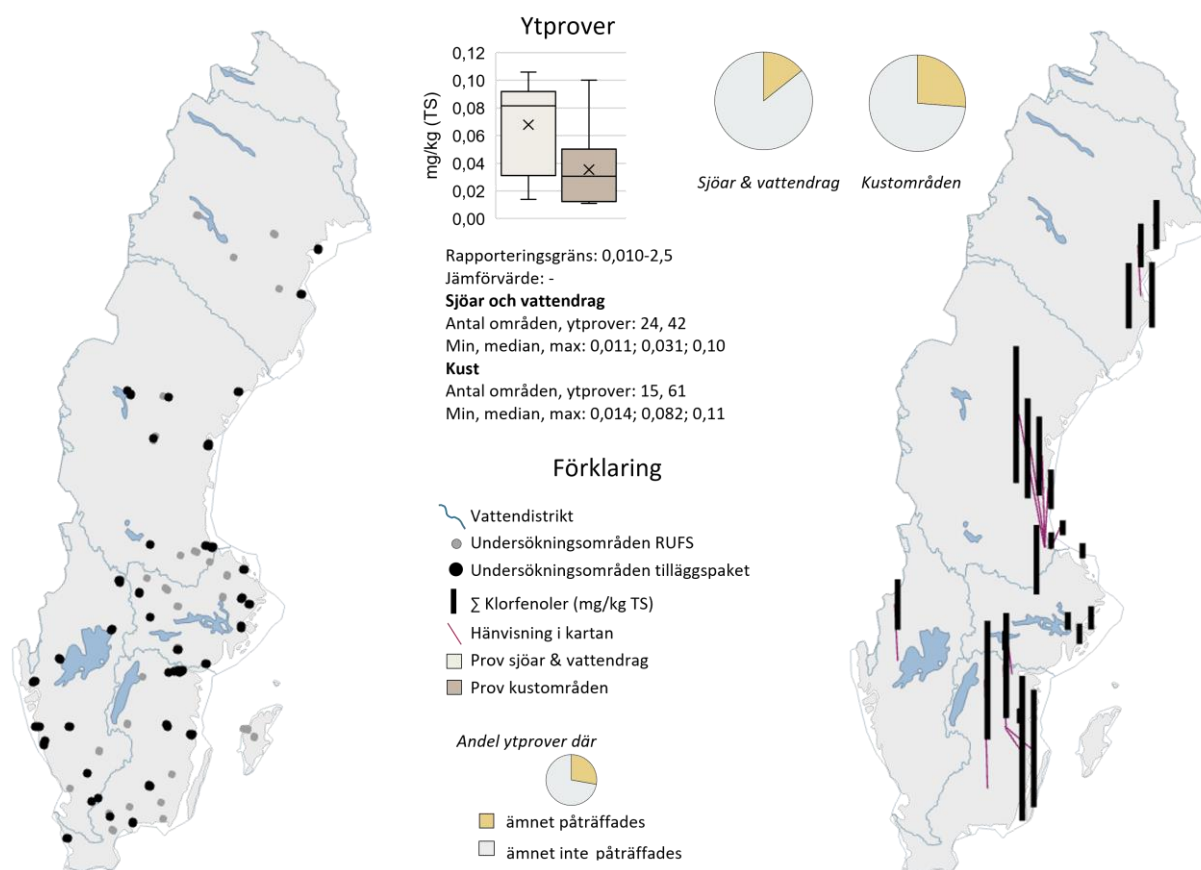
**Tabell 20.** Förekomst av klorfenoler i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	2,3,4,5-tetraklorfenol, 2,3,4,6-tetraklorfenol, 2,3,4-triklorfenol, 2,3,5,6-tetraklorfenol, 2,3,5-triklorfenol, 2,3,6-triklorfenol, 2,3-diklorfenol, 2,4,5-triklorfenol, 2,4,6-triklorfenol, 2,4+2,5-diklorfenol, 2,6-diklorfenol, 3,4,5-triklorfenol, 3,4-diklorfenol, 3,5-diklorfenol, 3-monoklorfenol	2-monoklorfenol, pentaklorfenol	4-monoklorfenol	
<b>Kustområden</b>	2-monoklorfenol, 3-monoklorfenol, 2,3-diklorfenol, 2,4+2,5-diklorfenol, 2,6-diklorfenol, 3,4-diklorfenol, 3,5-diklorfenol, 2,3,5-triklorfenol, 2,3,6-triklorfenol, 2,4,5-triklorfenol, 2,4,6-triklorfenol, 3,4,5-triklorfenol, 2,3,4,5-tetraklorfenol, 2,3,4,6-tetraklorfenol, 2,3,5,6-tetraklorfenol, pentaklorfenol	2,3,4-triklorfenol	4-monoklorfenol	

Klorfenoler analyserades i sediment från 24 inlandsvatten och 15 kustområden med belastning från massa- och pappersbruk, sågverk med doppling och träimpregnering (Tabell 3). Den möjliga belastningen från textilindustrier ingick inte i denna undersökning.

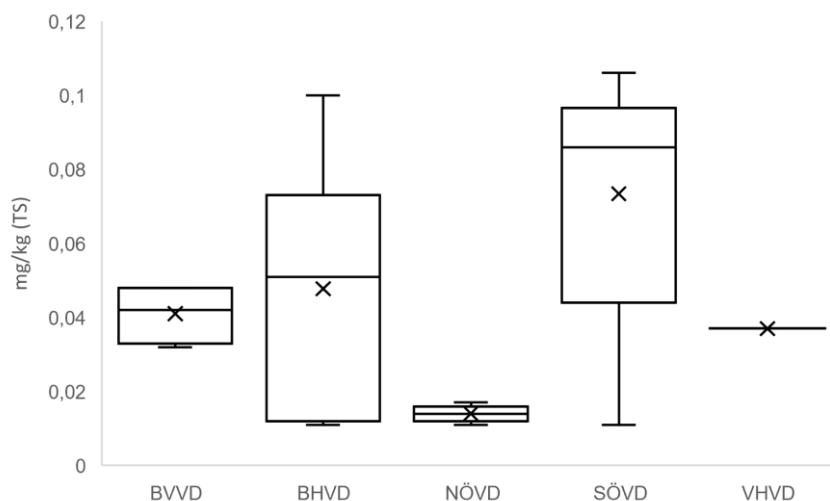
Majoriteten av klorfenoler påträffades inte över rapporteringsgränserna (0,01–2,5 mg/kg TS, <20 mg/kg TS för ett prov i Svartviksfjärden) (Figur 47). 4-monoklorfenol var den klorfenol som påträffades i flest ytsedimentprover (12, resp. 13 % i limniska resp. marina prover) (Tabell 20). I de flesta ytsedimentprover utgjorde monoklorfenoler den största andelen av klorfenoler uppmätta över rapporteringsgränserna, med undantag för ett prov från Glan där pentaklorfenol detekterades och två prover från Inre fjärden och Avan som främst innehöll triklorfenoler. Klorfenoler detekterades i fyra inlandsvatten och sju kustområden. De högsta halterna uppmättes i Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Krön (Kalmar) och Öjen (Kronoberg) (Figur 47). Inre fjärden och Avan har en komplex påverkansbild, och är även recipient till massa- och pappersbruk. Vid Öjen ligger ett sågverk med doppling, vilket det även gör vid Krön som också har träimpregnering i påverkansbild.

Medelvärdet av summahalten av klorfenoler i ytprover från inlandsvatten (0,070 mg/kg TS) var signifikant högre än medelhalten i ytprover från kustområden (0,035 mg/kg TS) (Figur 48).



**Figur 48.** Summahalter av klorfenoler i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av klorfenoler (mg/kg torrsubstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover inlands- resp. kustprover och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte.





**Figur 49.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av klorfenoler i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

Det var inga skillnader mellan medelvärdena för summahalter av klorfenoler i ytprover mellan de fem vattendistrikten. Variationen i halter inom Bottenhavets och Södra Östersjöns vattendistrikt var stora. (Figur 49)

Det finns ett indikativt värde för pentaklorfenol för sediment (0,119 mg/kg TS, 10 % TOC) (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Pentaklorfenol uppmättes bara i ett ytprov (Glan, Östergötland; 0,014 mg/kg TS; 10 % TOC-normaliserat: 0,042 mg/kg TS) över rapporteringsgränserna (0,0060–1,2 mg/kg TS). Den TOC-normaliserade halten var lägre än det indikativa värdet.

Klorfenoler påträffades i få prover, och pentaklorfenol i endast ett limniskt prov. Monoklorfenol däremot påträffades i måttlig utsträckning, trots detta bör det ske en avvägning innan ämnesgruppen inkluderas i analyser vid rapporteringsgränser i nivå med de som funnits för analyserna i denna undersökning.

#### 2.1.2.10 Klorparaffiner

Klorparaffiner (klorerade alkaner) består av raka kolkedjor med tio till 30 kolatomer och där ca 40–70 % av väteatomerna är utbytta mot kloratomer. De delas in i tre olika grupper, kortkedjiga (SCCP, 10–13 kol), mellankedjiga (MCCP, 14–17 kol) och långkedjiga (LCCP, 18–30 kol). De kan även delas in i låg- och högklorerade, där högklorerade har fler kloratomer än väte bundna till kolkedjan.

Klorparaffiner används i många olika typer av produkter som mjukgörare och flamskyddsmedel, exempelvis i PVC-kablar, tätningsskum och textilier. De används som skärvätska för metall och som kyl- och smörjmedel i metallindustrin. Klorparaffiner ingår också i olika tillsatsmedel i fogmassor, färg, plast och gummi. Användningen av klorparaffiner, framför allt kortkedjiga, är begränsad inom EU, men genom import finns många produkter innehållande klorparaffiner på marknaden. Klorparaffiner kan också spridas till miljön vid smältverk där elektronikskrot återanvänds.

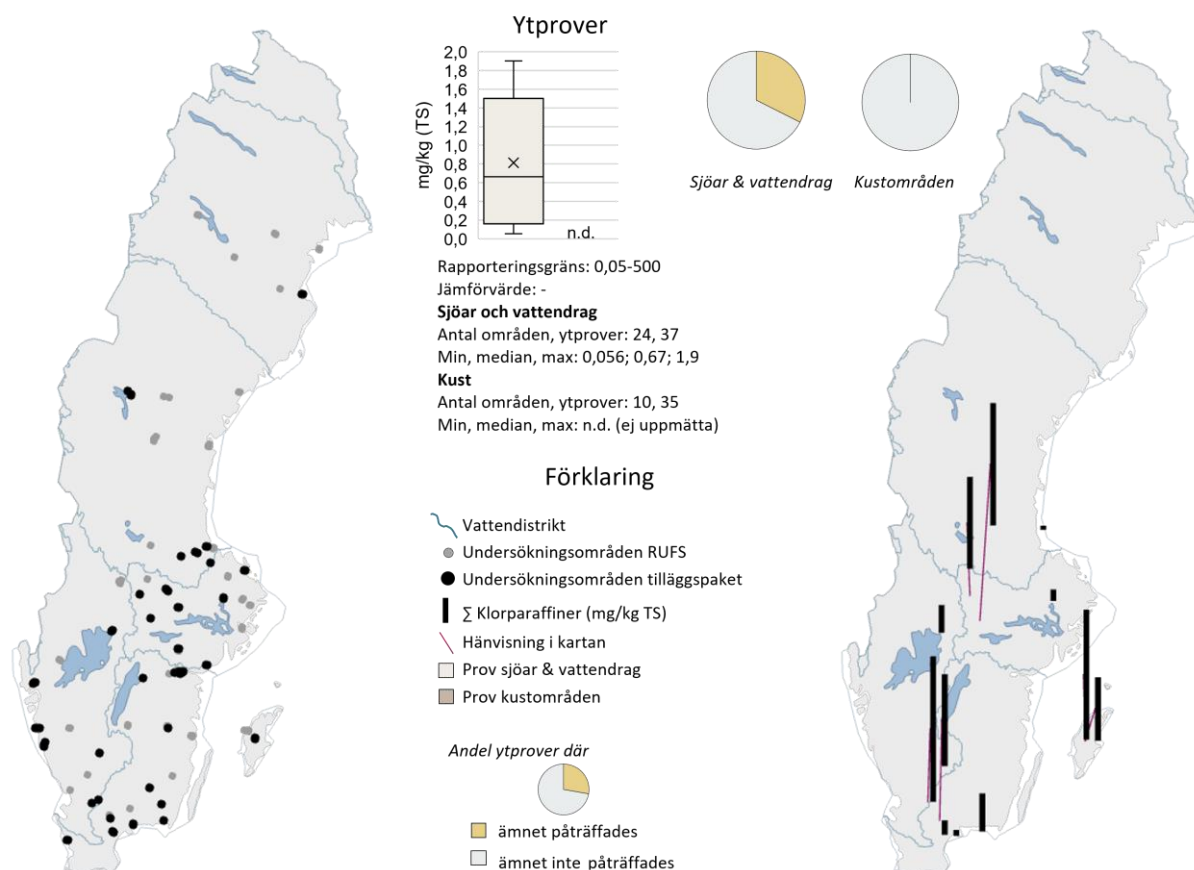
Klorparaffiner är fettlösliga och binder till organiskt material i vattenfasen när de sprids till vattenmiljön och sedimenterar till botten, där de ansamlas i sedimenten. De är svårnedbrytbara vilket gör att bottenlevande organismer exponeras för klorparaffiner i sedimenten. De är mycket

giftiga för vattenlevande organismer, särskilt för ryggradslösa djur och kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljön.

Klorparaffiner analyserades i sediment från 24 inlandsvatten och tio kustområden med möjlig belastning från avfallshantering och deponier, avloppsreningsverk och verkstadsindustrier (Tabell 3).

Klorparaffiner detekterades i tio inlandsvatten men inte i något kustområde. Dock var rapporteringsgränsen relativt hög i kustundersökningen (0,3 mg/kg TS; <500 mg/kg TS för ett prov i Göteborg), och det går därför inte att bedöma om det finns en belastning eller inte i de kustområden som undersöktes för parametern. SCCP uppmättes inte i några prover i sjöar eller vattendrag (<0,005– <15 mg/kg TS), däremot uppmättes MCCP i nästan en tredjedel av ytproverna över rapporteringsgränserna (0,005–7,0 mg/kg TS). Även för undersökningen i sjöar och vattendrag var rapporteringsgränsen hög, och för vissa prover mycket hög, vilket gör att det är svårt att bedöma den faktiska förekomsten av ämnesgruppen också i sjöar och vattendrag.

De högsta halterna av klorparaffiner uppmättes i Vedeåsjön (Örebro), Gothemån vid Roma (Gotland) och Lagan vid Strömsnäsbruk (Kronoberg) (Figur 50). Alla tre undersökningsområden är recipienter till olika typer av verkstadsindustrier.



**Figur 50.** Summahalter av klorparaffiner i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av klorparaffiner (mg/kg torrsubstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover i inland- resp. kustmiljö (dock uppmättes inga klorparaffiner i prover från kustområden, n.d.) och pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnesgruppen påträffats eller inte.

Eftersom detektionsfrekvensen var låg för analys av prover från sjöar och vattendrag och ämnesgruppen inte påträffades i kustundersökningen görs ingen jämförelse mellan medelvärden av klorparaffiner från inlands- respektive kustområden, eller mellan vattendistrikt.

Det finns ett indikativt värde för SCCP för sediment (0,998 mg/kg TS, 10 % TOC) (Havs- och vattenmyndigheten 2018). SCCP uppmättes inte över det indikativa värdet i något prov, men för åtta prov var rapporteringsgränsen (1,0–500 mg/kg TS) högre än det indikativa värdet.

Klorparaffiner påträffades i få prover inom undersökningen, men rapporteringsgränserna var generellt för undersökningen relativt höga, och för vissa prover mycket höga. De höga rapporteringsgränserna för vissa prover beror troligen på så kallade matriseffekter som stör analysinstrumenten. Detta leder till att det är svårt att bedöma om klorparaffiner bör inkluderas i kommande undersökningar av förorenade sediment. Ökat intresse av ämnesgruppen kan dock leda till utveckling av analysmetoderna hos kommersiella analyslaboratorier som leder till bättre svar på om ämnesgruppen utgör en belastning av vattenmiljön eller inte.

#### 2.1.2.11 Läkemedel

Läkemedel är en mycket stor ämnesgrupp med många olika typer av ämnen som har olika kemiska och fysikaliska egenskaper. Övriga ämnesgrupper inom undersökningen är indelade utifrån deras kemiska tillhörighet, men denna ämnesgrupp inkluderar ämnen utifrån deras användningsområde. Läkemedel är framställda för att ha en biologisk verkan, och redan i låga koncentrationer. Många organismer, speciellt ryggradsdjur, har samma eller liknande typer av receptorer och enzymer som oss människor vilket gör att även de kan påverkas av den farmakologiska effekten när läkemedel sprids till miljön.

Användningen av läkemedel är mycket stor och precis som den negativa effekten av antibiotika avseende antibiotikaresistens, finns det negativa effekter av andra läkemedel och läkemedelsrester i miljön. Detta gör spridningen av läkemedel i miljön till ett allvarligt miljöproblem. Läkemedel och läkemedelsrester sprids förutom från läkemedelsframställning och sjukhus främst från avloppsreningsverk, men även djurgårdar och fiskodlingar kan utgöra punktkällor. Enskilda avlopp kan bidra till en diffus spridning av läkemedel.

Läkemedelssubstanser är förutom att de är framtagna för att ha en effekt, även kemiskt stabila substanser för att de inte ska brytas ner innan de når målorganen. Detta leder till att de ofta är svårnedbrytbara i miljön och oftast mycket biotillgängliga. Läkemedlens skilda kemiska och fysikaliska egenskaper, utifrån den önskade farmakologiska effekten, leder till att även effekterna i miljön kan variera stort. Kunskapen om läkemedelssubstansers effekter i miljön är bristfällig, men det finns forskning som visar på olika effekter i miljön av olika typer av läkemedel. Exempelvis kan *hormonella läkemedel* ge reproduktionsstörande effekter i form av påverkan på reproduktionen eller avkomman. *Psykofarmaka* kan påverka olika beteenden som leder till lägre överlevnadsgrad (exempelvis flykt- eller födosöksbeteenden). *Antibakteriella och antiparasitära läkemedel* är toxiska för vattenlevande organismer vid mycket låga koncentrationer och kan ge långtidsverkande negativa effekter i vattenmiljön. Spridning av antibiotika kan dessutom leda, och leder till, antibiotikaresistens hos organismer.

Läkemedel analyserades i sediment från sju inlandsvatten och åtta kustområden med belastning från avloppsreningsverk (Tabell 3).

**Tabell 21.** Förekomst av läkemedel i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	Atenolol, Azithromycine, Ciprofloxacin, Citalopram, Clindamycine, Clomipramine, Clotrimazol, Cyklofosfamid, Diazepam, Diklofenak, Enalapril, Flecainide, Fluoxetin, Furosemid, Hydroklortiazid, Ibuprofen, Ifosfamid, Ketoconazole, Ketoprofen, Klaritromycin, Metformin, Metoprolol, Naproxen, Noretisteron, Ranitidin, Salbutamol, Sertralin, Simvastatin, Venlafaxine, Warfarin, 17 $\alpha$ -etinylostradiol, 17- $\beta$ -Östradiol*	Carbamazepine, Sulfametoxazol	Alfuzosin, Paracetamol, Diphenhydramin, Orphenadrin, Haloperidol, Trimetoprim, Oxazepam	
<b>Kustområden</b>	Atenolol, Azithromycine, Carbamazepine, Clindamycine, Clomipramine, Clotrimazol, Cyklofosfamid, Diazepam, Diphenhydramin, Enalapril, Flecainide, Fluoxetin, Furosemid, Haloperidol, Hydroklortiazid, Ibuprofen, Ifosfamid, Ketoconazole, Ketoprofen, Metformin, Metoprolol, Naproxen, Noretisteron, Oxazepam, Paracetamol, Ranitidin, Salbutamol, Sertralin, Simvastatin, Sulfametoxazol, Venlafaxine, Warfarin, 17 $\alpha$ -etinylostradiol	Diklofenak, Trimetoprim, Alfuzosin, Ciprofloxacin, Klaritromycin	Orphenadrin, Citalopram	

\*analyserades bara i den limniska undersökningen.

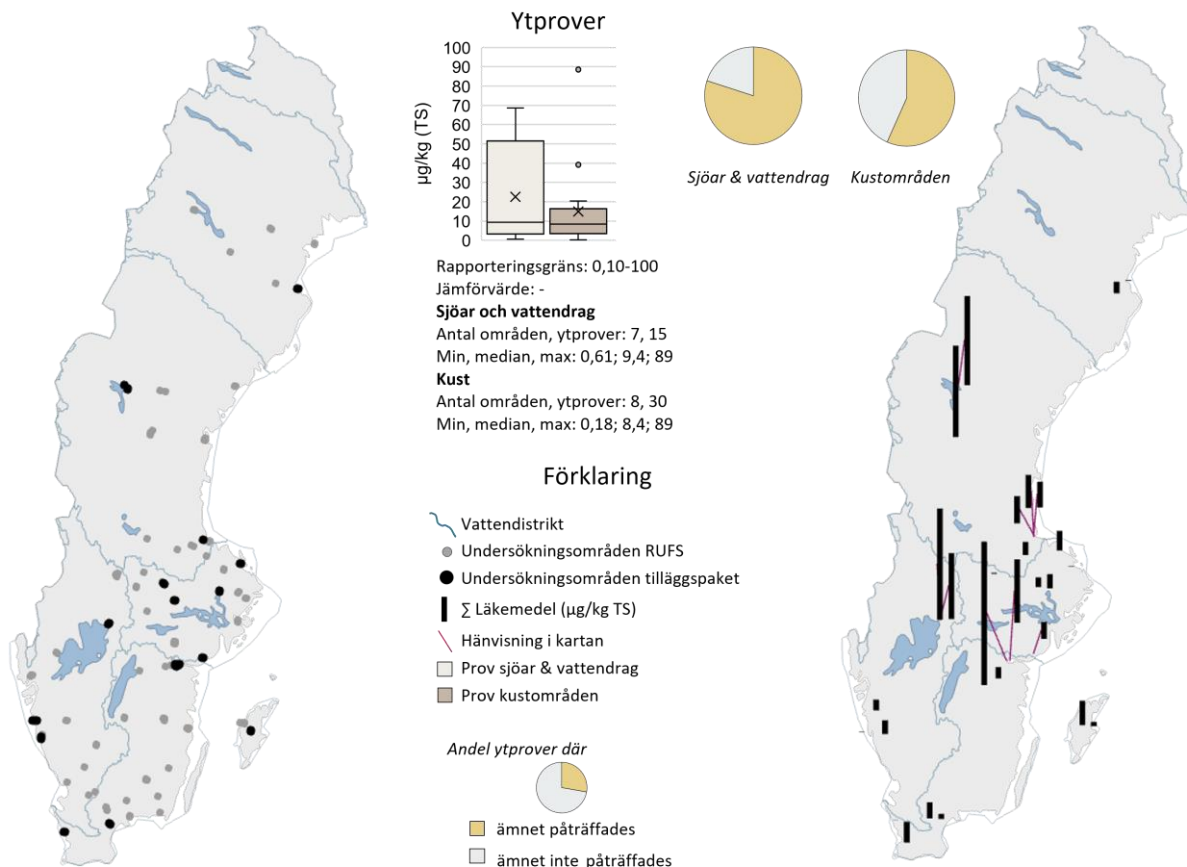
Tretton av 41 läkemedelssubstanser påträffades över rapporteringsgränserna (0,1–100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS) (Tabell 21). Skillnader förekommer mellan vilka läkemedel som uppmättes i sjöar och vattendrag respektive kust (Tabell 21). Det läkemedel som påträffades i flest ytprover från inlandsvatten var oxazepam<sup>8</sup>, som är en bensodiazepin, ett ångestdämpande preparat. Citalopram, som är ett antidepressivt läkemedel av typen SSRI<sup>9</sup>, påträffades i flest ytprover i kustområden (Tabell 21). Högst summahalt av läkemedel uppmättes i Loddbyviken och Pampusfjärden (89  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS; Östergötland) (Figur 51). Flest antal läkemedelssubstanser uppmättes i Storsjön (7 st; Jämtland) och i Varnumsviken i Vänern (7 st; Värmland). Det antidepressiva läkemedlet citalopram uppmättes i flest prover (12 av totalt 45 ytsedimentprover som analyserades för läkemedel, dock endast i kustområden). Enskilda läkemedel som uppmättes i högst halter var: paracetamol (59  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS; febernedsättande och smärtstillande), diklofenak (58  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS; smärtstillande, febernedsättande och inflammationsdämpande), citalopram (31  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS; antidepressivt), haloperidol<sup>10</sup> (30  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS; antipsykotikum) och ciprofloxacin (29  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS; antibiotika).

Läkemedel uppmättes över rapporteringsgränsen i sex inlandsvatten och åtta kustområden. Även om detektionsfrekvensen var låg för många läkemedelssubstanser, påträffades ett eller flera läkemedel i nästan samtliga undersökningsområden där ämnesgruppen analyserades, och som ämnesgrupp var detektionsfrekvensen hög (Figur 50). Högst halter av läkemedel uppmättes i

<sup>8</sup> Oxazepam är mycket långlivat med en halveringstid i sediment på 20–30 år. Jerker Fick, universitetslektor vid Kemiska institutionen Umeå universitet, e-post den 26 augusti 2020.

<sup>9</sup> SSRI-preparat - Selective Serotonin Reuptake Inhibitors, vilka ökar halten av signalsubstansen serotonin i hjärnan.

<sup>10</sup> Haloperidol är så potent att uppmätta miljöhalter i exempelvis fisk är nära terapeutiska halter i patienter. Jerker Fick, universitetslektor vid Kemiska institutionen Umeå universitet, e-post den 26 augusti 2020.

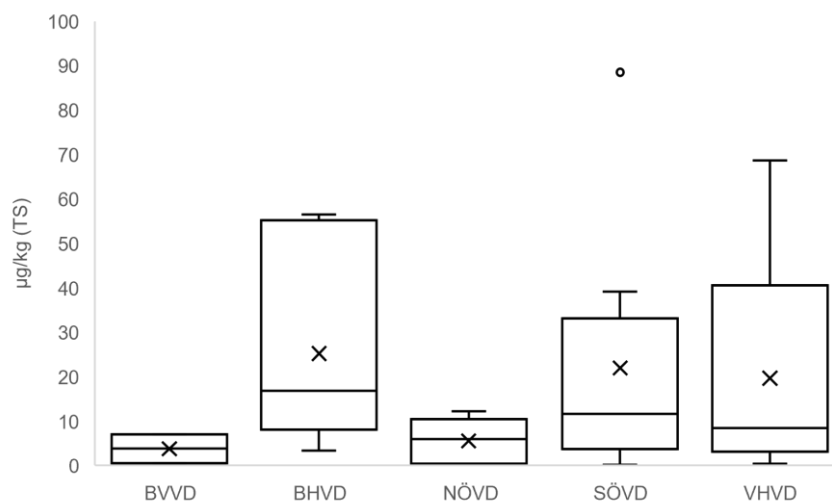


**Figur 51.** Summahalter av läkemedel i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av läkemedel (µg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Lådidiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover inlands- resp. kustprover och pajdiagrammet visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i proverna. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

Storsjön (Jämtland), Varnumsviken i Vänern (Värmland) och Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) (Figur 50). Samtliga undersökningsområden där läkemedel analyserades var recipienter till avloppsreningsverk, att halterna blev högst i Storsjön, Varnumsviken och Loddbyviken och Pampusfjärden kan bero på flera olika orsaker som relaterar både till avloppsreningsverkens utsläpp och recipienternas möjlighet för ackumulering av läkemedel i sedimenten.

Även om det fanns skillnader mellan vilka läkemedelssubstanser som uppmättes i limniska och marina prover och att maxhalten i den limniska undersökningen var högre än den marina undersökningen sågs inga skillnader i medelhalter mellan inlandsvatten och kustområden (Figur 52). Det var heller ingen skillnad i medelhalter för summahalter av läkemedel i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 52).

Det finns indikativa värden för två läkemedelssubstanser; 17 $\alpha$ -etynylöstradiol och 17 $\beta$ -östradiol för sediment (0,0084, resp. 0,33 µg/kg TS) (Havs- och vattenmyndigheten 2018). 17 $\beta$ -östradiol analyserades endast i de limniska proverna och uppmättes inte över rapporteringsgränsen (10 µg/kg TS), som dessutom var mycket högre än det indikativa värdet, vilket inte gör det möjligt att bedöma den eventuella miljörisken från läkemedelssubstansen i sediment.



**Figur 52.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av läkemedel i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

Läkemedelssubstanser har analyserats i sediment ett fåtal gånger i svenska inlandsvatten och kustområden. Umeå universitet analyserade läkemedelssubstanser i sedimentproverna på grund av att det då saknades relevanta analyspaket hos de kommersiella analyslaboratorierna. Eftersom läkemedel är potenta miljögifter i mycket låga halter och är svårnedbrytbara i miljön bör de inkluderas i undersökningar av förorenade sediment där läkemedelssubstanser kan ha spridits till vattenmiljön. Dock behöver möjligheterna att beställa analyser från kommersiella analyslaboratorier, med låga rapporteringsgränser, förbättras.

#### 2.1.2.12 Oljeindex

Oljeindex är ett mätvärde för det totala innehållet av kolväten bestående av kolkedjor med 10–40 kolatomer. Oljeindex är ett grövre mått av oljeförorening, medan analyser av andra ämnesgrupper såsom alifater och aromater, BTEX, PAH:er, alkylerade PAH:er och PCB:er ger betydligt mer information om belastning på miljön och ibland även källan till oljeföroreningen,

Fossila oljor kan spridas till vattenmiljön på många olika sätt, både som punktutsläpp och som diffusa utsläpp. Fossil olja är svårnedbrytbar i vattenmiljön och leder därför till långvarig exponering för vattenlevande organismer. Oljeförorening i form av oljespill från fartyg eller lagring eller hantering på land kan både leda till akut giftiga och icke-dödliga effekter, vilket beror på mängden och typen av olja som släppts ut, samt var och när utsläppet sker. Även känsligheten hos organismerna som exponeras påverkar effekterna av föroreningen.

Oljeindex analyserades i sediment från 50 inlandsvatten och 15 kustområden med belastning från gasverk, gruvor, hamn och småbåtshamnar, stålindustrier, textilindustrier, tätorter, verkstadsindustrier och ytbehandlingsverksamheter (Tabell 3).

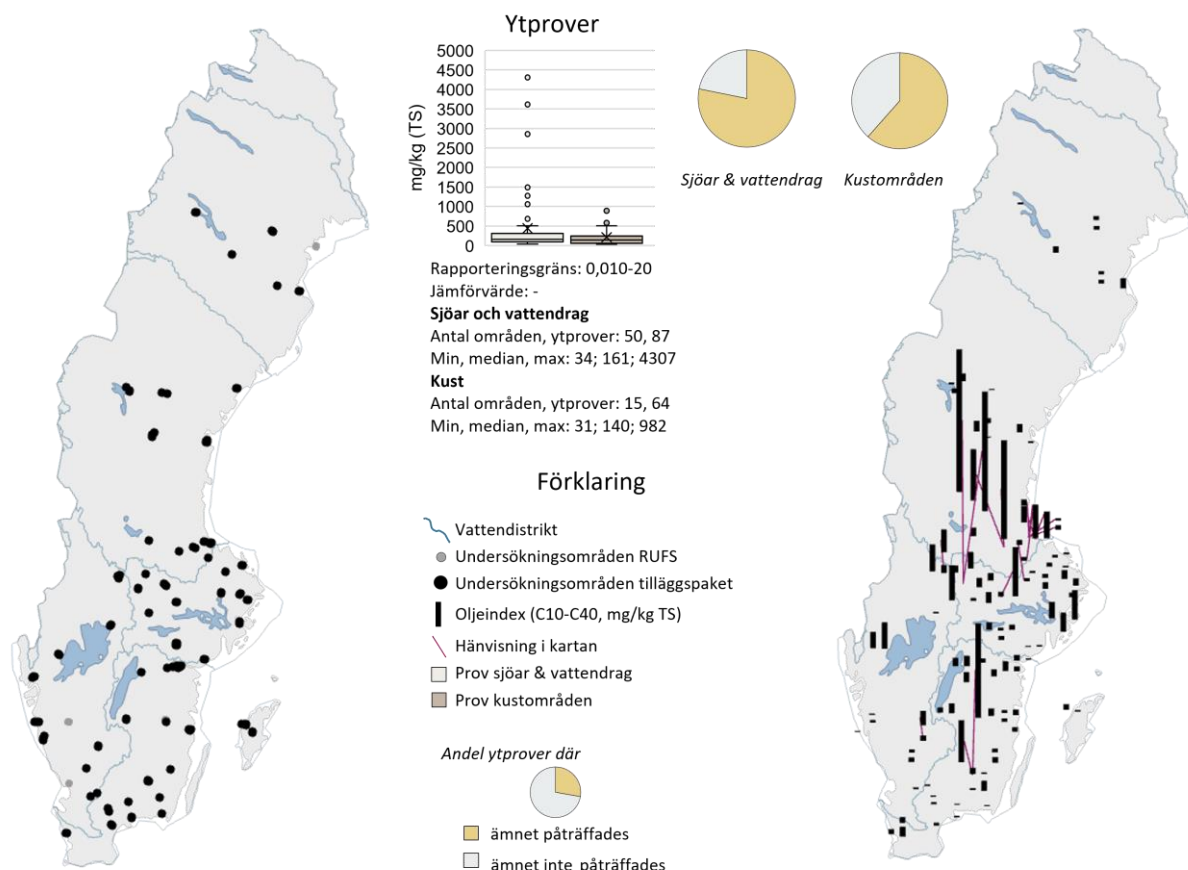
Oljeindex (C10-C40) uppmättes i 78 %, respektive 33 % av proverna från sjöar och vattendrag respektive kust. Rapporteringsgränserna varierade mellan 50–150 mg/kg (TS). Fraktionen C16-C35 uppmättes i flest prover, och i hög utsträckning i sjöar och vattendrag. (Tabell 22)

**Tabell 22.** Förekomst av oljeindex i sedimentprover (ytprover) från den limniska och marina undersökningen.

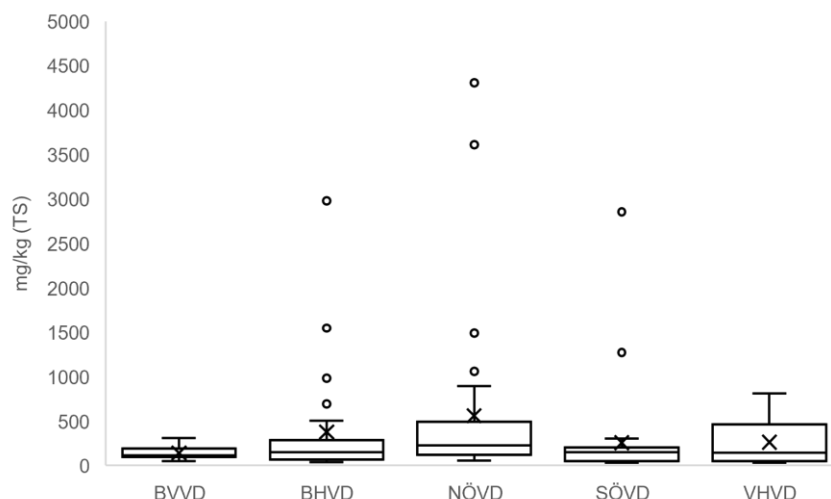
	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
Sjöar och vattendrag			C10 - C12, C12 - C16, C35 - C40	C16 - C35
Kustområden			C10 - C12, C12 - C16, C35 - C40, C16 - C35	

Oljeindex uppmättes över rapporteringsgränsen i ytprover i 47 inlandsvatten och 14 kustområden (Figur 53). Högst oljeindex uppmättes i Lill-Gösken (Gävleborg), Östersjön (Västmanland), Björken (Örebro) och Oset/Sörsjön (Kronoberg) (Figur 52). Lill-Gösken och Östersjön är recipienter till stålindustrier och Björken och Oset/Sörsjön är recipienter till massa- och pappersbruk. Båda två är industrier som hanterar och använder stora mängder oljor av olika slag. Oljeindex och uppmätta halter av alifater och aromater i ytprover (avsnitt 2.1.1.2.) uppvisar ett samband (linjär regressionsanalys,  $R^2$ -värde=0,80, JMP® 16.2.0). Lill-Gösken, Björken och Oset/Sörsjön (tillsammans med Lisjön, Dalarna och Addarn, Stockholm) hade även de högsta halterna av alifater och aromater. Samma tydliga samband finns dock inte med halterna av PAH:er eller PCB:er.

Medelvärdet av oljeindex i ytprover från inlandsvatten (439 mg/kg TS) var signifikant högre än



**Figur 53.** Oljeindex (C10-C40) i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta oljeindex (C10-C40, mg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover inlands- resp. kustprover och pajdiagrammet visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i proverna. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.



**Figur 54.** Oljeindex (mg/kg torrsubstans, TS) i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

medelhalterna i ytprover från kustvatten (212 mg/kg TS) (Figur 53). Oljeindex analyserades även i djupprover, men det sågs ingen signifikant skillnad mellan yt- och djupprover.

Det var inga skillnader mellan medelvärdena av oljeindex i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 54).

Oljeindex analyseras ibland i sediment med känd belastning av oljeförorening. Det är dock en grov parameter som inte ger ytterligare information än halter av kolväten bestående av 10–40 kolatomslånga kolkedjor. För ytterligare information för riskbedömning och källfördelning är det mer relevant att analysera andra ämnesgrupper kopplade till oljeförorening, som nämnts ovan.

### 2.1.2.13 Organofosfater

Organofosfater är en stor ämnesgrupp med stor variation i ämnens kemiska och fysikaliska egenskaper. De är uppbyggda av fosfatestrar med olika kolkedjor kopplade till syremolekyler. Organofosfater kan vara både klorerade och icke-klorerade.

Organofosfater används främst som mjukgörare och flamskyddsmedel i plast, men även som tillsatser i antiskummedel, smörjmedel och hydraulvätskor. Ämnesgruppen används i hög grad som ersättningsämnen när andra mjukgörare och flamskyddsmedel fasas ut. Klorerade organofosfater har bland annat använts eller används som bekämpningsmedel (till exempel klorpyrifos), men dessa pesticider brukar ses som en separat grupp och ingår inte i analysen av organofosfater i dessa undersökningar.

Organofosfater sprids diffust via läckage från produkter som innehåller dessa ämnen under produktens livscykel, men även via punktkällor som processindustrier, avloppsreningsverk och deponier.

Beroende på den stora variationen inom ämnesgruppen beter sig de olika ämnena olika i miljön. Beroende på deras fett- och vattenlöslighet fördelar de sig olika mellan matriserna ytvatten och sediment när de sprids till vattenmiljön. Generellt sett är de svårnedbrytbara och riskerar att ansamlas i miljön.

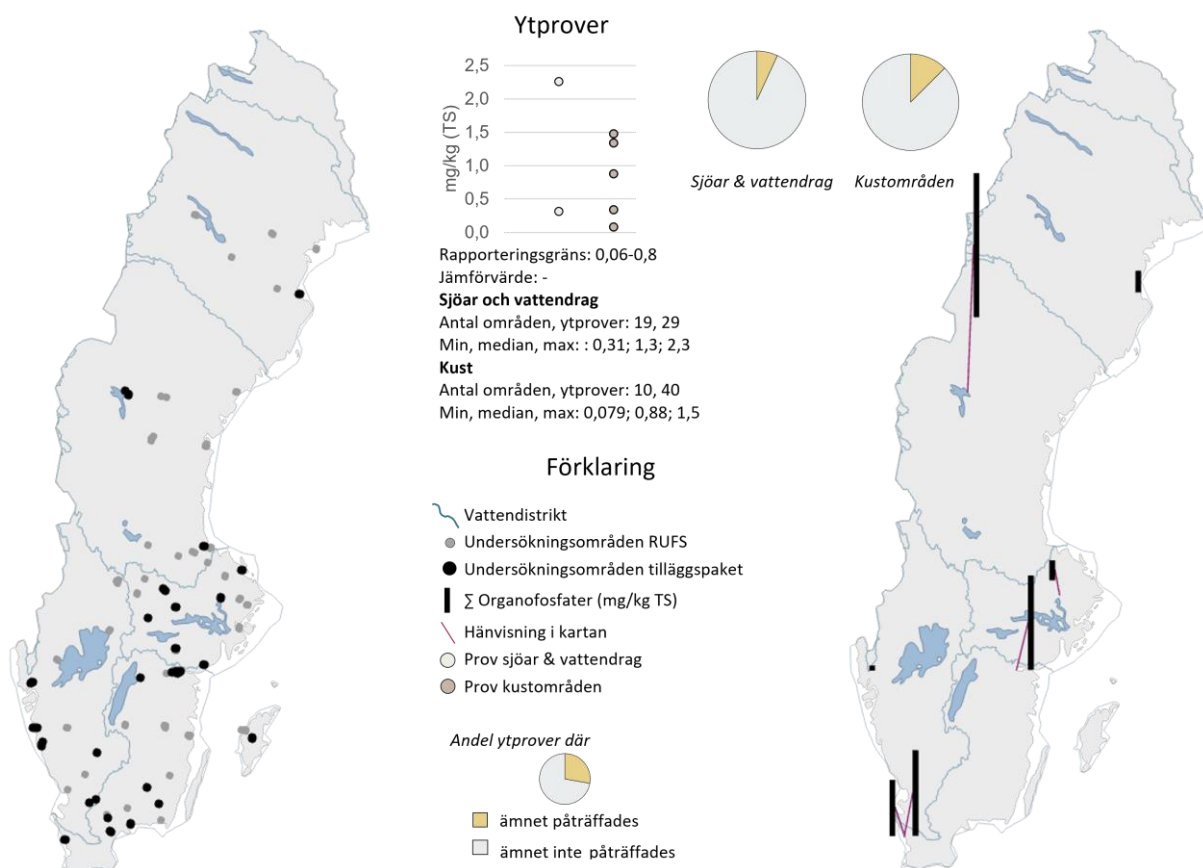


**Tabell 23.** Förekomst av organofosfater i sedimentprover (ytprover) från områden i inlandsvatten och kust. Se Bilaga A, tabell A4 för de fullständiga namnen för förkortningarna av ämnena som anges i tabellen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	EHDPhP, DBPhP, DPhBP, TBP, TPHP, TIBP, TCrP, ToCrP, TDCP, TBEP, TCEP	TCPP, TEHP		
<b>Kustområden</b>	TDCP, TBP, TBEP, TIBP, TCrP, ToCrP, TPHP, DBPhP, DPhBP	TEHP, EHDPhP, TCPP, TCEP		

Klorerade organofosfater är mer svårnedbrytbara än de icke-klorerade. Även giftighet för vattenlevande organismer varierar inom ämnesgruppen, men klorerade organofosfater är generellt mer giftiga än de icke-klorerade.

Organofosfater analyserades i sediment från 19 inlandsvatten och tio kustområden med belastning från avfallshantering och deponier, avloppsreningsverk och verkstadsindustrier (Tabell 3).



**Figur 55.** Summahalter av organofosfater i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta halter av organofosfater (mg/kg torrsbstans) i ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Pajdiagrammen visar uppmätta halter i inlandsvatten- resp. kustprover och pajdiagrammet visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i proverna.

Majoriteten av de analyserade organofosfaterna påträffades inte över rapporteringsgränserna (0,05–0,5 [sjöar och vattendrag], resp. 5,0–30 [kust] mg/kg TS). TCCP och TEHP påträffades i både inlandsvatten och kustvatten, om än i låg grad (Tabell 23). Rapporteringsgränserna för organofosfater i kustundersökningen var högre vilket gör att det inte går att jämföra förekomsten av organofosfater mellan inlandsvatten och kustområden.

Organofosfater uppmättes över rapporteringsgränserna i två inlandsvatten; Fyrisån vid Uppsala (Uppsala) och Storsjön (Jämtland), och fyra kustområden; Ursviksfjärden (Västernorrland), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland), Landskrona (Skåne) och Saltkällefjorden (Västra Götaland) (Figur 55). Samtliga undersökningsområden där organofosfater uppmättes förutom Saltkällefjorden var recipienter till avloppsreningsverk. Fyrisån, Loddbyviken och Pampusfjärden och Landskrona är även recipienter till verkstadsindustrier. Saltkällefjorden är recipient till massa- och pappersbruk, vilket även Ursviksfjärden, Loddbyviken och Pampusfjärden är. Massa- och pappersbruk har inte pekats ut som bransch för belastning av organofosfater, men det utesluter inte en belastning av denna ämnesgrupp från branschen.

Eftersom organofosfater uppmättes i så få prover finns inte dataunderlag för att jämföra halter i ytsediment mellan inlands- och kustområden, eller mellan vattendistrikt.

Organofosfater sprids till miljön från många olika produkter och varor, men för att ämnesgruppen ska vara relevant att inkludera i kommande undersökningar krävs lägre rapporteringsgränser, om det inte finns en känd betydande belastning där höga halter kan förväntas.

#### *2.1.2.14 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)*

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en stor grupp kolväten bestående av raka eller grenade kolkedjor med flera fluoratomer längs med kolkedjan. Ena änden av molekylerna har en sulfonat-, karboxylsyre- eller alkoholgrupp, vilket ger molekylerna dess polära karaktär.

Perfluorerade ämnen är värmestabila och har ytaktiva egenskaper, vilket gör produkterna vatten-, smuts- och fettavvisande.

De har använts som impregneringsmedel (till exempel för textilier och papper), rengöringsmedel, och flamskyddsmedel (exempelvis i brandsläckningsskum). PFAS används även bland annat vid förkromning av metall och annan metallbearbetning, produktion av halvledare, och i hydrauloljor inom flygindustrin. Lokalt kan det även förekomma spridning från betydande användning av fluorinnehållande skidvalla.

PFAS-ämnen är mycket mobila i mark och vatten vilket gör att de kan sprida sig långt från utsläppskällorna. De sprids diffust till vattenmiljön från produkter och varor. PFAS sprids också från punktkällor som avloppsreningsverk, avfallshantering och deponier, processindustrin och från förorenad mark vid brandövningsplatser eller där släckningsinsatser gjorts. De påträffas nu i stort sett överallt i miljön.

Perfluorerade ämnen är mycket motståndskraftiga för kemisk, fysikalisk och biologisk nedbrytning, men de kan till viss del brytas ner till andra PFAS som i sig också är svårnedbrytbara. Den extrema persistensen beror på fluoratomernas starka dragningskraft till elektroner. På grund av ämnenas persistens ansamlas de i miljön och ackumuleras i biota. De ansamlas inte i lika hög grad i sediment som andra svårnedbrytbara organiska miljögifter då de

**Tabell 24.** Förekomst av PFAS i sedimentprover (ytprover) från den sjöar och vattendrag resp. kust. Se Bilaga A, tabell A5 för de fullständiga namnen för förkortningarna av ämnena som anges i tabellen.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	10:2 FTS, 4:2 FTS, HPFHpA, 8:2 FTS, FOSAA, EtFOSA, PFHpS, PF37DMOA, PFD <sub>o</sub> DS, PFHxDA, PFNS, PFOcDA	MeFOSE, PFPeS, EtFOSE, MeFOSA, PFDS, 6:2 FTS, MeFOSAA, PFHxA, PFPeA, PFBA, PFHpA	PFBS, EtFOSAA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFDA, FOSA, PFTeDA, PFD <sub>o</sub> DA, PFTrDA	PFUnDA, PFOS
<b>Kustområden</b>	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFHxDA, PFOcDA, PFPeS, PFNS, PFDS, PFD <sub>o</sub> DS, 4:2 FTS, 8:2 FTS, MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, HPFHpA, PF37DMOA, FOSAA, MeFOSAA	PFHpS, 10:2 FTS, EtFOSAA, PFBS, 6:2 FTS, FOSA, EtFOSE, PFTeDA	PFHxS, PFD <sub>o</sub> DA, PFDA, PFNA, PFTrDA, PFOA, PFUnDA, PFOS	

har en hydrofil, vattenlöslig del. De binder i stället till proteiner och bioackumuleras i hög grad i proteinrik vävnad i organismer, som blod och lever. De är giftiga och hormonstörande för vattenlevande organismer och ger negativa långtidseffekter i vattenmiljön.

PFAS analyserades i sediment från 30 inlandsvatten och 16 kustområden med belastning från avfallshandling och deponier, avloppsreningsverk, massa- och pappersbruk, textilindustrier, verkstadsindustrier och ytbehandlingsverksamheter (Tabell 3).

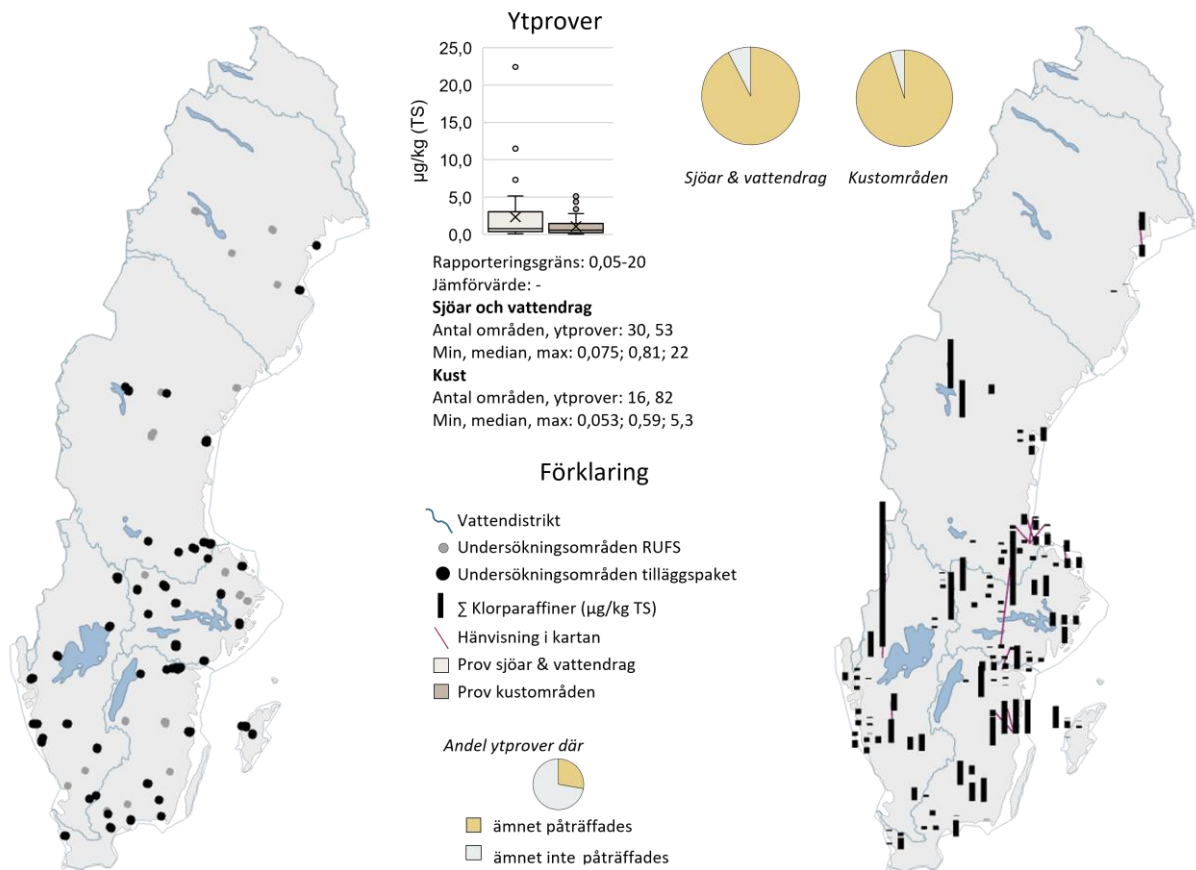
Majoriteten av de PFAS som analyserades i sjöar och vattendrag påträffades, men för kustproverna var antalet ämnen som påträffades något färre (Tabell 24). Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) var det ämne inom ämnesgruppen som påträffades över rapporteringsgränsen (0,05–1,0 µg/kg TS [sjöar och vattendrag], respektive 0,05–20 µg/kg TS [kust]) i flest prover (91 % [sjöar och vattendrag], respektive 56 % [kust]). För ämnesgruppen var detektionsfrekvensen hög i både inlandsvatten och kustområden (Figur 56).

PFAS uppmättes över rapporteringsgränserna i 28 inlandsvatten och 16 kustområden. Inom undersökningen i kust analyserade PFAS i samtliga undersökningsområden (Norrlin et al. 2022). Högst halter uppmättes i Storsjön (Jämtland), Björken (Örebro), Näsnaren (Södermanland), Gåsfjärden (Kalmar) och Nedre Upperudshöljen (Västra Götaland) (Figur 56). Björken och Nedre Upperudshöljen är recipienter till massa- och pappersbruk. Storsjön är recipient till avloppsreningsverk och har även en känd brandövningsplats vid en deponi i Östersund som tillsammans med flygplatsen och försvarets verksamheter på Frösön har lett till förhöjda halter i mark, vatten och fisk, vilket har lett till kostrekommendationer för intag av fisk<sup>11</sup>. Näsnaren är recipient till avfallshandling och deponi, men också stålindustri som dock inte har inkluderats som möjlig bransch för belastning av PFAS, men det utesluter inte en belastning av denna ämnesgrupp från stålindustrier. Detsamma gäller för belastningen av PFAS i Gåsfjärden.

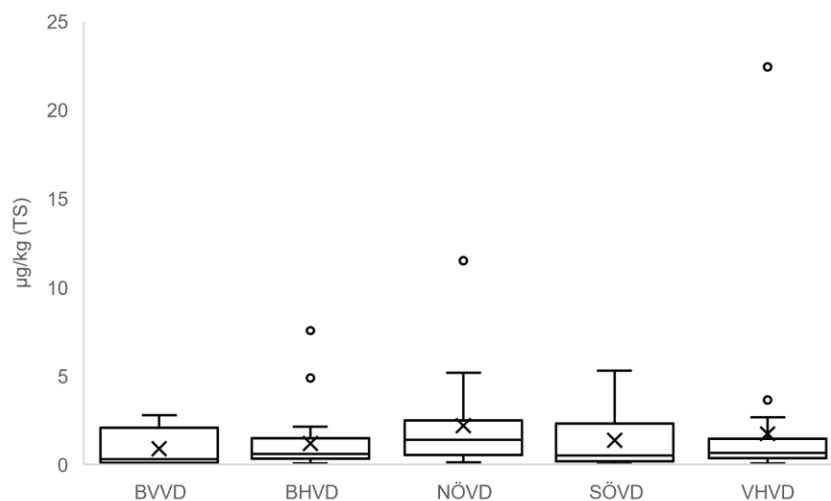
Medelvärden av PFAS<sub>35</sub> i ytprover från sediment i inlandsvatten (2,4 µg/kg TS) var signifikant högre än medelhalterna i ytprover från kustvatten (1,1 µg/kg TS) (Figur 56).

Det fanns inga skillnader mellan medelvärdena av PFAS<sub>35</sub> i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 57).

<sup>11</sup> Länsstyrelsen i Jämtlands län. Miljögifter i fisk. <https://www.lansstyrelsen.se/4.3b68ed3d177d806751d1d9a3.html> (2023-04-13)



**Figur 56.** Summahalter av PFAS<sub>35</sub> i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av PFAS<sub>35</sub> (µg/kg torrsubstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover från inlandsvatten resp. kust, och pajdiagrammet visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i proverna. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.



**Figur 57.** Summahalter (mg/kg torrsubstans, TS) av PFAS i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

Ämnesgruppen PFAS används i ett mycket stort antal produkter och processer, och har gjort det sedan 1950-talet. Resultaten från denna undersökning visar att spridningen av PFAS till vattenmiljön är omfattande och sker från många olika typer av punktkällor och diffusa källor.

Även om PFAS historiskt inte bedömts ansamlas i sediment visar denna undersökning på vikten av att inkludera ämnesgruppen vid undersökningar av förorenade sediment oavsett vilken bransch som bedömts utgöra en möjlig eller känd belastning.

För resultat från analys av 68 olika PFAS av Örebro universitet, se Kärman et al. (2022) och översiktlig sammanfattning i kapitel 2.1.5. Resultat från analys av PFAS i recipienter till pappersindustrier.

### 2.1.2.15 Siloxaner

Siloxaner innehåller kisel-syreskelett med två metylgrupper på kiselatomen. Det finns en stor variation av dessa ämnen. Siloxaner med två till sex kiselatomer kan vara raka eller cykliska molekyler.

Siloxaner används i många olika produkter på grund av deras många olika och unika egenskaper, exempelvis är siloxaner termiskt stabila, motstår väta, ozon, gamma- och UV-strålning, har låg ytspänning och hög ytaktivitet. De används bland annat som mjukgörare i kosmetiska produkter, hygienartiklar, färger och lacker, isoleringsmaterial inom elektronik, vattenavvisande medel, rengöringskomponenter, bränsletillsatser och antifrostmedel.

Spridningen av siloxaner till miljön sker både från punktkällor vid processindustrier och via avloppsreningsverk, men även diffust från läckage av produkter innehållande siloxaner. Användningen av siloxaner är mycket stor, nationellt och internationellt, och de sprids effektivt via atmosfären. Detta gör att siloxaner är mycket spridda i miljön.

Siloxaner är fettlösliga och svårnedbrytbara och ansamlas i sediment och fisk när de når vattenmiljön. De är även bioackumulerande till hög grad. Siloxaner kan orsaka negativa långtidseffekter i vattenmiljön. Vissa siloxaner är reproduktionstoxiska och möjligen cancerframkallande.

Siloxaner analyserades i sediment från åtta inlandsvatten och åtta kustområden med belastning från avloppsreningsverk (Tabell 3).

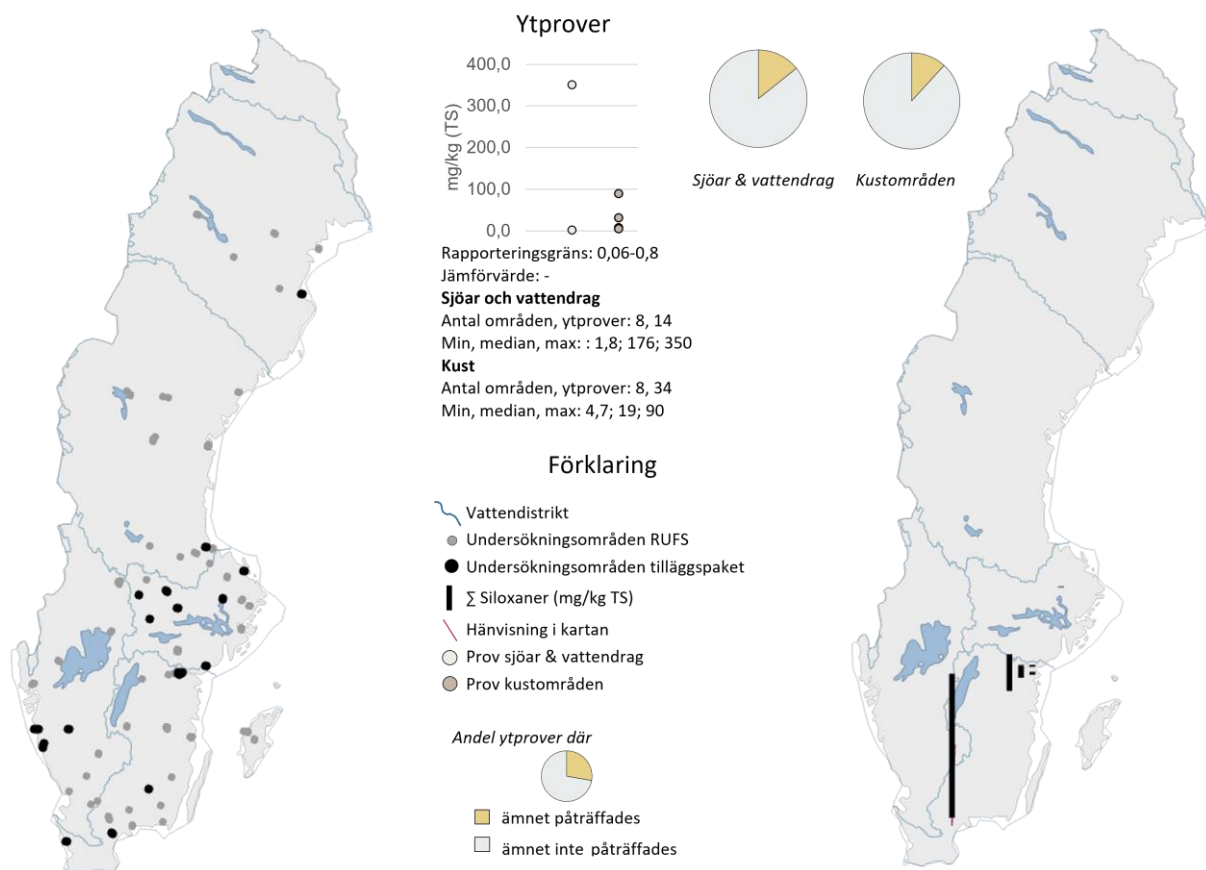
Hälften av siloxanerna som analyserades påträffades över rapporteringsgränserna (0,5–2,0 [sjöar och vattendrag], respektive 0,5–5,0 [kust] µg/kg TS), och i sjöar och vattendrag uppmättes siloxanerna D4 och D5 i måttlig utsträckning (Tabell 25).

**Tabell 25.** Förekomst av siloxaner i sedimentprover (ytprover) från sjöar och vattendrag resp. kust. Se Bilaga A, tabell A6 för de fullständiga namnen för förkortningarna av ämnena som anges i tabellen.

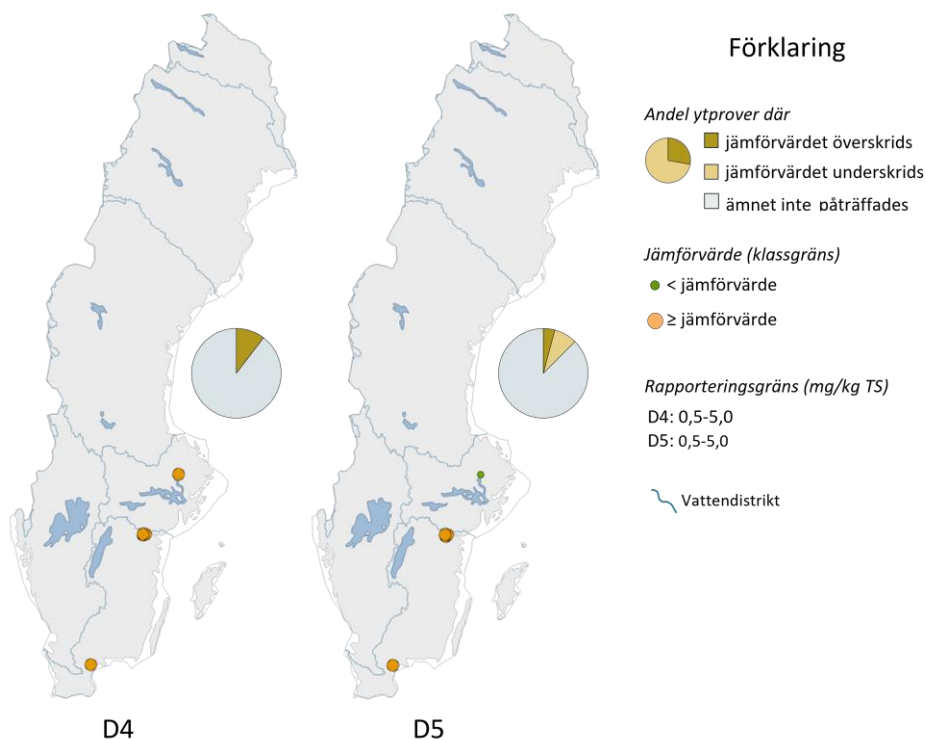
	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	MD2M, MD3M, MM, MDM	D3, D6	D4, D5	
<b>Kustområden</b>	MM, MDM, MD2M, MD3M	D3, D4, D5, D6		

Siloxaner uppmättes över rapporteringsgränserna i två inlandsvatten; Fyrisån vid Uppsala (Uppsala) och Hammarsjön (Skåne), och i ett kustområde; Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) (Figur 58). Det var endast de cykliska siloxanerna som uppmättes (D3, D4, D5 och D6; Tabell 25). Samtliga undersökningsområden där siloxaner uppmättes var recipienter till avloppsreningsverk, men det var också den enda bransch som valts för val av analys av siloxaner. Eftersom siloxaner uppmättes i så få prover finns inte dataunderlag för att jämföra halter i ytsediment mellan inlands- och kustområden, eller mellan vattendistrikt.

De cykliska siloxanerna D4 (oktametylcyclohexasiloxan) och D5 (dekametylcyclopentasiloxan) är särskilda förorenade ämnen inom vattenförvaltningen och har klassgränser för god ekologisk status (för D4 endast i inlandsvatten) (HVMFS 2019:25; Bilaga D). Båda dessa siloxaner påträffades i ett fåtal prover. D4 uppmättes i två limniska prover (Fyrisån och Hammarsjön) och halterna (normaliserade till 5 % TOC) översteg klassgränsen i båda proverna (Figur 58). D4 uppmättes även i tre prover i kustvattnet Loddbyviken och Pampusfjärden. För marin miljö finns endast ett indikativt värde för D4 i sediment (Havs- och vattenmyndigheten 2018), och samtliga uppmätta som 5 % TOC-normaliserats översteg det indikativa värdet.



**Figur 58.** Summahalter av siloxaner i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta halter av siloxaner (mg/kg torrsubstans) i ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Diagrammen visar uppmätta halter i inlands- resp. kustprover och pajdiagrammet visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i proverna.



**Figur 59.** Jämförelse av uppmätta halter av siloxanerna D4 (oktametylcyklotetrasiloxan) och D5 (dekametylcyklopentasiloxan) som har uppmätts och har klassgränser för sediment för god ekologisk status (HVMFS 2019:25). Kartorna visar jämförelse av uppmätta halter (mg/kg torrsubstans, normaliserade för 5 % TOC) i ytsediment med vattenförvaltningens jämförvärde (D4 har bara klassgräns för limniska sediment, men för marina sediment finns ett indikativt värde (Havs- och vattenmyndigheten 2018)). Pajdiagrammen visar andelen som påträffats i ytproverna i förhållande till jämförvärde.

D5 uppmättes också i prover från Fyrisån och Hammarsjön, men bara i provet från Hammarsjön överskred klassgränsen för god ekologisk status (Figur 59). D5 uppmättes i fyra prov i Loddbyviken och Pampusfjärden och i tre prov översteg halterna (normaliserade mot 5 % TOC) klassgränsen för god ekologisk status (Figur 59).

Siloxaner uppmättes i få prover över rapporteringsgränserna, vilka var relativt höga. För flera prov var rapporteringsgränserna dessutom mycket högre än klassgränserna för god ekologisk status och det indikativa värdet. De låga klassgränserna och indikativa värdet visar på risk för negativa effekter vid låga halter. För att kunna rekommendera att inkludera siloxaner i kommande undersökningar av sediment krävs lägre rapporteringsgränser, om det inte finns en känd belastning där höga halter kan befaras.

#### 2.1.2.16 Tennorganiska föreningar

Det finns fyra grupper av tennorganiska föreningar (organiska tennföreningar) med olika antal organiska grupper bundna till tennmolekylen; mono-, di-, tri- och tetraorganotennföreningar. Den organiska molekylen kan vara en kolkedja eller en aromatisk ring.

Den förening som fått mest uppmärksamhet de senaste decennierna är tributyltenn (TBT), som sedan 1960-talet använts i båtottenfärger. Båtottenfärger innehållande TBT är förbjudna för fritidsbåtar sedan 1989, och sedan 2008 gäller totalförbud mot förekomst av bottenfärger som innehåller TBT på alla fartyg, oavsett storlek och trafik. Även om TBT inte längre är tillåtet i båtottenfärger sker fortsatt en spridning av TBT från båtskrov på de båtar där gamla båtotten-

färger inte har avlägsnats från skroven. Förutom som aktiv substans i båtbottnfärger har TBT använts som träskyddsmedel för exempelvis virke vid träindustrier, som konserveringsmedel inom textil- och pappersindustrin, och som stabilisator i mjukplast. De andra tennorganiska föreningarna används som stabilisatorer i plast, tätningsmedel, lim, fogmassor och lacker (mono- och di-) och råvara till andra tennorganiska föreningar (tetra-).

Tennorganiska föreningar sprids i vår miljö både från punktkällor (till exempel småbåtshamnar, processindustrier och avloppsreningsverk), men också diffust från förorenad mark som båtuppläggningsplatser och virkesupplag, dagvatten, och från produkter innehållande tennorganiska föreningar. Muddring av sediment i fritidsbåtshamnar, hamnar och fartygsleder är också betydande påverkanskällor för spridning av tennorganiska föreningar i vattenmiljön.

Tennorganiska föreningar är svårnedbrytbara och beroende på deras kemiska och fysikaliska egenskaper ansamlas de i olika grad i sediment och biota. Ämnesgruppens svårnedbrytbarhet gör att de förekommer under lång tid i vattenmiljön och exponerar därmed vattenlevande organismer under lång tid. Tennorganiska föreningar med tre tennmolekyler ansamlas i hög grad i sediment och biota.

Tennorganiska föreningar är mycket giftiga för vattenlevande organismer redan vid mycket låga koncentrationer i vatten och sediment och har negativa långtidsverkande effekter i vattenmiljön, de är även hormonstörande och påverkar fortplantning och immunsystem. TBT är framtaget som ett bekämpningsmedel och är därför mycket giftigt för vattenlevande organismer. TBT-förening i vattenmiljön övervakas med biomarkören imposex av snäckor där honsnäckor utvecklat hanliga könsorgan på grund av att TBT hämmar omvandlingen av testosteron till östrogen.

Tennorganiska föreningar analyserades i sediment från 48 inlandsvatten och 16 kustområden. Från början skulle tennorganiska föreningar analyseras i ytprover i undersökningsområden med belastning från hamn, småbåtshamnar och varv (Tabell 3). Detta innebar att samtliga kustområden skulle undersökas för parametern, och den lades till även i djupprover. Slutligen inkluderas tennorganiska föreningar i nästan samtliga undersökningsområden även inom den limniska undersökningen, i både yt- och djupprover.

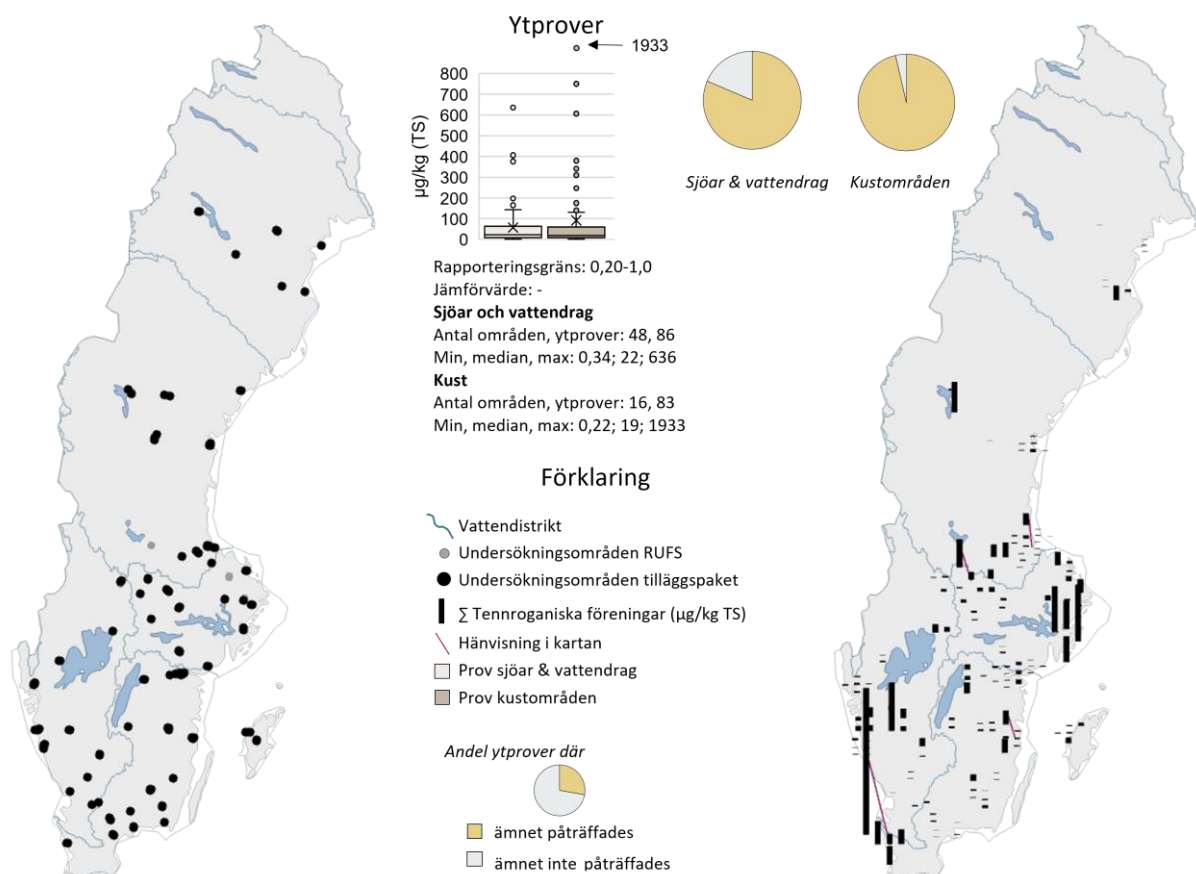
Majoriteten av de tennorganiska föreningar som analyserades påträffades över rapporteringsgränserna (0,2–1,0 µg/kg TS) (Tabell 26, Figur 59). De ämnen som påträffades i flest prover (detektionsfrekvens >56 %) var mono-, di- och tributyltenn. I marina prover var detektionsfrekvensen för TBT hela 93 %.

**Tabell 26.** Förekomst av tennorganiska föreningar i sedimentprover (ytprover) från sjöar och vattendrag resp. kust.

	Påträffades inte alls över rapporteringsgräns	Påträffades i låg utsträckning (<10 % av proverna)	Påträffades i måttlig utsträckning (10 - 75 % av proverna)	Påträffades i hög utsträckning (>75 % av proverna)
<b>Sjöar och vattendrag</b>	tricyklohexyltenn (TCyT)	monofenyltenn (MPHT), difenyltenn (DPhT), trifenyltenn (TPhT), tetrabutyltenn (TTBT), monooktyltenn (MOT), dioktyltenn (DOT)	dibutyltenn (DBT), tributyltenn (TBT), monobutyltenn (MBT)	
<b>Kustområden</b>	tricyklohexyltenn (TCyT)	monooktyltenn (MOT), monofenyltenn (MPHT), difenyltenn (DPhT)	trifenyltenn (TPhT), dioktyltenn (DOT), tetrabutyltenn (TTBT)	dibutyltenn (DBT), monobutyltenn (MBT), tributyltenn (TBT)



Tennorganiska föreningar uppmättes över rapporteringsgränserna i 40 inlandsvatten och 16 kustområden (Figur 60). De högsta halterna uppmättes i Skurusundet (Stockholm), Viaredssjön (Västra Götaland), Landskrona (Skåne), Svartviksfjärden (Västernorrland) och Storsjön (Jämtland). Främst uppmättes höga halter i djupare sediment, men även i yt sediment påträffades mycket höga halter (till exempel i Landskrona, se Figur 60). Fördelningen mellan de olika tennorganiska föreningarna i prover från dessa undersökningsområden varierade. De föreningar som överlag uppmättes i högst halter var butyltennföreningar, främst TBT, men även DBT (dibutyltenn) och MBT (monobutyltenn) kunde förekomma i höga halter; exempelvis utgjorde MBT den största andelen av uppmätta halter av tennorganiska föreningar i prover från Gårilången och Viaredssjön. Även oktyltennföreningar förekom i dessa undersökningsområden. Båda undersökningsområdena är recipienter till tätorter, från vilka föroreningar kan spridas via dagvatten. Viaredssjön är recipient till textilindustri och Gårilången är recipient till avloppsreningsverk och olika typer av industrier (träimpregnering, verkstad och ytbehandling). MBT-förening kan dels bero på spridning av MBT till miljön, dels nedbrytning av TBT och DBT. I prover från Landskrona och Storsjön utgjorde TBT den största andelen av den uppmätta halten av tennorganiska föreningar. I Storsjön finns småbåtshamnar i Östersund och på Frösön som ligger inom eller i närheten av undersökningsområdet som är troliga påverkanskällor. Landskrona

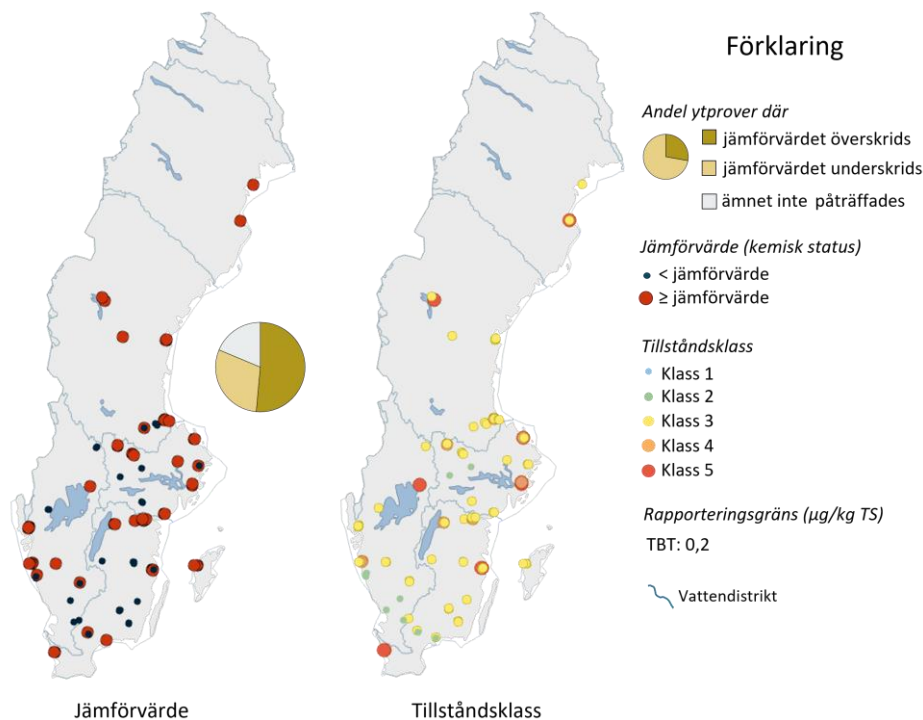


**Figur 60.** Summahalter av tennorganiska föreningar i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av tennorganiska föreningar (µg/kg torrsbstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover inlands- resp. kustprover och pajdiagrammet visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i proverna. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten. Observera att ett avvikande värde för kust är större än grafens y-axel.

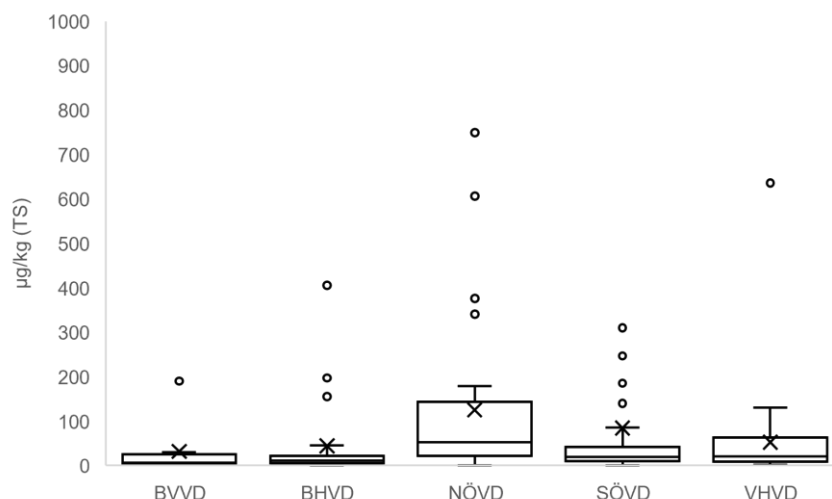
har en komplex påverkansbild, men den troliga huvudsakliga källan till TBT i Landskrona är hamnen och småbåtshamnen. I Landskrona, precis som i Skurusundet uppmättes även oktyl- och fenyltennföreningar. I Skurusundet utgör TBT den största andelen av de uppmätta halterna, men även DBT utgjorde en stor andel av de uppmätta halterna av butyltennföreningar. Skurusundet har en omfattande båttrafik och småbåtshamnar med uppläggningsplatser, men även massa- och pappersbruk som möjlig källa till spridning av tennorganiska föreningar.

Det finns tillståndsklasser för MBT, DBT och TBT i marina sediment (Josefsson 2017). Utöver resultaten för TBT, som har gränsvärde för sediment (HVMFS 2019:25), redovisas inte jämförelser mot tillståndsklasserna för MBT och DBT i denna rapport. För jämförelser av uppmätta halter mot tillståndsklasser, se resp. fält- och resultatrapport (Norrlin et al. 2022, SGU 2023). Fördelningen mellan MBT, DBT och TBT i sedimentprover kan dels ge en bild av vilken påverkanskälla som är den mest dominanta, dels ge information om när TBT-belastningen upphörde där den huvudsakliga källan till föroreningen varit TBT, eftersom MBT och DBT är nedbrytningsprodukter av TBT. Detta har inte studerats vidare i denna undersökning, men eftersom dataunderlaget kommer att finnas tillgängligt via datavärdskapet för miljögifter finns möjligheten att göra detta inklusive andra analyser på den insamlade datamängden inom regeringsuppdraget. Gränsvärdet för god kemisk status för TBT överskreds i ytsedimentprover från 15 inlandsvatten och samtliga 16 kustområden (Figur 61).

Enligt tillståndsklasser för organiska miljögifter i marina sediment (Josefsson 2017) uppmättes i ytprover mycket hög halt (klass 5) av TBT i två inlandsvatten (Storsjön (Jämtland) och Vanrumsviken (Värmland)) och fem kustområden (Ursviksfjärden (Västerbotten), Östhammarsfjärden (Uppsala), Skurusundet (Stockholm), Gåsfjärden (Kalmar) och Landskrona



**Figur 61.** Jämförelse av halter av tributyltenn (TBT) i sediment. Kartan till vänster visar jämförelse av TOC-normaliserade halter (µg/kg torrsubstans, 5 % TOC) i ytsediment med vattenförvaltningens jämfövärdet (klassgräns för god kemisk status). Kartan till höger visar jämförelse av uppmätta halter (µg/kg torrsubstans) i ytsediment med tillståndsklasser för ytprover. Pajdiagrammen visar andelen av ytprover där ämnet påträffats i halter över, resp. under jämfövärdet eller om ämnet inte påträffades.



**Figur 62.** Summahalter (µg/kg torrsubstans, TS) av tennorganiska föreningar i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

(Skåne) (Figur 61). De undersökningsområden som hade högst halter av TBT och TOC-normaliserade halter) i ytprover var Ursviksfjärden, Storsjön, Skurusundet och Landskrona.

Tennorganiska föroreningar analyserades även i djupprover av sediment, och medelhalterna av summan i djupare prover (229 µg/kg TS) var signifikant högre än medelhalterna av summan i ytprover (75 µg/kg TS). Det fanns dock inga signifikanta skillnader mellan TBT-halterna från yt- och djupprover.

Det var inga skillnader mellan medelvärdena av tennorganiska föreningar i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 62).

Tennorganiska föreningar kan spridas från många olika källor, och även ämnen inom ämnesgruppen som det funnits restriktioner för under längre tid påträffas på många platser i halter som utgör en risk för vattenmiljön. Tennorganiska föreningar rekommenderas därför att generellt inkluderas i undersökningar av förorenade sediment, även för annan möjlig eller känd belastning än den från hamnar, småbåtshamnar, naturhamnar i skärgården och uppläggningsplatser för fritidsbåtar.

#### 2.1.2.17 TBT-ersättare (diuron och irgarol)

Biociderna diuron och irgarol (som även kallas cybutryn) har tillsammans med koppar använts som ersättningsämnen för TBT i båtbottnfärger efter att TBT reglerades. Diuron är en ureaförening med en di-klorbensens i molekylen, och irgarol är en triazinförening med en bensening i molekylen där tre av kolatomerna har ersatts av tre kväveatomer.

Diuron och irgarol är biocider som hämmar fotosyntesen hos alger och därmed påväxten på båtbottnskrov. Biociderna frigörs från båtbottnfärgen för att förhindra påväxt vilket gör att biociderna sprids till vattenmiljön. Diuron och irgarol har även använts i andra produkter, exempelvis har diuron använts som bekämpningsmedel inom jordbruk och på banvallar och grusade ytor. Irgarol har använts som konserveringsmedel i andra ytbeläggningar, fibrer, läder, gummi, polymerer och byggnadsmaterial.

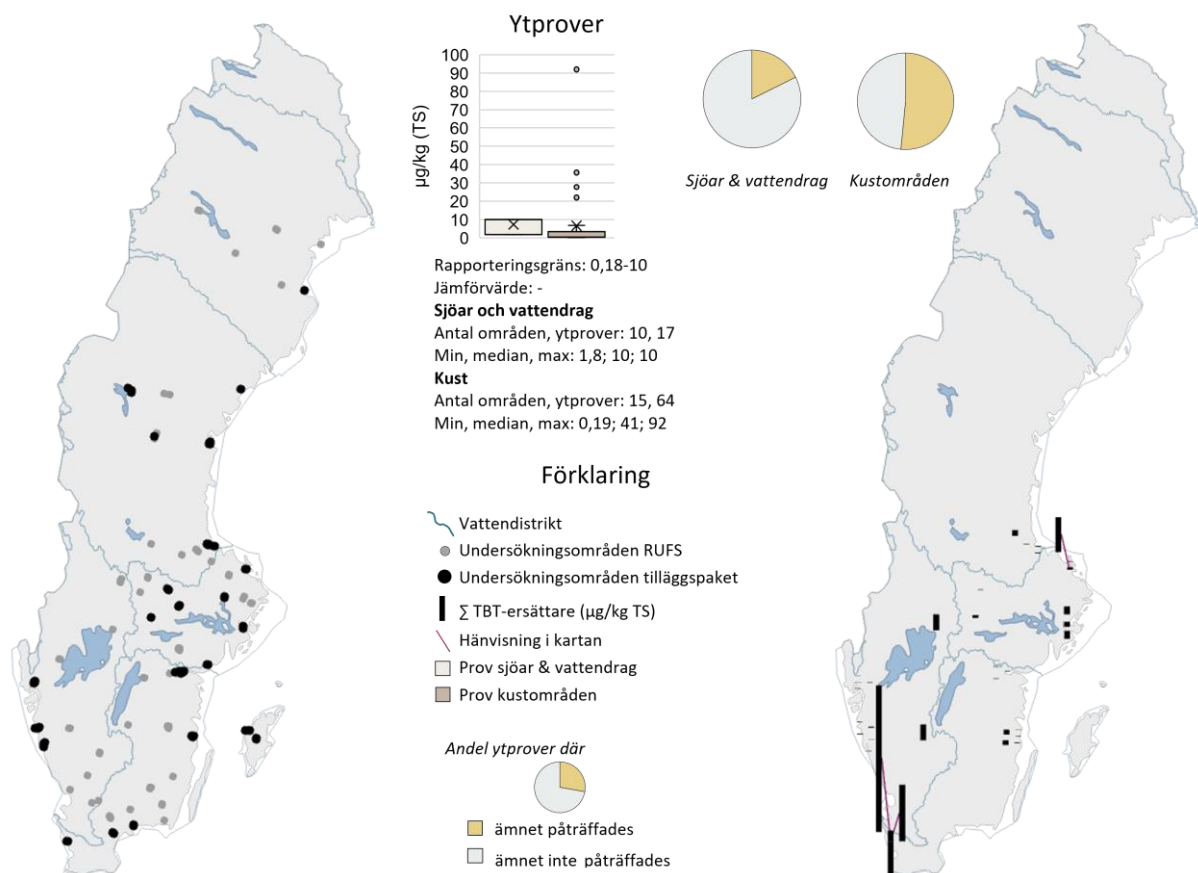
Irgarol har utifrån dess kemiska och fysikaliska egenskaper större förutsättningar att ansamlas i sediment än diuron, men de kan båda påträffas i sediment vid fritidsbåtshamnar, hamnar och fartygsleder. Eftersom båda har använts som biocider i andra produkter kan de påträffas även i vattenmiljön vid andra påverkanskällor.

Eftersom de är biocider är de framtagna för att påverka målorganismer negativt, och därmed är de potenta föroreningar som utgör en negativ effekt i vattenmiljön.

Diuron och irgarol analyserades i sediment från tio inlandsvatten och 15 kustområden med belastning från hamnar, småbåtshamnar och varv (Tabell 3).

Diuron och irgarol påträffades i ytprover i kustområdena (2 %, respektive 27 % detektionsfrekvens; rapporteringsgräns 10, resp. 0,18–10 µg/kg TS), men endast irgarol påträffades i ytprover i inlandsvatten (16 % detektionsfrekvens; rapporteringsgräns 0,18–1,0 µg/kg TS).

Irgarol uppmättes över rapporteringsgränserna i två inlandsvatten; Vede vågssjön (Örebro) och Varnumsviken (Värmland), och i tio kustområden; Inre fjärden och Avan (Gävleborg), Skutskär



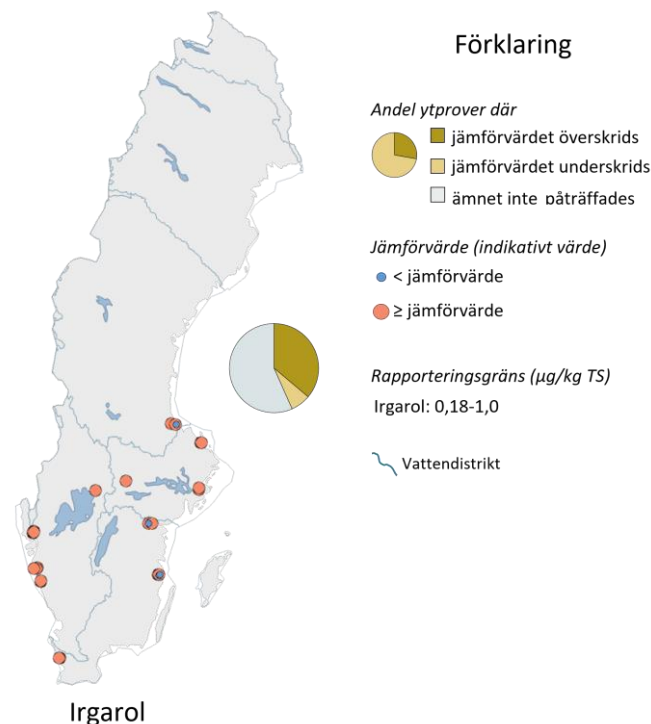
**Figur 63.** Summahalter av TBT-ersättare (irgarol och diuron) i sediment. Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för analys av ämnesgruppen (svarta cirklar). Kartan till höger visar uppmätta summahalter av irgarol och diuron (µg/kg torrsubstans) för ytprover vid de undersökningsområden där de har provtagits för analys. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätta summahalter i ytprover inlands- resp. kustprover och pajdiagrammet visar andelen av ämnesgruppen som påträffades i proverna. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta halten.

(Uppsala), Östhammarsfjärden (Uppsala), Skurusundet (Stockholm), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland), Gåsfjärden (Kalmar), Landskrona (Skåne), Kungsbackafjorden (Halland), Göteborg (Västra Götaland) och Saltkällefjorden (Västra Götaland). Diuron uppmättes bara i Landskrona (Figur 63). Vid Varnumsviken ligger ett varv och en småbåtshamn och vid Vedevågssjön ligger en verkstadsindustri som är en färgindustri där irgarol möjligen använts som tillsats (konserveringsmedel) i tillverkningsprocessen. Vid de kustområden där TBT-ersättare har uppmätts finns större hamnar eller småbåtshamnar.

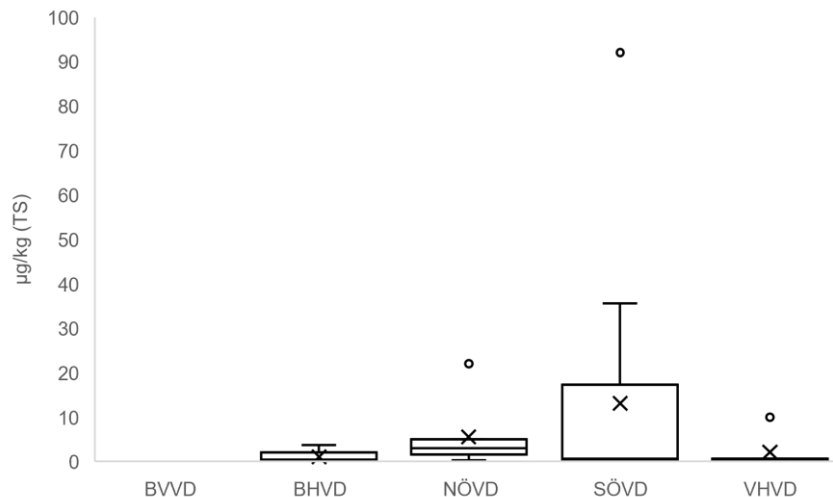
För TBT-ersättarna saknas gränsvärden för sediment (HVMFS 2019:25) eller tillståndsklasser för marina sediment (Josefsson 2017, Naturvårdsverket 2022b), men för irgarol finns det ett indikativt värde för sediment (Havs- och vattenmyndigheten 2018). TOC-normaliserade halter (5 % TOC-halt) av irgarol översteg det indikativa värdet (0,18 µg/kg TS, 5 % TOC) i majoriteten av proverna, och för de prover som inte översteg det indikativa värdet översteg andra prover från samma undersökningsområde jämförvärdet, vilket tyder på att i samtliga undersökningsområden där irgarol uppmättes över rapporteringsgränserna utgjorde ämnet en risk för vattenmiljön. (Figur 64)

Det fanns inga skillnader mellan medelvärdena av TBT-ersättare i ytprover mellan de fem vattendistrikten (Figur 65). I Bottenviken uppmättes de endast i Ursviksfjärden (Västerbotten).

TBT-ersättare används inte bara i båtbottnfärger utan kan spridas från andra källor. Eftersom irgarol har påträffats i halter som utgör en risk för vattenmiljön rekommenderas ämnesgruppen att inkluderas i undersökningar av förorenade sediment även för annan möjlig eller känd belastning än den från hamnar, småbåtshamnar, naturhamnar i skärgården och uppläggningsplatser för fritidsbåtar.



**Figur 64.** Jämförelse av uppmätta halter av irgarol (cybutryn) som har indikativt värde för sediment (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Kartan visar jämförelse av uppmätta halter (µg/kg torrsubstans, normaliserade för 5 % TOC) i ytsediment med jämförvärde (se bilaga D för resp. indikativt värde). Pajdiagrammet visar andelen av ytprover där ämnet påträffades i halter över, resp. under jämförvärdet eller om ämnet inte påträffades.

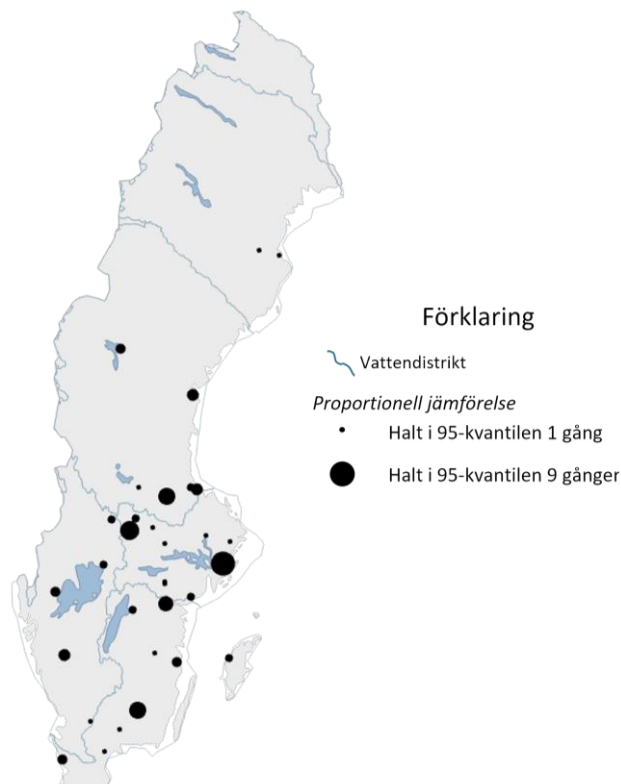


**Figur 65.** Summahalter (µg/kg torrsubstans, TS) av TBT-ersättare i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

### 2.1.3 Områden med omfattande belastning

De undersökningsområden som ingick i den nationella sedimentundersökningen hade en känd eller potentiell påverkan från närliggande eller uppströms liggande påverkanskällor av olika slag. Vissa undersökningsområden hade mer komplex påverkansbild än andra. Dock är det inte bara påverkansbildens komplexitet som avgör hur omfattande belastningen är, utan även andra

faktorer påverkar belastningen. I några av undersökningsområdena framstår belastningen som mer omfattande. Baserat på en summering av de gånger ett undersökningsområde har haft halter i 95-kvantilen av dataunderlaget för respektive tilläggs paket, uppmättes de högsta halterna av ämnen i tilläggs paketen oftare i dessa områden (Figur 66).



**Figur 66.** Jämförelse mellan de undersökningsområden där ett eller flera av ytproverna har uppmätt högsta halter (95-kvantilen) i dataunderlaget för resp. tilläggs paket. Minst prick i kartan representerar 1 gång, och störst prick representerar 9 gånger.

De undersökningsområden som hade högst halter flest gånger av ämnen i tilläggs paketen var Skurusundet (Stockholm, 9 gånger), Björken (Örebro, 8 gånger), Oset/Sörsjön (Kronoberg, 7 gånger), Lill-Gösken (Gävleborg, 7 gånger), Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland, 6 gånger). Lill-Gösken är recipient till stålindustri och ytbehandlingsverksamhet, och övriga områden har massa- och pappersbruk som känd punktkälla i påverkans bilden. En liknande jämförelse av antalet gånger en ämnesgrupp i grundpaketen (metaller,

PAH:er, PCB:er och BTEX) uppmättes i högst halter i ett eller flera av proverna från undersökningsområdena, visar på högst belastning i Lill-Gösken och Oset/Sörsjön.

Undersökningsområdena där högst halter påträffas flest antal gånger uppvisar, utifrån denna aspekt, en relativt omfattande belastning från påverkanskällorna jämfört med de andra undersökta områdena. Eftersom urvalet av tilläggs paket (ämne/ämnesgrupp) beror på branschtypiska ämnen för de olika branscherna och vilka branscher som finns kopplade till respektive undersökningsområde blir jämförelsen av antalet gånger undersökningsområdena har höga halter av ett eller flera tilläggs paket något "skev". Det bör ändå belysas att, många områden uppvisar höga halter av åtminstone en av föroreningsgrupperna i tilläggs paketen (32 av 71 undersökningsområden, Figur 66), och även för grundpaketen (21 av 71 undersökningsområden). Detta tyder på en stor variation i halter av flera av föroreningarna mellan de undersökta områdena, att områdena skiljer sig mycket åt i sin föroreningsbild, och att inget enskilt område är extraordinärt förorenat med avseende på samtliga undersökta föroreningar. I förlängningen kan detta innebära att en inventering av förorenade sedimentområden inte bör vara överdrivet exkluderande i de inledande stegen och att områden bör avskrivas med försiktighet och inte utan fältdata.

#### 2.1.4 Resultat från screening av kustsediment

Prover från de 16 kustområden som ingick i kustundersökningen analyserades med så kallad wide-scope target and suspect screening för att leta efter ett mycket stort antal ämnen. Minst ett prov från varje område analyserades. Vid tre av områdena analyserades två till tre prover, varvid det sammanlagda antalet prover som ingick i screeningen uppgick till 20. Analyserna genomfördes inom ramen för ett Helcom-projekt (pre-EMPT) tillsammans med nätverket Norman<sup>12</sup> där sammanlagt 94 prover av sediment, musslor eller fisk insamlades av länderna runt Östersjön och analyserades samordnat vid samma laboratorium (National and Kapodistrian University of Athens). Målet med projektet är att förbättra kunskapen om vilka kemiska ämnen som förekommer i Östersjöns miljö, och vilka risker dessa medför. På sikt ska detta bidra till att göra Helcoms arbete med farliga ämnen mer ändamålsenligt vad gäller miljöövervakning, bedömning och åtgärder.

Rapporten från laboratoriet (Helcom PreEMPT 2023) finns tillgänglig på kunskapsplattformen [www.renasediment.se](http://www.renasediment.se)<sup>13</sup>. Analysresultaten är också tillgängliga via Norman-nätverkets databas<sup>14</sup>.

Analyserna omfattade totalt drygt 2 500 ämnen med hög träffsäkerhet (så kallad target screening), och drygt 96 000 ämnen med lägre träffsäkerhet (så kallad suspect screening). Påträffade ämnen rankades enligt ett riskmått som omfattar detektionsfrekvens och uppmätta koncentrationer tillsammans med ett jämförvärde relaterat till risk. Dessa jämförvärden finns sammanställda på Norman:s webbplats<sup>15</sup>, och återges i tabell 27 och tabell 28. Jämförvärdena kan vara omräknade gränsvärden för andra målorganismer och matriser, eller uppskattningar av potential att orsaka en biokemisk verkan (så kallad QSAR, Quantitative Structure Activity Relationships). Beroende på ämne kan det därför föreligga stora osäkerheter i jämförvärdena,

<sup>12</sup> Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances, <https://www.norman-network.net/>

<sup>13</sup> [www.renasediment.se](http://www.renasediment.se)

<sup>14</sup> <https://norman-data.eu/HELCOM%20pre-EMPT>

<sup>15</sup> <https://www.norman-network.com/nds/ecotox/lowestPnecslIndex.php>

och andra organismer och exponeringsvägar än sedimentlevande organismer kan vara känsligare och därför viktigare ur riskhänseende. Uppmätta halter i sediment i förhållande till jämförvärdena bör därför inte tolkas som en bedömning av faktisk miljörisk, utan ger snarare en indikation om prioritering av ämnen för uppföljande utredningar av möjliga miljörisker.

I de svenska kustproverna kunde totalt 45 olika ämnen identifieras med hög säkerhet. Sjutton av dessa ämnen påträffades i mer än hälften av proverna, och 20 ämnen i koncentrationer överstigande Norman:s jämförvärde i minst ett prov. De tio ämnen med högst beräknad risk i de svenska proverna var PAH:erna antracen, bens(a)pyren, krysen, fluoren och acenaftylen, PFOS, metylparaben (konserveringsmedel i bland annat kosmetika och hygienprodukter), prometon och simazin (växtskyddsmedel mot ogräs) (Tabell 27). Av dessa ämnen påträffades metylparaben och de flesta av PAH:erna i samtliga kustområden, PFOS i två tredjedelar och växtskyddsmedel i ungefär hälften. Läkemedel påträffades vid ungefär en tredjedel av kustområdena, bland annat flera antidepressiva medel och ett flertal medel mot hjärt-kärlsjukdomar, antibakteriella och antiparasitära medel, samt antiinflammatoriska och smärtstillande medel.

Vad gäller PAH:er överensstämmer resultaten från screeningen med de ordinarie analyserna som genomfördes i kustundersökningen i meningen att dessa ämnen påträffas i hög utsträckning och ofta i koncentrationer överstigande jämförvärden (se tabell 27, samt avsnitt 2.1.1.4 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er)). Screeningresultaten för PAH:er diskuteras därför inte närmare här.

**Tabell 27.** Ämnen som påträffades i target screening i sedimentprover från kustundersökningen, med riskvärdering (Helcom PreEMPT 2023). Riskpoängen i sista kolumnen är summan av poängen för detektionsfrekvens, frekvens av överskridande och grad av överskridande.

Ämne	Jämförvärde	Detektions-frekvens	Frekvens av överskridande	Grad av överskridande	Risk
Antracen	0.048	0.73	0.73	1.00	2.45
Bens(a)pyren	2.5	1.00	0.82	0.50	2.32
Perfluoroktansulfonsyra (PFOS)	0.0067	0.64	0.64	1.00	2.27
Terbumeton	0.47	0.64	0.59	0.50	1.73
Metylparaben	21.9	0.95	0.55	0.10	1.60
Prometon	8.5	0.59	0.59	0.20	1.38
Krysen	384	1.00	0.09	0.10	1.19
Fluoren	19	0.86	0.14	0.10	1.10
Acenaftylen	44	0.86	0.09	0.10	1.05
Simazin	7.8	0.64	0.32	0.10	1.05
Bens(a)antracen	261	1.00	0.00	0.00	1.00
Fluoranten	600	1.00	0.00	0.00	1.00
Pyren	665	1.00	0.00	0.00	1.00
Fludioxonil	66	0.73	0.09	0.10	0.92
N-Metyldodecylamin	9.0	0.32	0.27	0.20	0.79
Acenaften	16	0.36	0.18	0.20	0.75
Galaxolid	25 723	0.64	0.00	0.00	0.64
2-Trifluormetyl-bensensulfonamid	90.2	0.41	0.09	0.10	0.60
Fenantren	240	0.59	0.00	0.00	0.59
Perfluoroktansyra (PFOA)	6.0	0.59	0.00	0.00	0.59
N,N-Dimetyldodecylamin	15	0.18	0.14	0.10	0.42

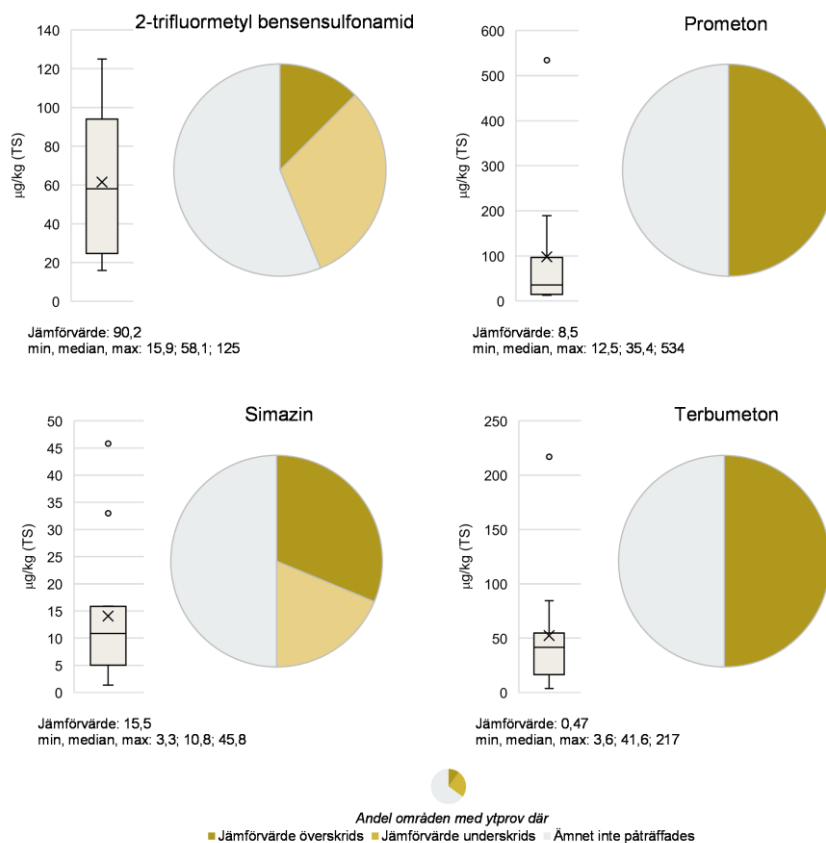


Tabell 27. Fortsättning.

Ämne	Jämförvärde	Detektions-frekvens	Frekvens av överskridande	Grad av överskridande	Risk
p,p'-DDE	2.2	0.23	0.09	0.10	0.42
Venlafaxin	1.3	0.05	0.05	0.20	0.29
Koffein	5.6	0.05	0.05	0.20	0.29
Meloxikam	2.6	0.09	0.05	0.10	0.24
Bensotriazol (BTR)	31.2	0.23	0.00	0.00	0.23
3,3-Pentametylen-4-butyrolactam	860	0.23	0.00	0.00	0.23
Diuron	0.98	0.05	0.05	0.10	0.19
Metoprolol	557	0.18	0.00	0.00	0.18
Amitriptylin	44.3	0.14	0.00	0.00	0.14
Sertralin	20.2	0.14	0.00	0.00	0.14
Tributylamin	1803	0.14	0.00	0.00	0.14
Lamotrigin	104	0.14	0.00	0.00	0.14
Citalopram	1923	0.09	0.00	0.00	0.09
2-OH-Bensotiazol	323	0.09	0.00	0.00	0.09
Propranolol	5.8	0.09	0.00	0.00	0.09
Tramadol	256	0.09	0.00	0.00	0.09
N-Desmetyl-citalopram (Nor-Citalopram)	24	0.05	0.00	0.00	0.05
O-Desmetyl-Venlafaxin (Desvenlafaxin)	642	0.05	0.00	0.00	0.05
Flecainid	63.1	0.05	0.00	0.00	0.05
Levamisol	25.1	0.05	0.00	0.00	0.05
Meptazinol	74.3	0.05	0.00	0.00	0.05
Bensododecinium (Benzyl-dimetyl-dodecylammonium)	Saknas	0,14	-	-	-
Irgarol	Saknas	0,18	-	-	-
Ftalsyra	Saknas	0	-	-	-

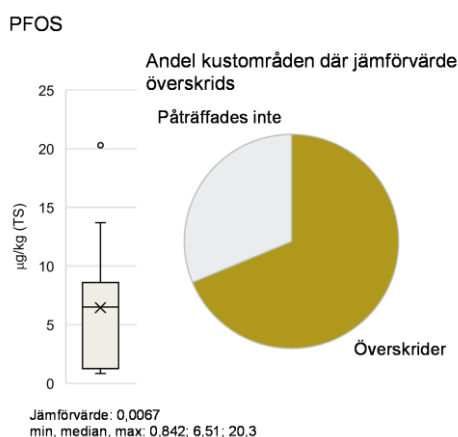
Vad gäller växtskyddsmedel påträffades utöver prometon och simazin även terbumeton och 2-trifluormetyl bensensulfonamid (nedbrytningsprodukt av växtskyddsmedlet tritosulfuron) ofta i screeningen, i koncentrationer överstigande jämförvärden (Figur 67). I de områden de påträffades förekommer de ofta tillsammans, men samtidigt finns ingen tydlig koppling mot någon eller några branscher, även om det kan antas att en källa är ogräsbekämpning inom bebyggda områden eller jordbruk (som dock inte ingick som prioriterad bransch i undersökningarna).

Där PFOS påträffades överskreds alltid jämförvärdet (PNEC från Norman:s databas), och ofta med flera tiopotenser (Figur 68). I ett prov från Gåsfjärden uppmättes koncentrationen till 20,3 µg/kg (TS) vilket är drygt 3000 gånger högre än jämförvärdet (0,0067 µg/kg (TS)). Det bör dock tilläggas att jämförvärdets relevans för risk för effekter på sedimentlevande organismer är osäkert. Vidare bedöms den kritiska skyddsnivån för PFAS-ämnena vara koncentrationer i fisk för skydd av människors hälsa via konsumtion. I screeningen uppmättes de högsta halterna i abborre, ofta överskridande gränsvärdet för statusklassning (9,1 µg/kg våtvikt, muskel), och ibland även livsmedelsgränsvärdet (35 µg/kg våtvikt, muskel). Förekomsten av PFOS i fisk utgör därmed en tydlig hälsorisk, åtminstone lokalt. PFOA påträffades också i hög utsträckning men aldrig över jämförvärdet.

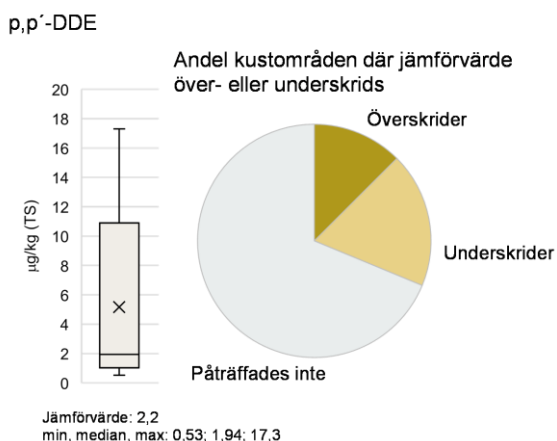


**Figur 67.** Förekomst och halter av fyra olika växtskyddsmedel i screening av sedimentprover (ytprover) från kustundersökningen. Jämförvärden är för simazin indikativt värde för sediment (Havs- och vattenmyndigheten 2018) och för övriga ämnen PNEC-värden från Norman:s databas. Jämförelsen är gjord utan normalisering mot TOC.

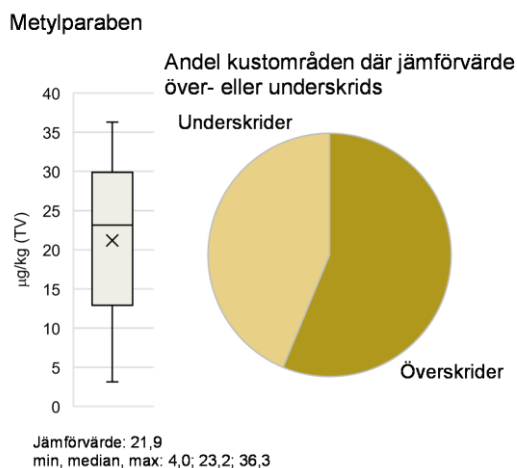
DDE (p,p'-DDE), en nedbrytningsprodukt av det klorerade bekämpningsmedlet DDT som bland annat orsakar skalförtunning i ägg från havsörn påträffades i fem av kustområdena, varav i två områden i halter som överskrider jämförvärdet (Figur 69). Den högsta halten uppmättes i



**Figur 68.** Förekomst och halter av PFOS i screening av sedimentprover (ytprover) från kustundersökningen. Jämförvärde är PNEC-värde från Normans databas.



**Figur 69.** Förekomst och halter av p,p'-DDE i screening av sedimentprover (ytprover) från kustundersökningen. Jämförvärde är PNEC värde från Norman:s databas.



**Figur 69.** Förekomst och halter av metylparaben i screening av sedimentprover (ytprover) från kustundersökningen. Minst ett prov från samtliga 16 områden som ingick i kustundersökningen analyserades. Jämförvärde är PNEC värde från Norman:s databas.

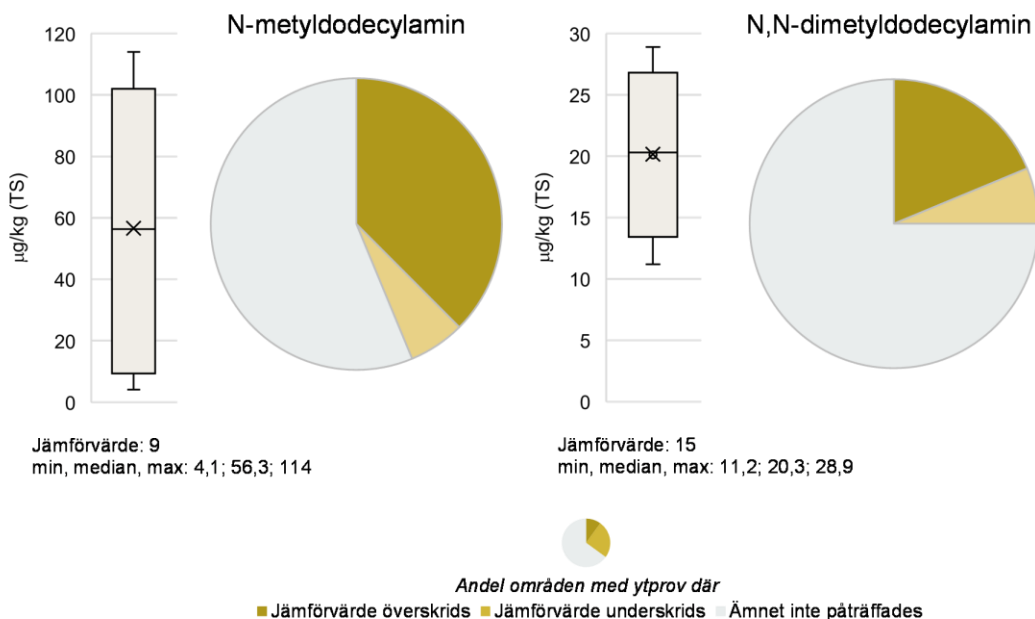
Svartviksfjärden som har både massa- och pappersindustri och sågverk med dopplning i påverkansbilden. Men i vissa av de andra områdena där DDE påträffades förekommer dessa branscher inte, utan i stället exempelvis tårtort, hamn, deponi och textilindustri.

Metylparaben överskrider jämförvärdet för sediment i fler än hälften av kustområdena (Figur 69). I screeningkampanjen uppmättes de högsta halterna av metylparaben i musslor, och för både fisk och musslor överskreds också respektive jämförvärden i många av proverna (Helcom PreEMPT 2023). Metylparaben produceras naturligt i vissa växter och har hormonstörande egenskaper. Syntetiskt metylparaben används som konserveringsmedel i kosmetika och

hygienprodukter, och den huvudsakliga utsläppsvägen är därför via avloppsreningsverk. Men ämnet påträffades också i kustområden utan avloppsreningsverk i den förväntade påverkansbilden. Det ses inte heller något samband mellan påträffade halter av ämnet och förekomsten av avloppsreningsverk, och halterna i de olika proverna är förhållandevis likartade (Figur 69). Anledningen till detta är okänd, men möjliga förklaringar är att det finns andra källor till metylparaben, eller att prover oavsiktligt har kontaminerats. Att ämnet även påträffades frekvent i prover från fisk och musslor, samt i ett sedimentprov från utsjön, talar dock för att resultaten speglar en storskalig anrikning av ämnet i havsmiljön. Också det syntetiska parfymämnet galaxolid som används i kosmetika och hygienprodukter påträffades frekvent i kustproverna, men i halter under jämförvärdet.

Ämnena N-metyldodecylamin och N,N-dimetyl-dodecylamin påträffades ofta i screeningprover från kustsediment, i koncentrationer överstigande jämförvärden (Figur 70). Dessa ämnen används bland annat för att motverka korrosion, men också vid tillverkningen av andra kemikalier som exempelvis kvartärt ammonium och diverse läkemedel, samt vid tillverkningen av produkter för textilindustri samt produkter för desinfektion och rengöring, och förekommer i exempelvis tvättmedel. De områden där halterna av dessa ämnen överskrider jämförvärden har hamnar eller träimpregnering i påverkansbilden, men i varierande grad även andra branscher som sågverk med dopplning, massa- och pappersbruk, och gruvor. Resultaten indikerar därför att dessa ämnen kan härröra från en rad olika verksamheter. Exempelvis är det möjligt att de spridits till närmiljön i samband med rostskyddsbehandling av byggnader eller andra konstruktioner, maskiner, eller fordon och fartyg. Utöver N-metyldodecylamin och N,N-dimetyldodecylamin påträffades också ämnet bensotriazol, som har en liknande användning, i några kustområden men i halter under jämförvärdet.

En stor variation kan urskiljas mellan enskilda prover, även inom samma undersökningsområden, i fråga om vilka ämnesgrupper som dominerar (uppmättes i högst koncentrationer). Även de absoluta koncentrationerna av de olika ämnesgrupperna uppvisar en hög variation mellan prover. I exempelvis Gåsfjärden (Kalmar) och Loddbyviken och Pampusfjärden

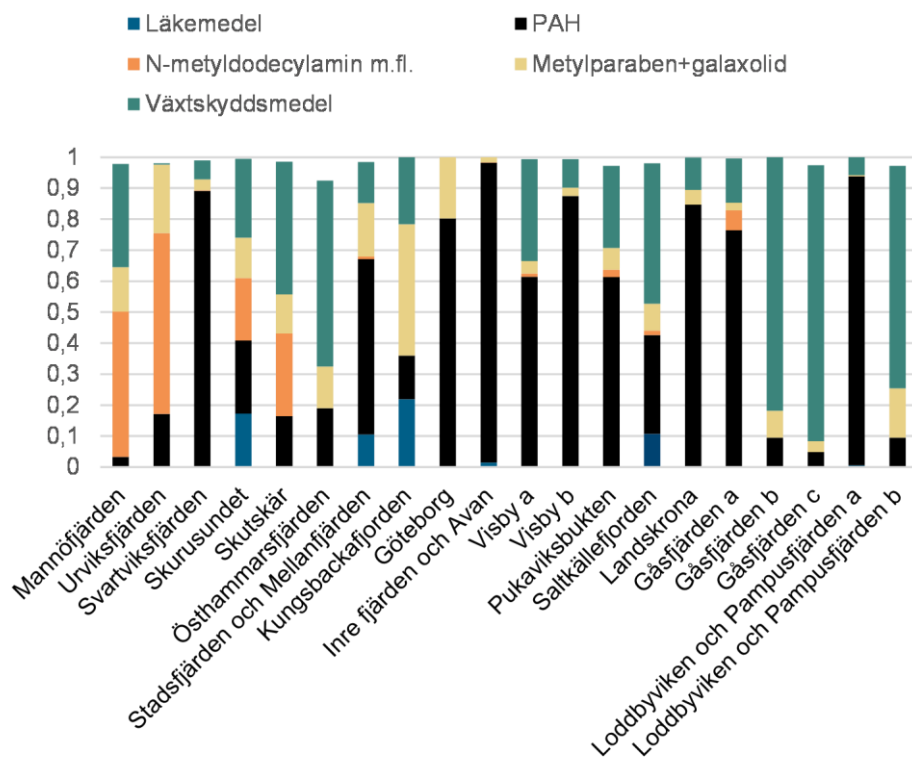


**Figur 70.** Förekomst och halter av N-metyldodecylamin och N,N-dimetyldodecylamin i screening av sedimentprover (ytprover) från kustundersökningen. Jämförvärde är PNEC värde från Norman:s databas.

(Östergötland), där flera prover analyserades, dominerar PAH:er stort i vissa prover, men växtskyddsmedel i andra.

Läkemedel utgör en relativt stor andel av föroreningarna i Skurusundet, Stadsfjärden, Mellanfjärden och Kungsbackafjorden. I proverna från Mannöfjärden, och Urviksfjärden ses en stor dominans av gruppen N-metyldodecylamin och liknande ämnen. I provet från Skurusundet påträffades de olika ämneskategorierna i ungefär samma omfattning sett till absoluta koncentrationer, och i detta område kunde för övrigt totalt 34 olika ämnen påvisas vilket är det högsta antal som hittades i ett enskilt prov inom hela screeningprojektet (Helcom PreEMPT 2023). Detta överensstämmer med att detta område också uppvisade de högsta halterna av flest ämnen i tilläggs paketet i de ordinarie analyserna (se avsnitt 2.1.3). Vidare noteras att ett prov från Gåsfjärden (Gåsfjärden a) var kraftigt förorenat i jämförelse med alla de andra proverna från hela screeningprojektet, utifrån att hela 14 ämnen överskrider sina jämförvärden i detta prov. (Figur 71)

I screeningen av de svenska sedimentproverna identifierades 27 ämnen med lägre träffsäkerhet (Tabell 28). Bland annat cytostatika och andra läkemedel, syntetiska parfymämnen, diverse industrikemikalier (exempelvis 1,3-Difenylguanidin som används som accelerator vid vulkanisering av gummi), antimikrobiella ämnen och växtskyddsmedel. Flertalet av ämnena ges höga riskpoäng, som en konsekvens av höga detektionsfrekvenser och att jämförvärden ofta överskrids (Tabell 28)



**Figur 71.** Relativ dominans av ämnesgrupperna läkemedel, PAH, N-metyldodecylamin, metylparaben och galaxolid, och växtskyddsmedel. I Gäsfiärden söder om Västervik togs tre prover (a q001, b: q002, c: q005) och i Norrköping i Lodbbyviken och Pampusfjärden togs två prover (a: n002, b: n006) samt i Visby togs två prover (a: p002, b: p005).

**Tabell 28.** Ämnen som påträffades i suspect screening i sedimentprover från kustundersökningen, med riskvärdering (Helcom PreEMPT 2023). Riskpoängen i sista kolumnen är summan av poängen för detektionsfrekvens, frekvens av överskridande av jämförvärde och grad av överskridande av jämförvärde.

Ämne	Koncentrationer (µg/kg (TS))	Detektionsfrekvens	Frekvens av överskridande av jämförvärde	Grad av överskridande av jämförvärde	Risk
5'-Metyltioadenosin	1.5-16	1.00	1.00	0.20	2.20
Dakarbazin	1.0-14	1.00	1.00	0.10	2.10
3a,4,5,6,7,7a-Hexahydro-4,7-metan-1H-inden-5-yl propionat	2.9-135	1.00	1.00	0.00	2.00
Mysk	N.D.-416	0.86	0.86	0.20	1.93
1,3-Difenylguanidin	N.D.-41	0.91	0.91	0.10	1.92
4,4-Dimetyl oxazolidin	N.D.-47	0.95	0.91	0.00	1.86
2-Naftylamin	N.D.-196	0.82	0.82	0.20	1.84
4-Tert-butylbensoesyra	N.D.-271	0.82	0.82	0.20	1.84
Cetylpyridinium	N.D.-22	0.86	0.86	0.10	1.83
4-Morfolinkarboxaldehyd	N.D.-12	0.95	0.82	0.00	1.77
Metakrylamid	N.D.-125	0.91	0.86	0.00	1.77
3,5-Di-tert-butyl-4-hydroxibensaldehyd	N.D.-406	0.82	0.82	0.10	1.74
N-Metyl-2-pyrrolidon	N.D.-113	0.95	0.77	0.00	1.73
Bensoesyra, 4-(1,1-dimetyletyl)-, 1-ester	N.D.-14	0.77	0.77	0.10	1.65
Natrium hydroxy- metan sulfonat	N.D.-159	0.91	0.68	0.00	1.59
2H-1-Bensopyran-2-ett, 7-amin-4-metyl-	N.D.-115	0.73	0.73	0.10	1.55
Miristalkonium	N.D.-4.2	0.77	0.77	0.00	1.55

**Tabell 28.** Fortsättning.

Ämne	Koncentrationer (µg/kg (TS))	Detektionsfrekvens	Frekvens av överskridande av jämförvärde	Grad av överskridande av jämförvärde	Risk
Hexa-2,4-dienoic	N.D.-471	0.59	0.59	0.20	1.38
Oktinoxat	N.D.-24	0.68	0.68	0.00	1.36
Piperonal	N.D.-4.8	0.73	0.59	0.00	1.32
Penicillinsyra	N.D.-142	0.59	0.59	0.10	1.28
Jasmonsyra	N.D.-15	0.64	0.64	0.00	1.27
2-Propen-1-yl 2-(cyklohexyloxy)acetat	N.D.-9.2	0.64	0.59	0.00	1.23
Oktadekanamid	N.D.-46	0.50	0.50	0.20	1.20
2,2,6,6-Tetrametyl-4-oxopiperidinoxy	N.D.-151	0.50	0.50	0.10	1.10
Monoetylftalat	N.D.-8.5	0.55	0.55	0.00	1.09
2-[2-(Dimetylamino)etoxy]etanol	N.D.-14	0.95	0.09	0.00	1.05

### 2.1.5 Resultat från analys av PFAS i recipienter till pappersindustrier

Prover från två områden i den här undersökningen (sjön Björken och kustvattnet Loddbyviken och Pampusjärden) lämnades till Örebro universitet för att bidra till en studie av förekomst av PFAS i recipienter till pappersindustrier, där även prover från fyra områden i Väneren samt sju områden från andra undersökningar analyserades för 68 olika PFAS. I studien analyserade Örebro universitet även ytvattenprover från tre av undersökningsområdena. Resultaten visade på en stor variation i både halter och typ av detekterade PFAS (Kärrman et al. 2022).

Koncentrationer från under rapporteringsgränsen till nästan 1200 µg/kg TS uppmättes. Noterbart var att flera av de ämnen som vanligen inte analyseras påträffades i betydligt högre halter än de som vanligtvis ingår vid analys av PFAS i sediment.

De PFAS som uppmättes i högst koncentration i ytsediment var polyfluoralkylfosfatdiestrar (diPAP, maxhalt 819 µg/kg), fluoroktansulfonamidättiksyra (FOSAA, maxhalt 137 µg/kg) och ämnet N-etylperfluoroktansulfonamidfosfatdiester (diSAmPAP, maxhalt 134 µg/kg). Överlag sågs en ökning av koncentrationerna med ökande sedimentdjup.

De PFAS-ämnesgrupper som vanligtvis mäts i undersökningar, perfluorerade karboxylsyror (PFCA, exempelvis PFOA) och perfluorerade sulfonsyror (PFSA, exempelvis PFOS), nådde maximalt 6 och 7 µg/kg i ytsediment, och 11 och 6 µg/kg på större djup i sedimentkärnor. Extraherbart organiskt fluor (EOF) följde samma trend som PFAS-koncentrationerna, med några få undantag, och varierade mellan att vara under rapporteringsgränsen till ungefär 1300 µg/kg.

Ytvatten från två områden i sjön Glan och ett område i Bråviken i närheten av Norrköping som samlades in och analyserades av Örebro universitet visade detekterbara koncentrationer av PFCA, PFSA och fluortelomersulfonater (FTSA) upp till 0,05 µg/l (Kärrman et al. 2022). Dataunderlaget var dock begränsat och de uppmätta halterna kunde inte kopplas till de närliggande pappersindustrierna.

Några slutsatser från studien var att samtliga prover uppvisade förorening med PFAS och att åtta av de 13 områdena var tydligt påverkade av en punktkälla medan fem områden bedömdes som lågkontaminerade (summa PFAS-68 <20 µg/kg) men att påverkan från närliggande industrier inte helt kunde uteslutas.

### 2.1.6 Riskvärdering av undersökta sedimentföroreningar

De samlade resultaten från undersökningarna i sjöar, vattendrag och kust utgör ett omfattande underlag om ämnen som ofta påträffas i sediment, och deras koncentrationer. En poängsättning och rangordning av ämnen efter hur ofta de påträffas i proverna, och deras koncentrationer i jämförelse med jämförvärden, är ett sätt att bidra till en förbättrad nationell överblick över vilka ämnen i förorenade sediment som medför de högsta riskerna. Att tänka på är att resultaten bygger på riktade undersökningar mot områden med möjlig påverkan från ett urval av olika branscher och begränsas till de ämnen som har jämförvärden. Det behövs kompletterade data från annan påverkan för att få en mer fullständig nationell överblick. Det skulle också behöva tas fram jämförvärden för fler ämnen, särskilt de som ofta påträffas i sediment och saknar effektbaserade jämförvärden. Tillståndsklasser ger en uppfattning om halterna är höga eller låga i förhållande till ett nationellt genomsnitt, men säger ingenting om risk för påverkan. Slutligen bygger riskvärderingen enbart på jämförvärden som relaterar till risk för påverkan på sedimentlevande organismer. För flera ämnen är det dock spridning till och anrikning i näringsväven som medför de största riskerna för negativa effekter på människors hälsa eller miljön. Dioxiner och PCB:er, PFAS, bromerade flamskyddsmedel och kvicksilver är exempel på ämnen där jämförvärden behöver utvecklas mot att också beakta risker för spridning till näringsväven och sekundärförgiftning, för att en nationell överblick och riskvärdering av de påträffade sedimentföroreningarna ska bli mer fullständig.

Resultaten av en poängsättning av de ämnen som har effektbaserade bedömningsgrunder för sedimentlevande organismer (HVMFS 2019:25) redovisas i tabell 30. Koppar och TBT får åtta av nio möjliga poäng, där nio innebär högst risk, följt av antracen med sju poäng. TBT och koppar överskrider effektbaserade bedömningsgrunder för sediment i mer än hälften av de undersökta områdena, och tillsammans med antracen ligger uppmätta koncentrationer ofta högt över dessa bedömningsgrunder vilket ökar risken för negativ påverkan på sedimentlevande organismer. Dessa tre ämnen är alltså viktiga i en nationell överblick över förorenade sediment. Kadmium och siloxaner får sex poäng och bly och fluoranten fem poäng vardera vilket speglar att dessa ämnen inte lika ofta påträffades i koncentrationer överstigande effektbaserade bedömningsgrunder för sediment, och att graden av överskridande var lägre (Tabell 30).

För några ämnen finns skillnader där koncentrationerna i sjöar och vattendrag tenderar att vara högre än i kustområdena, eller tvärt om (se avsnitt 2.3 samt kommentarer i tabell 30). Detta påverkar dock inte riskvärderingen nämnvärt. Att större skillnader inte föreligger mellan insjöområden jämfört med marin miljö är framförallt förvånande för TBT. TBT har haft en stor användning i båtottenfärg för att förhindra påväxt av främst havstulpaner, vilket framför allt är ett problem på västkusten, och inte alls i sjöar eller stora delar av Östersjön med bräckt vatten. Att TBT ändå påträffas mycket ofta, och ofta i höga koncentrationer, i kustområden och sjöar över hela Sverige indikerar att TBT-innehållande båtottenfärger använts i stor geografisk utsträckning, oavsett om påväxt av havstulpaner varit ett problem eller inte. Alternativt att det sker en relativt stor spridning från andra källor. Resultaten och slutsatsen att TBT är ett problemämne i stora delar av Sveriges havs- och vattenmiljö stöds också av tidigare studier, exempelvis Lagerström och Ytreberg (2018), och att påverkan av TBT på snäckor i form av imposex är utbredd i både Västerhavet och Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten 2018b).

Som redovisas i avsnitt 2.1.2.16 (Tennorganiska föreningar) kan även andra källor bidra till den utbredda förekomsten av TBT i sediment, exempelvis används TBT (med flera andra

**Tabell 30.** Poängsättning\* som indikation om risk från ämnen med effektbaserade bedömningsgrunder för sediment (HVMFS 2019:25) utifrån resultaten i föreliggande undersökning. Högre poäng indikerar en högre risk.

Ämne	Förekomst	Frekvens av överskridanden	Grad av överskridande	Summa (max 9)	Kommentar
TBT	3	2	3	8	Högre detektionsfrekvens och grad av överskridande i kust
Koppar	3	2	3	8	Högre halter och grad av överskridande i inlandsvatten
Antracen	3	1	3	7	Högre detektionsfrekvens och grad av överskridande i kust
Kadmium	3	1	2	6	Högre halter och grad av överskridande i inlandsvatten
Siloxaner**	2	1	3	6	Rapporteringsgränserna var höga vilket gör att totalpoängen kan vara underskattad
Bly	3	1	1	5	
Fluoranten	3	1	1	5	

\*Poängsättningen avser ytprov (0–5 cm) och bygger på en fyrgradig skala för varje kategori. Förekomst: Detektionsfrekvens, 0 % = 0 poäng, >0 - 10 % = 1 poäng, 10–75 % = 2 poäng, >75 % = 3 poäng. Frekvens av överskridande: Andel prover där jämförvärde överskrids, 0 = 0 poäng, <25 % = 1 poäng, 25–75 % = 2 poäng, >75 % = 3 poäng. Grad av överskridande: andelen av prover där uppmätt koncentration överskrider jämförvärde, 0 = 0 poäng, >1 prov överskrider men inte Q3 (övre kvartilen) = 1 poäng, Q3 överskrider men inte medianen = 2 poäng, medianen överskrider = 3 poäng.

\*\*Avser oktametylcyclotetrasiloxan (D4) och dekametylcyclotetrasiloxan (D5). Både D4 och D5 har klassgränser för limniska sediment, och D5 har även klassgräns för marina sediment.

tennorganiska föreningar) också som träsnyddsmiddel och konserveringsmedel i en rad applikationer. Olika förutsättningar för nedbrytning av TBT i olika vattenmiljöer kan också spela en roll för de halter som påträffas av TBT och dess nedbrytningsprodukter. Exempelvis går nedbrytningen av TBT långsammare i syrefria miljöer.

Metoden för poängsättning för indikation om risk används här också för de ämnen som enbart har indikativa värden (Havs- och vattenmyndigheten 2018), och redovisas i tabell 31. Här bör upprepas att de indikativa värdena av olika och varierande anledningar medför större osäkerheter när det gäller möjlig risk för negativ påverkan på sedimentlevande organismer, jämfört med de effektbaserade bedömningsgrunderna för sediment (HVMFS 2019:25). Bland dessa ämnen och ämnesgrupper är det återigen PAH:er (det vill säga fler PAH:er än antracen och fluoranten) som får bland de högsta riskpoängen, mellan 5 och 9 (på en skala från 0 till 9). Därefter kommer irgarol med sju poäng och siloxaner samt dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er med sex poäng. För dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er bedöms dock anrikning i näringsväven och risk för sekundärförgiftning vara mer riskdrivande än möjlig påverkan på sedimentlevande organismer. Alkylfenoler och klorerade bekämpningsmedel får maximalt sex poäng, dock påträffades flertalet av de ämnen som ingår i dessa ämnesgrupper enbart i låg utsträckning eller inte alls. De högre riskpoängen avser därför enstaka ämnen ur dessa grupper som befanns överskrida sina jämförvärden (se tabell 31).

För klorparaffiner och läkemedel tillåter inte resultaten att på ett jämbördigt sätt dra slutsatser om risk enligt denna poängsättningsmetod på grund av att rapporteringsgränserna genomgående var höga och ofta högre än jämförvärdena för dessa ämnesgrupper. Utifrån detektionsfrekvenser kan ändå slutsatsen dras att vissa ämnen ur dessa grupper, särskilt vissa läkemedel, är vanligt förekommande i de undersökta områdena.



**Tabell 31.** Poängsättning som indikation om risk från ämnen med indikativa värden (Havs- och vattenmyndigheten 2018) utifrån resultaten i föreliggande undersökning. Högre poäng speglar en högre risk.

Ämne/ämnegrupp	Förekomst	Frekvens av överskridanden	Grad av överskridanden	Summa (max 9)	Kommentar
Övriga PAH:er <sup>1</sup>	2-3	1-3	2-3	5-9	Totalrisken för gruppen bör betraktas som hög sett till möjliga kombinationseffekter
Irgarol	2	2	3	7	Högre detektionsfrekvens och grad av överskridande i kust än inlandsvatten
Dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er	1-2	2	2	6	
Siloxaner <sup>5</sup>	2	1	3	6	Rapporteringsgränserna var höga vilket gör att totalpoängen kan vara underskattad
Alkylfenoler <sup>2</sup>	0-2	1	3	5-6	4-nonylfenol analyserades inte i kust, och 4-tert-oktylfenol analyserades inte i inlandsvatten
Klorerade bekämpningsmedel <sup>7</sup>	0-2	0-1	0-3	2-6	Den högre riskpoängen avser HCH
Kvicksilver	3	0	0	3	
Ftalater <sup>3</sup>	0-2	0	0	2	Påträffades i högre utsträckning i kust än inlandsvatten
Klorfenoler <sup>4</sup>	0-2	0	0	2	Högre halter i inlandsvatten än kust
Bromerade flamskyddsmedel <sup>8</sup>	0-2	0	0	2	
Klorparaffiner	0-2	?	?	?	Rapporteringsgränserna var höga vilket innebär att det inte är möjligt att uppskatta risk.
Läkemedel <sup>6</sup>	0-3	?	?	?	Rapporteringsgränserna var höga vilket innebär att det inte är möjligt att uppskatta risk. Gruppen är dessutom mycket omfattande och flertalet ämnen saknar jämförvärde.

Poängen för förekomst avser spannet över samtliga ämnen i en ämnegrupp som ingick i analyspaketet. Poängen för andel områden där jämförvärde överskrids, graden av överskridande samt total risk avser enbart ämnen som detekterades i minst ett prov och som har jämförvärden: <sup>1</sup>naftalen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren och benso(g,h,i)perylene; <sup>2</sup>4-nonylfenol & 4-tert-oktylfenol; <sup>3</sup>DEHP; <sup>4</sup>pentaklorfenol; <sup>5</sup>oktametylcyclohexasiloxan (D4) och indikativt värde för marin miljö; <sup>6</sup>17 $\alpha$ -etinylostradiol och 17 $\beta$ -etinylostradiol; <sup>7</sup>hexaklorbensen (HCB) och hexaklorcyklohexan (HCH); <sup>8</sup>hexabromcyklododekan (HCBDD)

Ftalater, klorfenoler och bromerade flamskyddsmedel får enbart låga riskpoäng (Tabell 31). Dels påträffades flertalet av dem inte alls eller enbart i lägre utsträckning (<10 % av proverna), dels påträffades de inte i halter som överskrider jämförvärden. Inte heller kvicksilver överskred jämförvärdet i något undersökningsområde, men påträffades å andra sidan i hög utsträckning. För kvicksilver och bromerade flamskyddsmedel är det dock värt att notera att det är halter i fisk och medföljande risk för negativ påverkan på människors hälsa via konsumtion som bedöms vara den kritiska skydds nivån. I dagsläget är den generella bedömningen att god kemisk status med avseende på dessa ämnen inte nås i någon vattenförekomst i Sverige, på grund av höga halter i fisk. Ur den aspekten är sedimentens innehåll av metylerat kvicksilver mer relevant än oorganiskt kvicksilver, eftersom metylerat kvicksilver har en betydligt högre benägenhet att överföras från

sediment till näringsväven. Här kan noteras att metylkvicksilver påträffades i hög utsträckning. Dock saknas i dagsläget bedömningsgrunder för att kunna utvärdera halterna av metylkvicksilver.

Screeningresultaten från kustområden ger ytterligare underlag till att PAH:er bör betraktas som ämnen som medför höga risker i sediment. Även p,p'-DDE påträffades ofta och i koncentrationer högre än jämförvärdet vilket ger ytterligare underlag till att klorerade bekämpningsmedel är en viktig ämnesgrupp i en nationell överblick av förorenade sediment.

För de ämnen som jämförs enbart mot tillståndsklasser uppmättes PCB:er vid förhållandevis många områden i halter inom klass 5 (det vill säga mycket hög halt) avseende klasser för organiska ämnen i sediment i marin miljö (Josefsson 2017). Detta antyder att denna ämnesgrupp är av hög relevans i en nationell överblick, i synnerhet avseende risk för spridning till näringsväven och anrikning i fisk som konsumeras av människor. För metallerna krom, nickel, zink och arsenik ligger huvuddelen av de uppmätta halterna i de lägre tillståndsklasserna (vilket motsvarar låg till medelhög halt (Naturvårdsverket 2000)), och enbart i få områden påträffades de ämnena i halter i de högre klasserna. Dock är tillståndsklasserna baserade på data insamlade under 1980 – 1990-talet och halter i ytsediment kan för flera metaller ha ändrat sig. Hermansson och Ytreberg föreslår effektbaserade bedömningsgrunder för sediment för zink och arsenik på 38 respektive 2,2 (inlandsvatten) och 0,4 (marin sediment) mg/kg (TS) (Hermansson och Ytreberg 2022a, b). De föreslagna värdena baseras på kroniska toxicitetstester med sedimentlevande arter, och är framräknade enligt EU-gemensam vägledning (EU 2011). Värdena ligger inom vad som kan betraktas vara förindustriella koncentrationer i sediment av både zink och arsenik (Hermansson och Ytreberg 2022a, b), och överskrids kraftigt i flertalet av de undersökta områdena. Detta indikerar att även dessa metaller bör betraktas som viktiga föroreningar i en nationell överblick. Även den effektbaserade bedömningsgrund för koppar i sediment som antagits av Helcom (30 mg/kg (TS) vid 5% TOC (Helcom 2023)) för bedömningen av Östersjöns miljötillstånd ligger nära vad som kan betraktas vara förindustriell bakgrund. Sedimentlevande organismer har genom evolutionen anpassats till en viss bakgrund av olika metaller, men möjligen är toleransen hos många arter låg redan mot måttligt förhöjda halter, oavsett metall. Metaller kan därför behöva räknas som en viktig grupp av sedimentföroreningar överlag, men detta behöver utredas vidare.

Avseende ämnesgrupper som helt saknar jämförvärden eller tillståndsklasser påträffades organofosfater och BTEX inte alls eller enbart i låg utsträckning. Sexvärt krom och cyanid påträffades i måttlig utsträckning (>10 % detektionsfrekvens) i sjöar och vattendrag, men enbart i låg utsträckning i kust. Alkylerade PAH:er analyserades enbart i kustområden och påträffades i låg till måttlig utsträckning. Vissa alifater och aromater, särskilt de långkedjiga, påträffades i hög utsträckning (>75 % detektionsfrekvens). Ett tiotal PFAS-ämnen påträffades åtminstone i måttlig utsträckning, varav PFUnDA och PFOS i hög utsträckning i sjöar och vattendrag.

#### 2.1.7 Toxicitetstester – biologisk respons av sedimentföroreningar

De cellbaserade tester som genomfördes på ytprover syftade till att ge underlag för att kunna uppskatta den samlade toxiska responsen från grupper av likverkande ämnen. De ämnesgrupper som undersöktes med hjälp av riktade cellbaserade CALUX-tester var dioxiner och dioxinlika föreningar, PAH:er, och östrogenliknande ämnen (Tabell 2 och 3).

Fördelen med cellbaserade tester jämfört med kemiska analyser är att de svarar mot ett bredare spektrum av föroreningar. Att kemiska analyser inte till fullo kan spegla belastningen i miljön är

ingen ny kunskap, men det är fortfarande relativt ovanligt att inkludera toxicitetstester vid undersökningar av förorenade sediment. Kemiska analyser bedöms endast beskriva "toppen av isberget" av effekterna av miljöföroreningar, medan toxicitetstester bättre kan svara mot cocktaileffekten av miljöföroreningar (exempelvis Neale et al. 2017). Genom att inkludera toxicitetstester erhålls mer information om belastningen och resultaten kan användas vid prioritering av ytterligare undersökningar eller åtgärder.

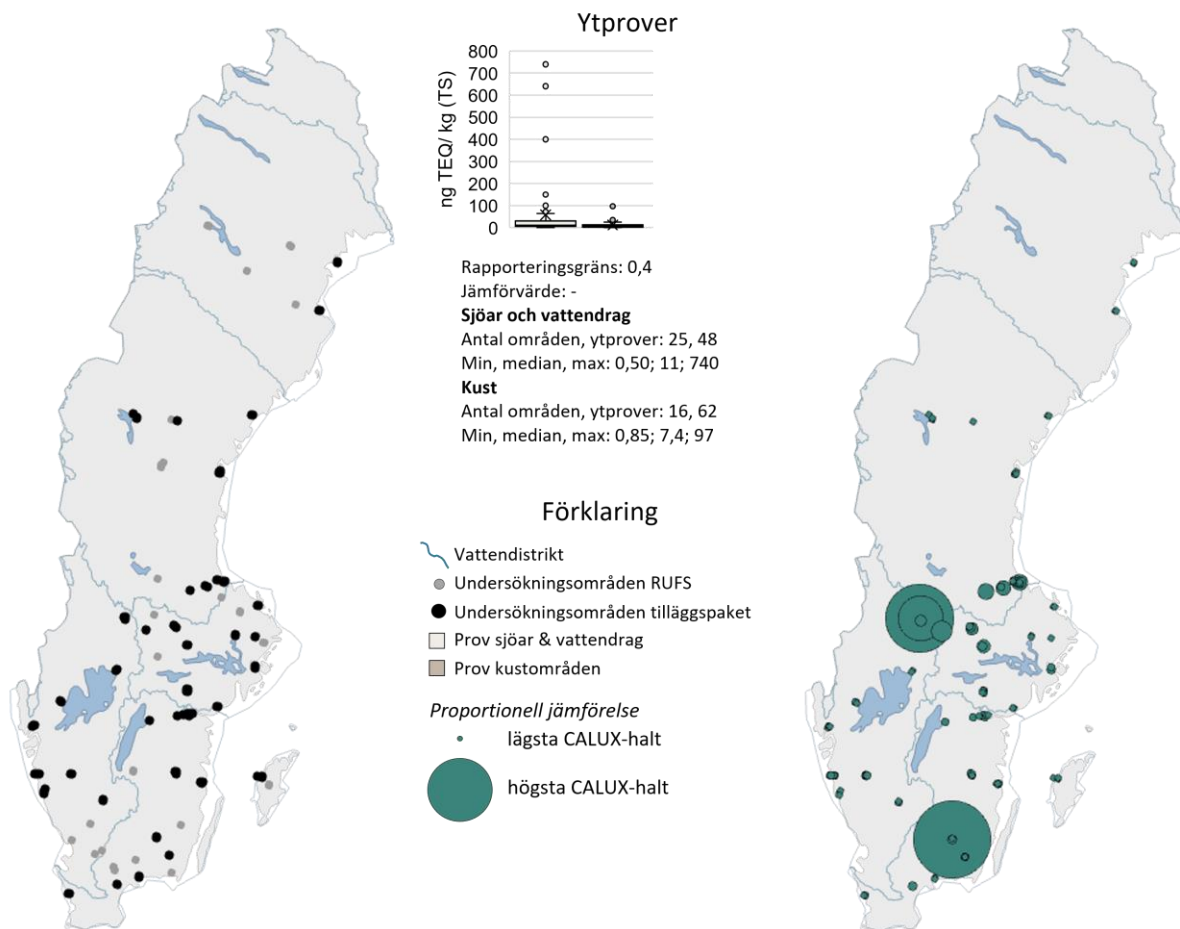
#### 2.1.7.1 DR-CALUX

DR-CALUX, ett test som mäter den sammanlagda effekten av dioxiner och dioxinlika föreningar i provet, utfördes på prover från 25 inlandsvatten och samtliga 16 kustområden, med förmodad belastning från avfallshantering och deponi, avloppsreningsverk, massa- och pappersbruk, stålindustrier, sågverk med dopning, textilindustri, träimpregnering och tätort. För samma prover utfördes även kemiska analyser av dioxiner och dioxinlika föreningar (Tabell 3).

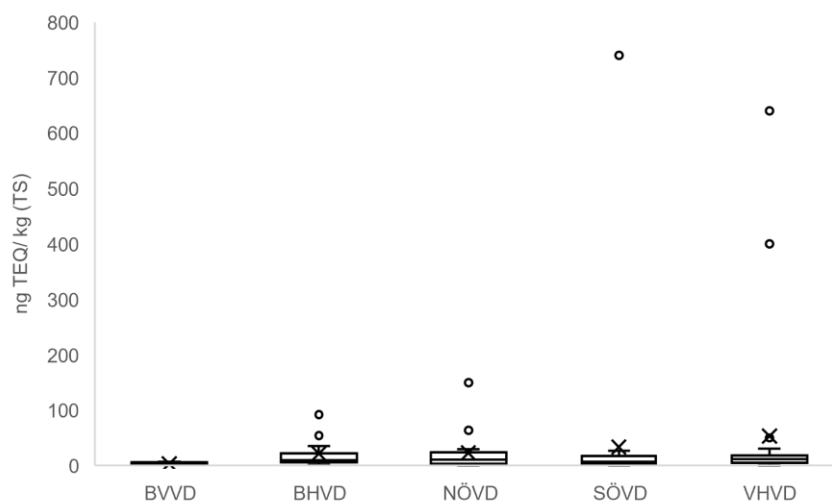
I samtliga analyserade prover uppmättes en toxisk respons och precis som för de kemiska analyserna av dioxiner och dioxinlika föreningar varierade den toxiska responsen mellan prover inom samma undersökningsområde. Den toxiska responsen i DR-CALUX-testet redovisas som en toxisk ekvivalent (TEQ; Aarts et al. 1995) för de dioxiner och dioxinlika föreningar som har toxicitetsekvivalensfaktorer (TEF, se avsnitt 2.1.2.6 Dioxiner och dioxinlika föreningar). Högst toxisk respons uppmättes i Oset/Sörsjön (Kronoberg) och Lisjön (Dalarna). Hög respons noterades även i områden i Björken (Örebro), Lill-Gösken (Gävleborg) och Skutskär (Uppsala). Den toxiska responsen av dioxiner och dioxinlika föreningar var signifikant högre i sedimentprover i inlandsvatten (medianhalt 11 ng TEQ/kg TS) än i kustvatten (medianhalt 7 ng TEQ/kg TS). (Figur 75)

Det var inga skillnader mellan de fem vattendistrikten avseende medelvärdena för den toxiska responsen av dioxiner och dioxinlika föreningar (DR-CALUX) i ytprover (Figur 76).

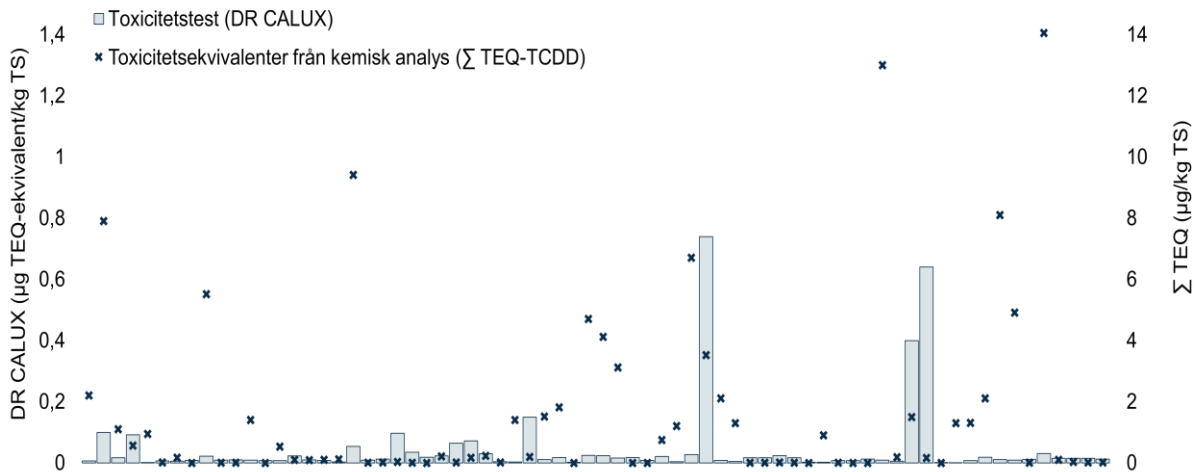
Vid en jämförelse mellan TEQ-halter från de kemiska analyserna av dioxiner och dioxinlika föreningar (7 dioxiner, 10 furaner och 12 PCB) och den toxiska responsen i DR-CALUX-testet finns det en viss samvariation (Figur 77) men någon signifikant korrelation kan inte påvisas. Den toxiska responsen är en uppskattning av inbindningen av dioxinlika föreningar till en specifik receptor (Ah-receptorn, Aarts et al. 1995). Den toxiska responsen var i samtliga fall lägre än vad de kemiska analyserna visade. Maxvärdet för den toxiska responsen var 0,74 µg TEQ/kg (TS), medan maxvärdet för toxicitetsekvivalenten baserat på de kemiska analyserna var 14 µg/kg (TS) (Figur 77).



**Figur 75.** Toxisk respons av dioxiner och dioxinlika föreningar (DR-CALUX). Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för toxicitetstest (svarta cirklar). Kartan till höger visar proportionell jämförelse av den toxiska responsen (ng TEQ PCDD/F + DL-PCB/kg TS) för proverna inom undersökningen med varandra, där den minsta cirkeln motsvarar den lägsta och den största cirkeln motsvarar den högsta toxiska responsen. Låddiagrammen visar fördelningen av den uppmätta toxiska responsen i ytprover i inlands- resp. kustprover. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta resp. den högsta uppmätta responsen.



**Figur 76.** Toxisk respons av dioxiner och dioxinlika föreningar (DR-CALUX) i ytsedimentprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).



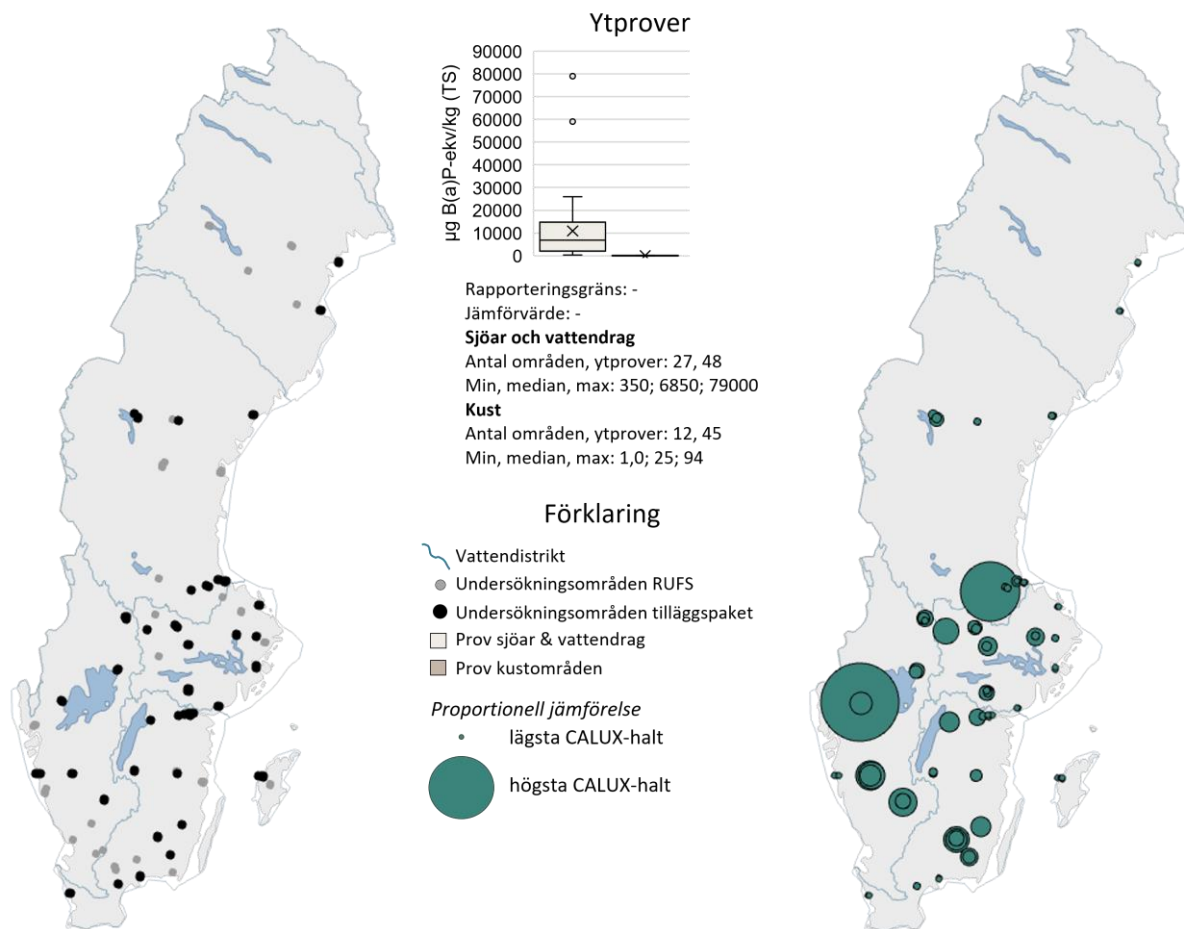
**Figur 77.** Toxisk respons (DR-CALUX, staplar) jämfört med toxiska ekvivalensen ( $\Sigma$  TEQ, kryss) av dioxiner och dioxinlika föreningar för ytprover som provtagits för både toxicitetstester och kemiska analyser. Notera att y-axlarna har olika skalor.

### 2.1.7.2 PAH-CALUX

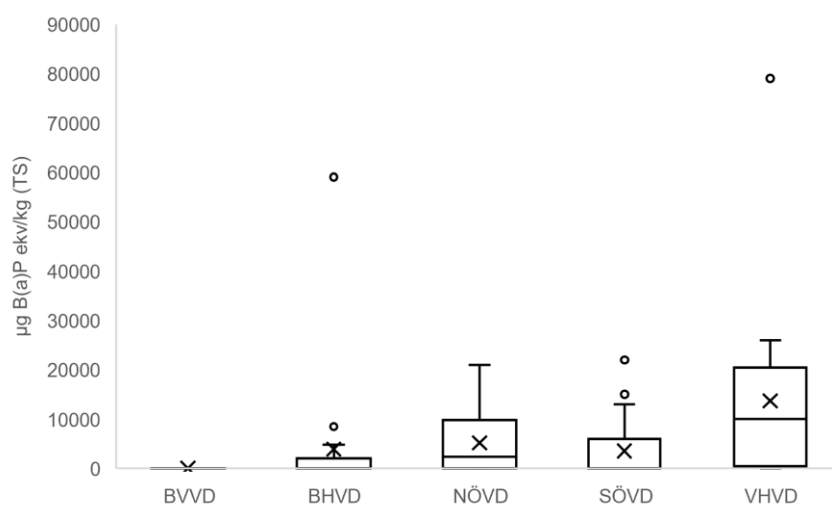
Toxicitetstest för polycykliska aromatiska kolväten (PAH-CALUX) genomfördes i 27 inlandsvatten och tolv kustområden med belastning av olika typer av oljor och kreosot (avfallshantering och deponi, avloppsreningsverk, gasverk, massa- och pappersbruk, stålindustrier, sågverk med dopping, textilindustri, träimpregnering och tätort; Tabell 3).

En toxisk respons uppmättes i samtliga undersökningsområden som provtogs för analys av PAH-CALUX, och precis som för de kemiska analyserna av PAH:er fanns det variationer i den toxiska responsen mellan prover inom samma undersökningsområde. Den toxiska responsen i PAH-CALUX-testet är en toxisk ekvivalent (TEQ) för de 16 så kallade EPA-PAH:erna ( $PAH_{16}$ ) som har toxicitetsekvivalensfaktorer (TEF) i förhållande till benzo(a)pyren (Tabell 27). Högst toxisk respons uppmättes i Lill-Gösken (Gävleborg) och Nedre Upperudshöljen (Västra Götaland). Det noterades även relativt hög respons i prover från flera andra områden, exempelvis Hären (Jönköping) och Viaredssjön (Västra Götaland). Den toxiska responsen av PAH:er (PAH-CALUX) var signifikant högre i sedimentprover från inlandsvatten (medianhalt 6850  $\mu$ g benzo(a)pyren-ekvivalent/kg TS) än från kustvatten (medianhalt 25  $\mu$ g benzo(a)pyren-ekvivalent/kg TS) (Figur 78).

Medelhalten av den toxiska responsen av PAH:er (PAH-CALUX) i ytprover från undersökningsområden i Västerhavets vattendistrikt (13 700  $\mu$ g B(a)P ekv/kg TS) var signifikant högre jämfört med den toxiska responsen av PAH:er i undersökningsområden i Södra Östersjöns vattendistrikt (4 000  $\mu$ g B(a)P ekv/kg TS) (Figur 79).



**Figur 78.** Toxisk respons av PAH:er (PAH-CALUX). Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för toxicitetstest (svarta cirklar). Kartan till höger visar proportionell jämförelse av den toxiska responsen ( $\mu\text{g B(a)P-ekv/kg TS}$ ) för prover inom undersökningen med varandra, där den minsta cirkeln motsvarar den lägsta toxiska responsen och den största cirkeln motsvarar den högsta toxiska responsen. Lådediagrammen visar fördelningen av uppmätt toxisk respons i ytprover i inlands- resp. kustprover. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta responsen.



**Figur 79.** Toxisk respons av PAH:er (PAH-CALUX) i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

**Tabell 29.** Toxicitetsekvivalenter för PAH:er i förhållande till benso(a)pyren (Pieterse et al. 2013).

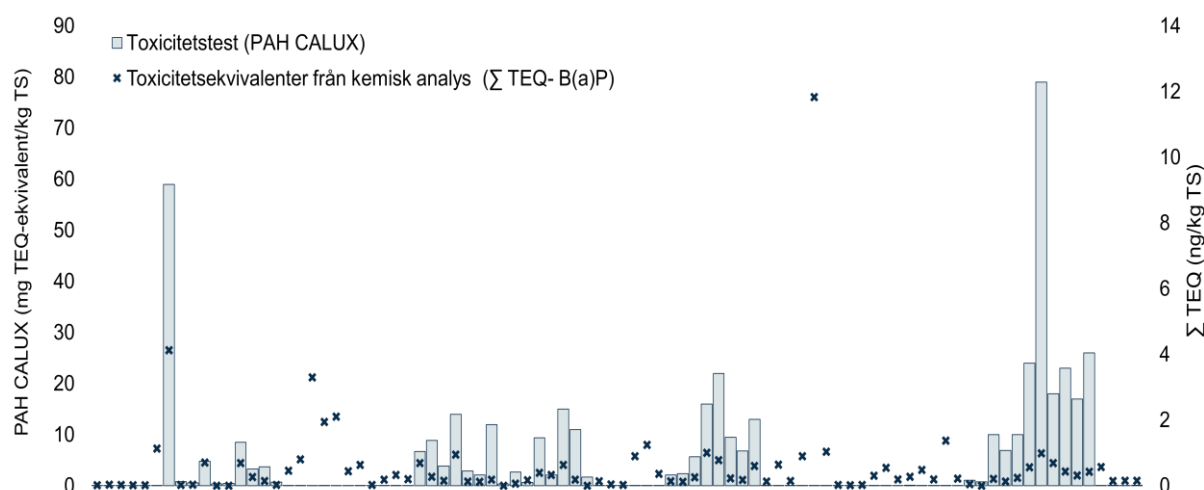
Ämne	Toxicitetsekvivalent	Ämne	Toxicitetsekvivalent
Acenaften	0,001	Dibenso(a,h)antracen	5
Acenaftylen	0,001	Fenantrene	0,001
Antracen	0,01	Fluoranten	0,001
Benso(a)antracen	0,1	Fluorene	0,001
Benso(a)pyren	1	Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,1
Benso(b)fluoranten	0,1	Krysen	0,01
Benso(g,h,i)perylen	0,01	Naftalen	0,001
Benso(k)fluoranten	0,1	Pyren	0,001

Jämförelsen mellan PAH-CALUX och kemiska analyser är gjord med beräknade benso(a)pyren-ekvivalenter för de PAH:er som analyserats och som har sådana ekvivalenter (Tabell 29; Pieterse et al. 2013). Fjorton av PAH:erna är mindre potenta än benso(a)pyren, men dibenso(a,h)antracen har en ekvivalent som är 5 gånger högre än benso(a)pyren (Tabell 29).

Det finns en viss samvariation mellan benso(a)pyren-ekvivalenter från de kemiska analyserna av PAH<sub>16</sub> och den toxiska responsen i PAH-CALUX-testet omräknat till benso(a)pyren-ekvivalenter (Figur 80). Korrelationen är dock inte signifikant.

### 2.1.7.3 ER-CALUX

Toxicitetstest för östrogenliknande ämnen (ER-CALUX) genomfördes för prover från åtta inlandsvatten och tio kustområden med belastning från större avloppsreningsverk (Tabell 3). En toxisk respons uppmättes i samtliga undersökningsområden som provtogs för analys av ER-CALUX. Den toxiska responsen i ER-CALUX-testet är en toxisk ekvivalent för östrogenet 17 $\beta$ -östradiol. Högst toxisk respons uppmättes i Lill- Gösken (Gävleborg), Ursviksfjärden (Västerbotten), Östhammarsfjärden (Uppsala) och Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland) (Figur 81).

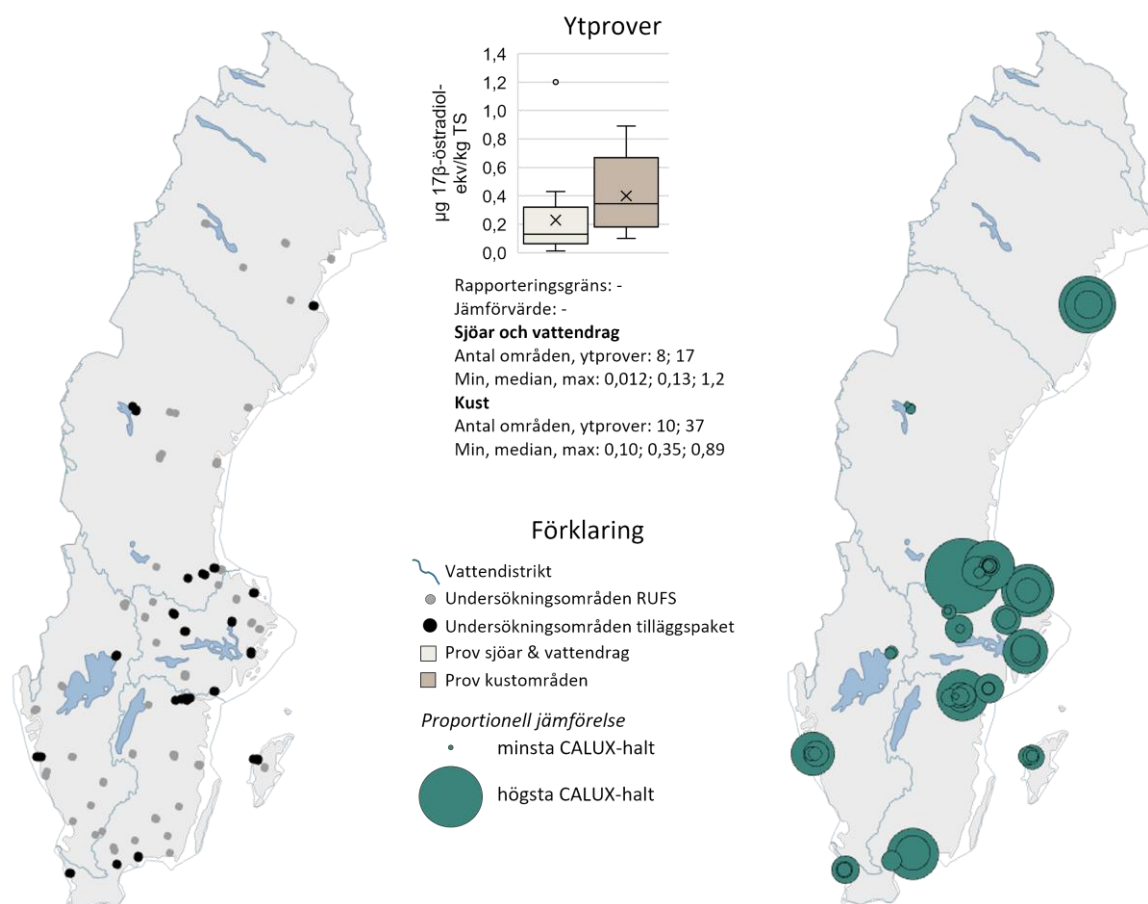


**Figur 80.** Toxisk respons (PAH-CALUX, staplar) jämfört med toxisk ekvivalens av PAH:er beräknade som benso(a)pyren-ekvivalenter (B(a)P, kryss, beräknade enligt Pieterse et al. 2013) för ytprover som provtagits för både toxicitetstester och kemiska analyser. Notera att y-axlarna har olika skalor.

Den toxiska responsen av östrogenliknande ämnen (ER-CALUX) är signifikant högre i sedimentprover i kustvatten (medianhalt 0,35  $\mu\text{g}$  17 $\beta$ -östradiol-ekvivalent/kg TS) än i inlandsvatten (medianhalt 0,13  $\mu\text{g}$  17 $\beta$ -östradiol-ekvivalent/kg TS) (Figur 81).

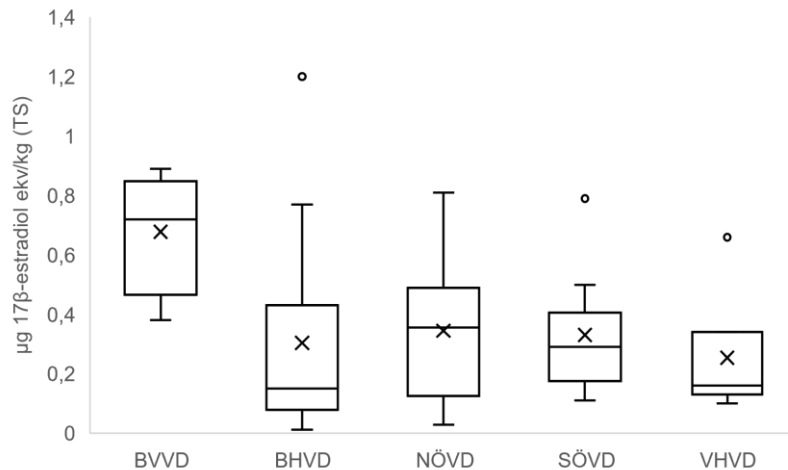
Det var inga skillnader mellan de fem vattendistrikten avseende medelvärden av toxisk respons i ytprover kopplat till östrogenliknande ämnen (ER-CALUX) (Figur 82).

En jämförelse mellan toxisk respons och uppmätta halter av hormoner är inte möjligt eftersom etinylöstradiol inte uppmättes över rapporteringsgränsen (10  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS) i något prov. Däremot finns det många andra östrogenliknande och hormonstörande ämnen inom de olika ämnesgrupperna som inkluderats som tilläggs paket i denna undersökning (exempelvis alkylfenoler, ftalater, klorerade bekämpningsmedel, läkemedel och organofosfater). Nonylfenol och o.p'-DDT utgör tillsammans med några andra klorerade bekämpningsmedel de mest potenta östrogenliknande ämnena som kan bidra till respons i detta CALUX-test (Legler et al. 1999). På grund av höga rapporteringsgränser uppmättes nonylfenol bara i fyra undersökningsområden, men ett av dessa var Lill-Gösken som också uppvisade hög toxisk respons i ER-CALUX-testet.



**Figur 81.** Toxisk respons av östrogenliknande ämnen (ER-CALUX). Kartan till vänster visar samtliga undersökningsområden (grå cirklar) och vid vilka undersökningsområden prover har tagits för toxicitetstest (svarta cirklar). Kartan till höger visar proportionell jämförelse av den toxiska responsen ( $\mu\text{g}$  17 $\beta$ -östradiol ekvivalens/kg TS) för proverna inom undersökningen med varandra, där den minsta cirkeln motsvarar den lägsta toxiska responsen och den största cirkeln motsvarar den högsta toxiska responsen. Låddiagrammen visar fördelningen av uppmätt toxisk respons i ytprover i inland- resp. kustprover. Redovisningen av min- och maxhalter under låddiagrammen representerar den lägsta, resp. den högsta uppmätta responsen.





**Figur 82.** Toxisk respons av östrogenliknande ämnen (ER-CALUX) i ytprover från resp. vattendistrikt (Bottenviken, BVVD; Bottenhavet, BHVD; Norra Östersjön, NÖVD; Södra Östersjön, SÖVD och Västerhavet, VHVD).

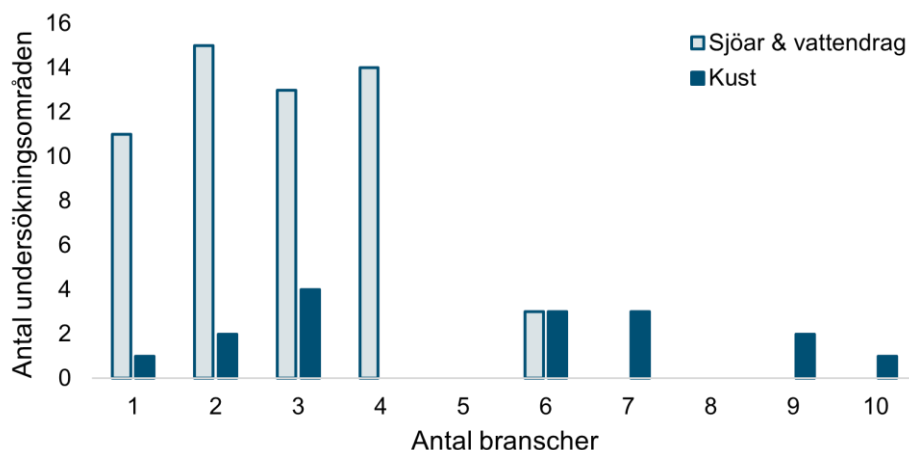
Det finns även ämnen som hämmar aktivering av östrogenreceptorer, eller omvandlingen av testosteron till östrogen, inom de olika ämnesgrupperna som inkluderats som tilläggs paket i denna undersökning (exempelvis dioxiner och dioxinlika föreningar och tennorganiska föreningar, särskilt TBT), som också kan påverka responsen i CALUX-testet.

Många kemikalier klassas som hormonstörande och genom att mäta effekten från belastningen av hormonstörande ämnen kan man på ett bättre sätt uppskatta omfattningen av påverkan inom de olika undersökningsområdena för de vattenlevande organismerna.

## 2.2 Analys av risk för påverkan från olika branscher

Ett syfte med fältundersökningarna är att öka kunskapen om olika branschers påverkan på sediment, för utveckling av metodik för inventering av förorenade sedimentområden. I detta kapitel redovisas och diskuteras i vilken utsträckning branschtypiska föroreningar påträffades, och vilka branscher som ofta förekommer i områden där de högsta koncentrationerna av olika föroreningar påträffades. Denna information, tillsammans med riskvärderingen av ämnen som gjordes i avsnitt 2.1.7 används för att utvärdera de 19 branscher som fångades upp i undersökningarna vad gäller deras belastning och risk för påverkan på sediment. Vidare utvärderas om det förekommer ett samband mellan antalet branscher vid ett område och förekomsten av höga koncentrationer av olika föroreningar, och vad mönsteranalyser av dioxiner och PAH:er kan säga om källorna till dessa grupper av ämnen.

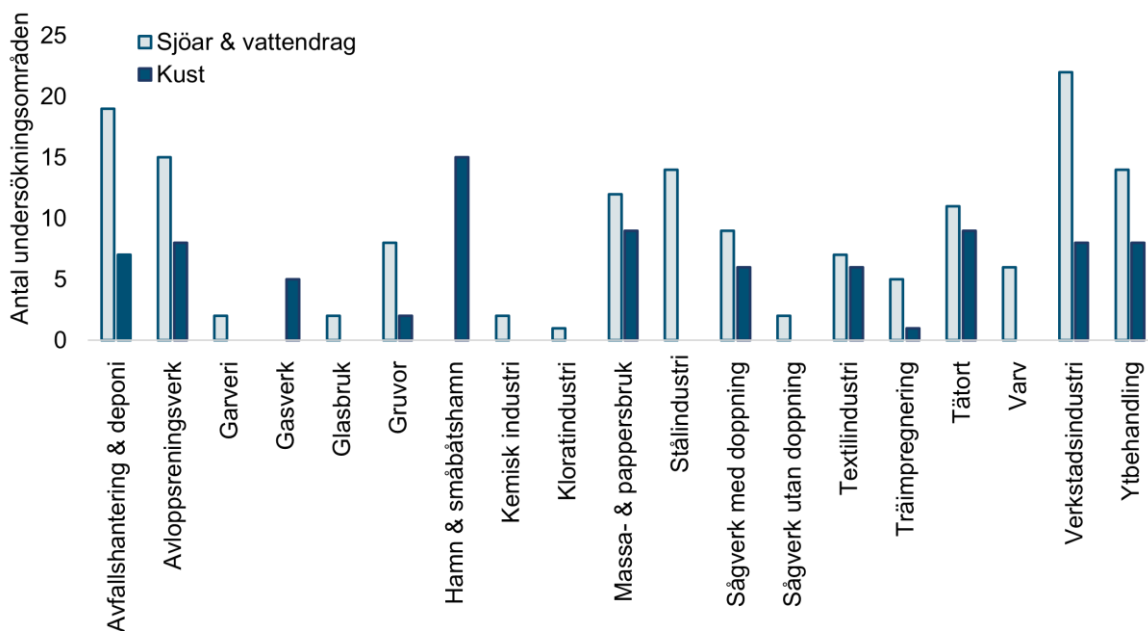
En fullständig och enhetlig analys av påverkan från enskilda branscher kompliceras av att det underliggande materialet är heterogent ur flera aspekter. Dels uppvisar de undersökta områdena en stor variation i antalet och typen av förorenande verksamheter uppströms och i avrinningsområdena, liksom när i tiden verksamheterna varit eller är aktiva. Majoriteten av undersökningsområdena har mellan en och fyra olika branscher som möjliga påverkanskällor. Inom den limniska undersökningen var det som högst sex olika branscher vid ett undersökningsområde, medan det för kust kunde vara ända upp till tio olika branscher (Figur 83). Detta innebär att för flertalet områden är det flera olika branscher och verksamheter som kan ha bidragit till de föroreningar som påträffades, och utan källspårning är det inte möjligt att särskilja bidragen från enskilda verksamheter.



**Figur 83.** Antalet undersökningsområden med olika antal branscher för sjöar och vattendrag (ljusgrå staplar) resp. kust (mörkblå staplar).

Antalet undersökningsområden per bransch varierar också (Figur 84). Vissa branscher förekommer endast vid enstaka områden och representeras därmed av få prover, medan andra förekommer vid upp till ett 20-tal områden och representeras av många prover. Exempelvis förekommer branscherna avfallshantering och deponi, avloppsreningsverk, verkstadsindustri, hamn och småbåtshamn vid förhållandevis många undersökningsområden. Gasverk, glasbruk, kemisk industri, kloratindustri och sågverk utan dopping förekommer däremot enbart vid ett fåtal av de undersökta områdena, och enbart antingen vid inlandsvatten eller kust. (Figur 84)

Dessa osäkerheter beaktas i den slutliga utvärderingen av den relativa risken för påverkan från de olika branscherna, men speglar samtidigt verkligheten där flera branscher oftast förekommer tillsammans, exempelvis i kombinationen tätort, industri, avloppsreningsverk, och hamn.



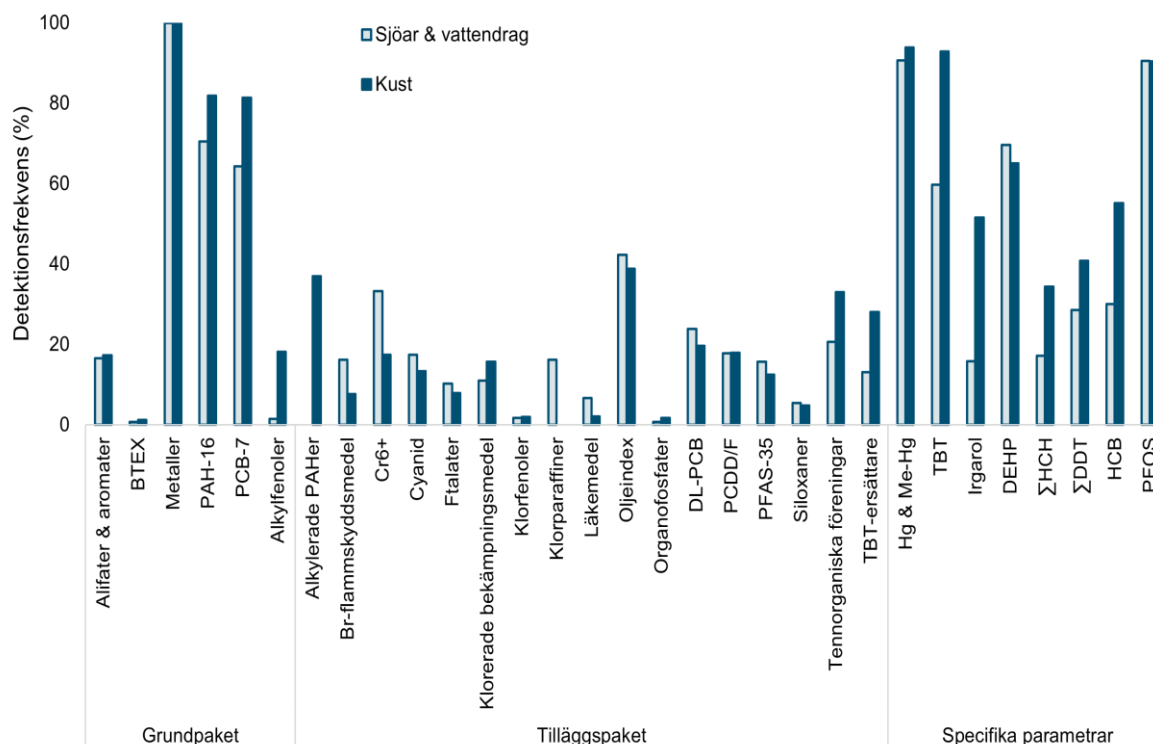
**Figur 84.** Antal undersökningsområden per bransch utifrån skrivbordsinventeringen för undersökningarna i sjöar och vattendrag (ljusgrå staplar) resp. kust (mörkblå staplar).

## 2.2.1 Förekomst av branschspecifika ämnen

Föroreningar i grundpaketet som PCB:er, PAH:er och vissa metaller förekommer vid en rad olika miljöfarliga verksamheter eller kan spridas långväga via atmosfären och är därmed ofta svåra att spåra till enskilda verksamheter eller branscher. Branschtypiska ämnen som analyserades i undersökningarna valdes ut baserat på Naturvårdsverkets branschlista för inventering av förorenade områden (Naturvårdsverket 2020) och branschlistan som användes inom vattenförvaltningens påverkansanalys under förvaltningscykel 3 (2016–2021).

För varje undersökningsområde tillkommer lokalspecifika omständigheter som gör att belastningen från enskilda verksamheter varierar, men detektionsfrekvensen av ämnen över de samlade resultaten används här som en indikation på i vilken utsträckning associerade branscher orsakar dessa sedimentföroreningar. En förutsättning för att detektionsfrekvensen ska kunna vara ett verktyg för detta är att detektions- och rapporteringsgränserna är låga. Höga detektions- och rapporteringsgränser kan ge låga detektionsfrekvenser, trots att ämnet förekommer i många prover. Detektionsfrekvenserna för de olika ämnesgrupperna varierar, vilket både beror på variationen av förekomsten av ämnen utifrån belastningen, och på att vissa ämnesgrupper har relativt höga rapporteringsgränser (exempelvis klorparaffiner, organofosfater och siloxaner).

Gällande föroreningarna i grundpaketet var detektionsfrekvenserna höga för metaller, PAH<sub>16</sub> och PCB<sub>7</sub> (Figur 85), vilket styrker att de är vanligt förekommande sedimentföroreningar oavsett branscher. Dock var detektionsfrekvensen lägre för alifater och aromater och BTEX, vilket för alifater och aromater är något förvånande då de är förknippade med olika typer av



**Figur 85.** Detektionsfrekvens (%) beräknad som andel lokaler där ett ämne/en ämnesgrupp påträffades över detektionsgränserna i sjöar och vattendrag (ljusgrå staplar) resp. kust (mörkblå staplar) för ämnen/ämnesgrupper i grundpaketet, tilläggs paketet och specifika parametrar.

oljeföreningar som är vanligt förekommande vid vissa branscher. BTEX är en ämnesgrupp bestående av flyktiga aromatiska kolväten, som kan förekomma i sediment, men som på grund av flyktigheten sällan detekteras.

Detektionsfrekvensen för branschtypiska ämnen varierade, och var generellt inte lika hög på ämnesgruppsnivå som för metaller, PAH<sub>16</sub> eller PCB<sub>7</sub> (Figur 85). Eftersom de flesta analyspaket för en ämnesgrupp innehåller många olika ämnen kan den genomsnittliga detektionsfrekvensen för ämnesgruppen bli låg om många ämnen inom gruppen inte påträffas eller påträffas i låg utsträckning, även om det finns enskilda ämnen som påträffas i hög utsträckning. Därför redovisas i figur 85 detektionsfrekvenserna också för några specifika parametrar som är representativa för olika ämnesgrupper, exempelvis irgarol, DEHP och PFOS. Dessa ämnen har betydligt högre detektionsfrekvens än genomsnittet för ämnesgrupperna som de ingår i (TBT-ersättare, ftalater, respektive PFAS). Att flera ämnesgrupper inom tilläggs paketerna ofta påträffades, i synnerhet vad gäller specifika parametrar, styrker bilden av att de utvalda branscherna orsakar sedimentpåverkan enligt vad som huvudsakligen kan förväntas enligt branschlistan.

Genom att koppla detektionsfrekvensen av ämnen till undersökningsområdenas påverkansbild, möjliggörs en bedömning av förekomsten av olika föroreningar utifrån påverkanstrycket från de 19 branscher som inkluderades i undersökningen. I figur 86 illustreras påverkan från de olika branscherna enligt de detektionsfrekvenser av typiska sedimentföroreningar som påträffades i de områden där respektive bransch förekommer. Tilläggs paketerna analyserades utifrån den förväntade påverkansbilden, men eftersom det vid många områden fanns flera branscher har fler ämnesgrupper analyserats än de som enligt branschlistan är typiska för varje bransch. Detta illustreras med ett vitt kryss över de ämnesgrupper/ämnen som inte analyserats specifikt för branschen (vilket dock inte betyder att en viss bransch ändå kan ha bidragit till den föroreningen).

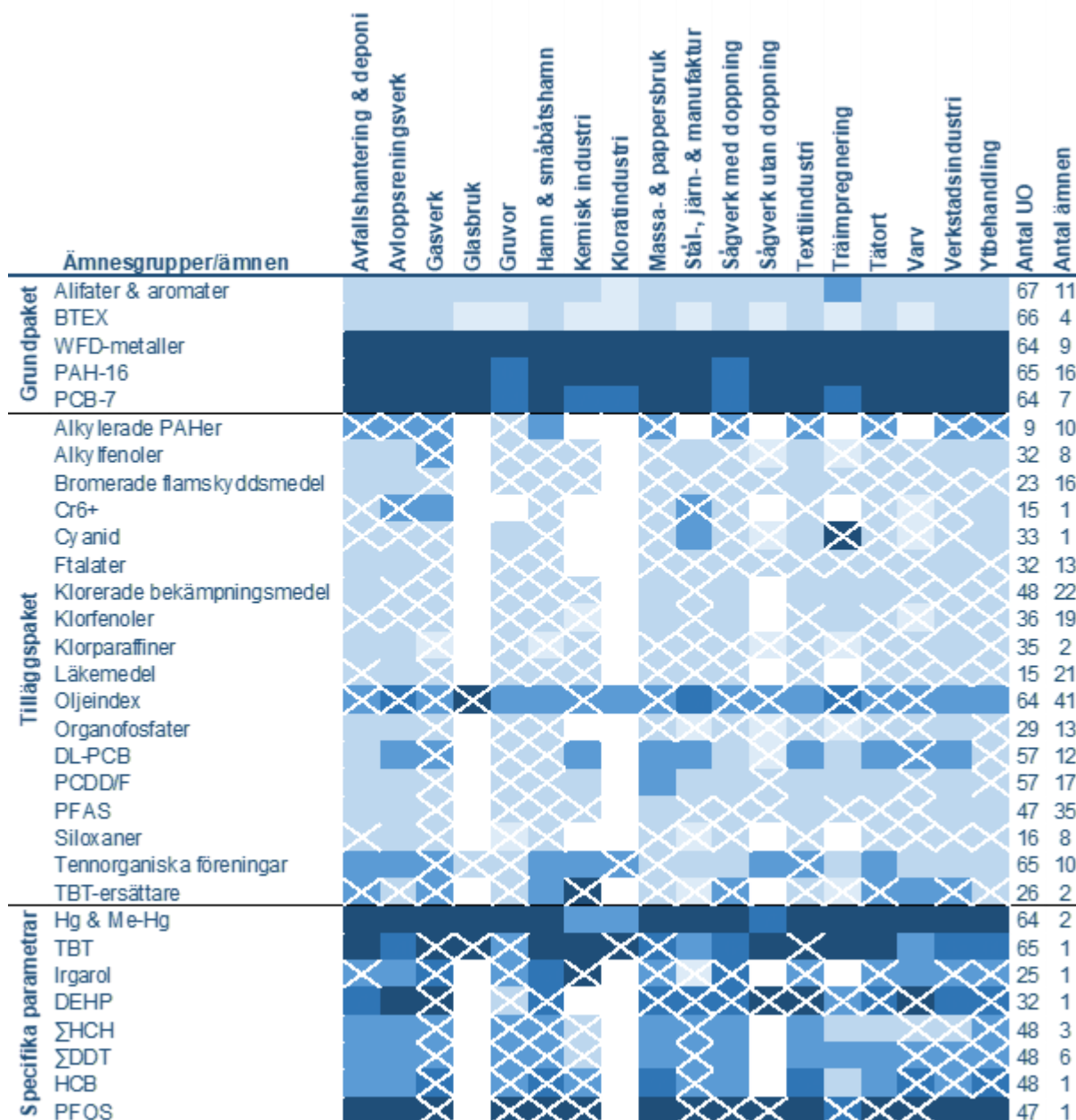
Ämnesgrupperna inom grundpaketet hade generellt en hög detektionsfrekvens vid samtliga branscher (Figur 86). Avseende metaller är en hög detektionsfrekvens förväntad eftersom metaller är naturligt förekommande. För att undersöka belastningen från olika branscher behöver man studera hur halterna av olika metaller varierar mellan olika undersökningsområden med olika belastning, och inte enbart se till ämnesgruppens genomsnittliga detektionsfrekvens (avsnitt 2.1.1.1 Metaller). Hänsyn behöver även tas till naturliga bakgrundshalter.

Kvicksilver och metylkvicksilver ingick i grundpaketet, men påträffades inte i samma höga utsträckning som övriga metaller vid samtliga branscher. Jämfört med de andra branscherna var detektionsfrekvenserna något lägre vid kemisk industri, kloratindustri, och sågverk utan doppling. PAH<sub>16</sub> hade en detektionsfrekvens för de olika branscherna mellan 61 % och 100 %, med lägre detektionsfrekvens i prover tagna i undersökningsområden med belastning av gruvor och sågverk med doppling. Dock påträffades PAH:er ändå i 61 %, respektive 73 % av proverna i recipienter till dessa två branscher. PCB<sub>7</sub> hade en detektionsfrekvens mellan 57 % och 87 % med något lägre detektionsfrekvens nedströms gruvor och sågverk med doppling, och även vid kemisk industri och kloratindustri och träimpregnering, jämfört med andra branscher.

För tilläggs paketerna varierade detektionsfrekvensen av branschtypiska ämnen generellt mellan 25 % och 75 % för de olika branscherna (Figur 86). Resultaten indikerar att sexvärt krom (Cr<sup>6+</sup>) kan förekomma i recipienter till gasverk (26 % detektionsfrekvens) och ytbehandling (21 % detektionsfrekvens), vilket är branscher som ämnet är förknippat med enligt branschlistan. Men

även i recipienter till avloppsreningsverk och stålindustrier (stål-, järn- & manufaktur) påträffades sexvärt krom (28 %, resp. 33 % detektionsfrekvens) men eftersom dessa branscher ofta förekom vid samma områden som gasverk och ytbehandling är det svårt att koppla förekomst av ämnet till en specifik bransch. Branschen träimpregnering har klorerade bekämpningsmedel, klorfenoler, dioxinlika PCB:er och dioxiner som branschtypiska ämnesgrupper. De förekommer i mellan 4 och 10 % av proverna. Cyanid har påträffats i samtliga prover i undersökningsområden som är recipienter till de kopplade branscherna, men cyanid påträffades även i hög utsträckning i recipienter till träimpregnering som inte har cyanid som typisk förorening enligt branschlistan (Figur 86). Tennorganiska föreningar hade en detektionsfrekvens på 26 % i medeltal för hela undersökningen, och varierade mellan 13 % och 38 % i områden utanför olika branscher. Analyspaketet för tennorganiska föreningar inkluderade tio ämnen, och de flesta av dessa ämnen påträffades enbart i låg utsträckning. Dock påträffades TBT med en detektionsfrekvens för hela undersökningen på 77 %, och varierade mellan 32 % och 100 % mellan branscherna. (Figur 86) Sammanfattningsvis visar resultaten att branschtypiska avtryck regelmässigt påträffas i sedimenten i de undersökta områdena, enligt vad som huvudsakligen kan förväntas enligt branschlistan. Metaller, PAH<sub>16</sub> och PCB<sub>7</sub> är vanligt förekommande föroreningar oavsett bransch. Branschtypiska föroreningar i tilläggs paketet påträffades inte lika ofta på ämnesgruppsnivå, medan enskilda parametrar ur dessa ämnesgrupper påträffas ofta vid förknippade branscher.

Detta speglar troligen skillnader i användning av de olika ingående ämnena, men kan också bero på skillnader i nedbrytning eller fastläggning i sedimenten. Resultaten visar att det typiskt sett förekommer en blandning av olika branschtypiska föroreningar, vilket speglar att flera olika branscher förekommer vid undersökningsområdena. Resultaten understryker också att de branschtypiska utsläppen enligt branschlistan är en schablon, och att lokalspecifika förhållanden kan orsaka avvikelser både vad gäller avsaknad av typiska föroreningar, och förekomst av andra "icke-typiska" föroreningar. Branschlistan bör således uppdateras kontinuerligt i takt med att nya miljödata om olika branscher inkommer, exempelvis indikerar resultaten att cyanid är en förorening som kan förekomma vid branschen träimpregnering.



**Figur 86** Detektionsfrekvenser för resp. ämnesgrupp och ämne inom grundpaketet och tilläggs paketet, och för vissa specifika parametrar utifrån branscher presenterade visuellt i ett så kallat värmediagram. I figuren har de ämnesgrupper som inte förknippas med resp. bransch i branschlistan kryssats över. Ju mörkare blå färg desto högre detektionsfrekvens. Detektionsfrekvensen (%) av ämnesgruppen, ämnet eller den specifika parametern har delats in i sex grupper 1) analyserades inte (vita rutor), 2) detekterades inte (ljusast blå rutor), 3) detekterades i mindre än 25 % av proverna, 4) detekterades i mellan 26 och 50 % av proverna, 5) detekterades i mellan 51 och 75 % av proverna, 6) detekterades i mer än 76 % av proverna. För branscherna glasbruk, kloratindustri och sågverk utan dopping representerar figuren situationen i de enstaka undersökningsområden där de branscherna förekommer.

## 2.2.2 Branscher vid områden med de högst uppmätta halterna

I figur 87 redovisas vilka branscher som förekommer i områdena med de högst uppmätta halterna av de olika analyspaketet. Avloppsreningsverk, hamn och småbåtshamn, massa- och pappersbruk, och tätort är exempel på branscher som ofta förekommer i dessa områden. Detta kan vara en konsekvens av att dessa branscher förekommer i förhållandevis många av de undersökta områdena och ofta tillsammans med andra branscher, vilket medför en större chans

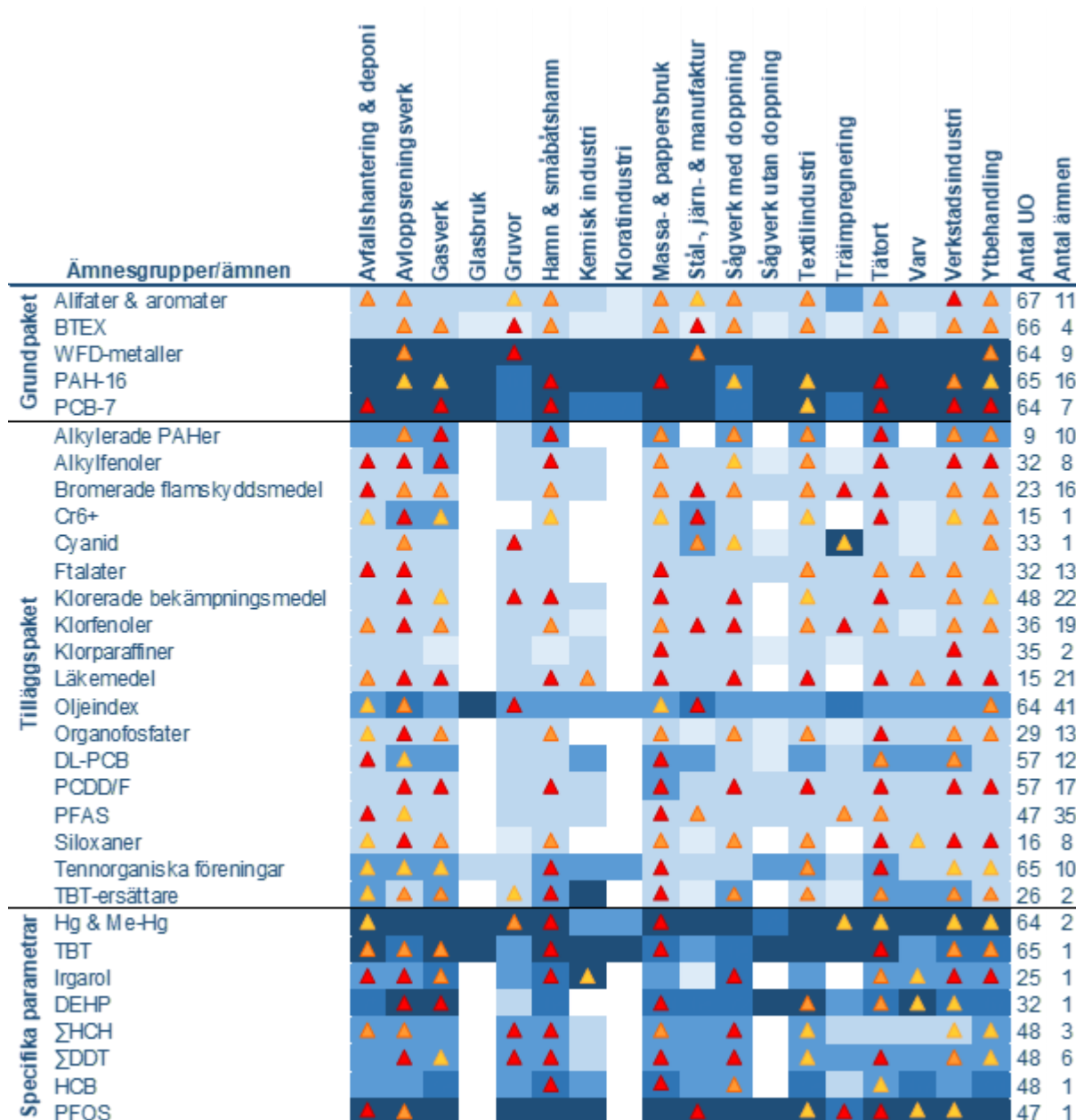
att relativt höga halter påträffats. Omvänt förekommer branscherna glasbruk, kemisk industri, kloratindustri och sågverk utan doppling aldrig vid områden med de högsta uppmätta halterna. Dessa branscher förekommer dock enbart vid enstaka eller ett fåtal av de undersökta områdena, och många ämnesgrupper relevanta för dessa branscher har inte analyserats i proverna på grund av att för lite material lyckades samlas in vid provtagningen

Vid tolv av undersökningsområdena förekom endast en utpekad bransch. Fyra av områdena låg nedströms gruvor och som förväntat uppmättes där bland de högsta halterna av flera metaller. Även cyanider påträffades, vilket enligt branschlistan förknippas med gruvor. Tre undersökningsområden låg vid sågverk med doppling och framför allt i ett av de områdena (Öjen, Kronoberg) påträffades typiska föroreningar såsom klorfenoler, klorerade bekämpningsmedel, och dioxiner.

Två undersökningsområden hade verkstadsindustrier som enda bransch och vid båda påträffades klorparaffiner i höga halter, vilket överensstämmer med branschlistan. Eftersom många undersökningsområden ofta har ytterligare historiska eller pågående verksamheter vid eller uppströms undersökningsområdet, går det inte att utesluta att även andra branscher är källor till föroreningarna. Vid det ena området (Gothemsån, Gotland) låg ett mindre avloppsreningsverk och flera andra verksamheter, som inte var prioriterade branscher i undersökningen. Detta kan förklara varför det även uppmättes relativt höga halter av läkemedel här. Vid det andra området (Vedevågssjön, Örebro) förekom även färgindustri och industrideponi. Det är därmed svårt att utifrån det fåtal prover som tagits avgöra vad som orsakat de mycket höga halterna av alifater och aromater, samt de relativt höga metallhalterna i området.

Undersökningsområdet Västersjön (Blekinge) har avfallsdeponier (förorenat område) som enda noterade påverkansbransch och visade upp en bred påverkansbild med relativt höga halter av PAH:er, olja, och PFAS. Även ftalater, bromerade flamskyddsmedel, dioxiner och klorparaffiner påträffades. Detta visar att en enda påverkanskälla i form av avfallsdeponier kan leda till stor belastning av många olika typer av föroreningar. I undersökningsområdet Sågån (Dalarna) som ligger vid en tidigare textilindustri (yllefabrik) påträffades höga halter av dioxiner/furaner, PCB:er, cyanid, klorerade bekämpningsmedel och olja. I avrinningsområdet finns en deponi tillhörande textilindustrin, som också kan ha bidragit med belastning av branschtypiska ämnen. Det finns även ett mindre reningsverk, men utifrån belastningen av de ämnen som påträffats i Sågån och kunskapen om den nedlagda verksamheten är den troliga huvudsakliga påverkanskällan textilindustrin.

Slutligen låg undersökningsområdet Mannöfjärden (Norrbotten) nedströms träimpregnering som enda utpekade bransch. I området uppmättes de sjätte högsta halterna av klorfenoler och relativt höga halter av arsenik, vilka är föroreningar förknippade med branschen. Dioxiner påträffades inte, men däremot PFAS och alkylerade PAH:er trots att dessa ämnen inte förväntades utifrån påverkansbild. Anledningen till att dessa ämnesgrupper analyserades i Mannöfjärden var att PFAS analyserades i samtliga kustområden, och att alkylerade PAH:er analyserades i undersökningsområden med hög belastning från fartygstrafik eller oljehamnar där Mannöfjärden var en typ av referenslokal på grund av förväntat låg belastning från dessa verksamheter. Förekomsten av dessa ämnen även i detta område belyser vikten av att tillämpa relativt breda analyspaket även i undersökningsområden med en förhållandevis enkel påverkansbild.



**Figur 87.** Detektionsfrekvenserna för resp. ämnesgrupp och ämne inom grundpaketet och tilläggspaketerna, och för vissa specifika parametrar utifrån branscher presenterade visuellt i ett så kallat värmediagram, kombinerat med en visualisering av vid vilka branscher som förekom vid de undersökningsområden där de tre högsta halterna av resp. ämnesgrupp/ämne uppmättes (röd triangel: högst uppmätt halt, orange triangel: näst högst halt, gul triangel: tredje högsta halt).

### 2.2.3 Antalet samtidigt förekommande branscher och koncentrationer av sedimentföroreningar

Påverkar antalet samtidigt förekommande branscher föroreningsgraden, det vill säga halterna av olika sedimentföroreningar? För att svara på detta gjordes en sortering efter de områden där de tre högst uppmätta halterna av de olika ämnesgrupperna påträffades, tillsammans med antalet branscher vid dessa områden (Figur 88).

Ett undersökningsområde där höga halter av flera ämnesgrupper påträffades är Loddbyviken och Pampusfjärden (områdesbeteckning N), som ligger utanför Norrköping. Området har en hög



historisk belastning med nio inkluderade branscher enligt skrivbordsinventeringen. Även utanför Landskrona (områdesbeteckning U) med sju inkluderade branscher påträffades några av de högsta halterna av flera ämnesgrupper. Det finns dock områden med endast en tydlig påverkanskälla och där högst halter påträffades av specifika ämnesgrupper; det tydligaste är områden nedströms gruvor dit mycket höga halter av metaller spridits. I majoriteten av de områden där högst halt påträffats förekommer 1–4 branscher, och denna typ av områden utgjorde också majoriteten av undersökningsområdena (Figur 88).

Även om någon statistisk analys inte gjorts antyder resultaten att de högsta påträffade halterna av olika sedimentföroreningar inte sammanfaller med ett högt antal branscher enligt skrivbordsinventeringen. Snarare tycks lokalspecifika förhållanden vara avgörande för om sedimenten innehåller höga halter av sedimentföroreningar, oavsett antalet branscher. I Mannöfjärden (Norrbotten) med enbart en på förhand identifierad påverkanskälla påträffades enbart TBT i koncentrationer överskridande gränsvärde för statusklassning, men i relativt sett låg

Ämnesgrupper/ämnen	Högst halt		2:a högst halt		3:e högst halt	
	Antal br.	Und.omr.	Antal br.	Und.omr.	Antal br.	Und.omr.
Grundpaket	Alifater & aromater	26	N	N	25	
	BTEX	25	N	N	42	
	Metaller	1	11	4		
	PAH-16	L	29	N		
	PCB-7	U	8	37		
	Tennorganiska föreningar	L	52	U		
Tilläggs paket	Alkylfenoler	U	S	Y		
	Alkylerade PAHer	P	N	L		
	Bromerade flamskyddsmedel	27	N	U		
	Cr6+	12	11	H		
	Cyanid	4	11	32		
	Ftalater	35	22	52		
	Klorerade bekämpningsmedel	C	28	N		
	Klorfenoler	32	H	36		
	Klorparaffiner	49	40	26		
	Läkemedel	N	47	8		
	Oljeindex	25	11	35		
	Organofosfater	8	N	U		
	DL-PCB	51	29	46		
	PCDD/F	N	10	52		
	PFAS	51	27	8		
	Siloxaner	44	N	22		
TBT-ersättare	I	N	H/Q/Z			
Specifika parametrar	Hg & Me-Hg	I	4	15		
	TBT	L	U	8		
	Irgarol	J	U	47		
	DEHP	35	52	22		
	ΣHCH	Q	35	H		
	ΣDDT	C	28	N		
	HCB	I	G	L		
	PFOS	27	8	22		

**Figur 88** Områden där de högst uppmätta halterna av olika ämnesgrupper påträffades samt hur många branscher som associeras med resp. område. Ju mörkare röd färg desto fler branscher är kopplade till området. För vilka områden som beteckningarna avser, se tabell i Bilaga C. Vid sammanställningen har det högsta värdet per undersökningsområde från yt- och djupprov beaktats.

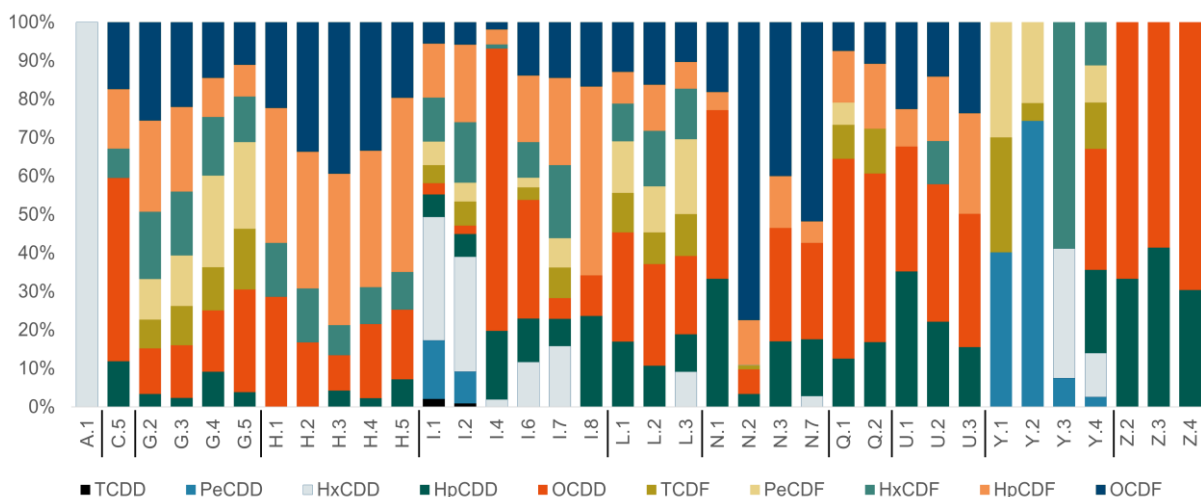
koncentration. Flertalet övriga metaller och organiska ämnen som analyserades återfanns i tillståndsklass 1–3, med undantag för arsenik som i ett prov återfanns i en halt motsvarande klass 5. Samtidigt påträffades höga koncentrationer av PFAS och PFOS (de näst högsta som uppmättes i kustundersökningen), och i screeningen påträffades de högsta halterna av N-metyldodecyklamin och N,N-dimetyldodecyklamin i Mannöfjärden.

I Göteborg med tio på förhand identifierade prioriterade branscher och som bedömdes utgöra det område med den mest komplexa påverkansbilden i kustundersökningen, påträffades höga halter av tennorganiska föreningar, men inte de högsta inom kustundersökningen. Även PAH:er överskred gränsvärden för statusklassning men i förhållandevis låga halter jämfört med många andra områden. Ett stort antal branschspecifika föroreningar påträffades, men i relativt sett medelhöga halter. Vad gäller metaller så uppvisade de provtagna sedimenten från Göteborg de lägsta påträffade halterna jämfört med övriga undersökta kustområden, utom kvicksilver som återfanns i tillståndsklass 3.

## 2.2.4 Källspårning genom mönsteranalyser

### 2.2.4.1 Dioxiner

Vid källspårning av dioxin- och furanförorening kan fördelningen av kongenernas homologgrupper användas för att se på "fingeravtrycket" av föroreningen. En homologgrupp är de dioxiner respektive furaner som har lika många kloratomer, exempelvis är tetradioxiner dioxiner med fyra kloratomer och pentafuraner furaner med fem kloratomer. Vid den kemiska analysen av de 17 dioxinerna och furanerna som har toxiska ekvivalensfaktorer kan resultat erhållas även för homologgrupperna, men för att få tillgång till dessa resultat från analyslaboratoriet behövs oftast en specifik beställning av det. Förekomsten av olika homologgrupper (tetra-, penta-, hexa-, hepta- och okta-PCDD/F) i prover från kustundersökningen visar att det finns en skillnad i fördelning av kongenerna mellan de olika undersökningsområdena, se Figur 90.



**Figur 90.** Procentuell fördelning av uppmätta halter av dioxiner (-CDD) och furaner (-CDF) för homologgrupperna med fyra till åtta kloratomer i molekylen (tetra: T, penta: Pe, hexa: Hx, hepta: Hp, och okta: O) för de tio undersökningsområdena längs med kusten där dioxiner och furaner uppmättes (A: Mannöfjärden, C: Ursviksfjärden, G: Svartviksfjärden, H: Inre fjärden & Avan, I: Skutskär, L: Skurusundet, N: Loddbyviken & Pampusfjärden, Q: Gåsfjärden, U: Landskrona, Y: Göteborg och Z: Saltkällefjorden).

Det är skillnader både mellan och inom undersökningsområden, exempelvis har prover från Inre fjärden och Avan (H1-H5, Gävleborg) ett helt annat "fingeravtryck" än vad proverna från Göteborg har (Y1-Y4, Västra Götaland) (Figur 90). Båda undersökningsområdena är kustområden med komplex påverkansbild, har större hamnar och ligger vid större tätorter, men belastningen av dioxiner och furaner domineras av till synes olika källor. Inom undersökningsområdet Skutskär (I, Uppsala) skiljer sig "fingeravtrycken" mellan proverna, exempelvis är skillnaden mellan I1 och I4 stor, både vad gäller vilka homologgrupper som påträffas och mängderna av dem (Figur 90). Båda proverna ligger utanför ett hamnområde vid ett massa- och pappersbruk men prov I4 är taget vid en känd dumpningsplats för muddermassor från hamnbassängen och prov I1 är taget i farleden in till Skutskärs hamn.

Analyser av homologgrupper kan ge ytterligare information om förekomst och halter utöver vad analys av de 17 dioxin- och furankongenerna gör. I Mannöfjärden uppmättes ingen av de 17 kongenerna över rapporteringsgränserna (1,9–70 ng/kg TS), men resultaten av homologgrupperna visar på förekomst av dioxiner med sex klor (HxCDD, Figur 30).

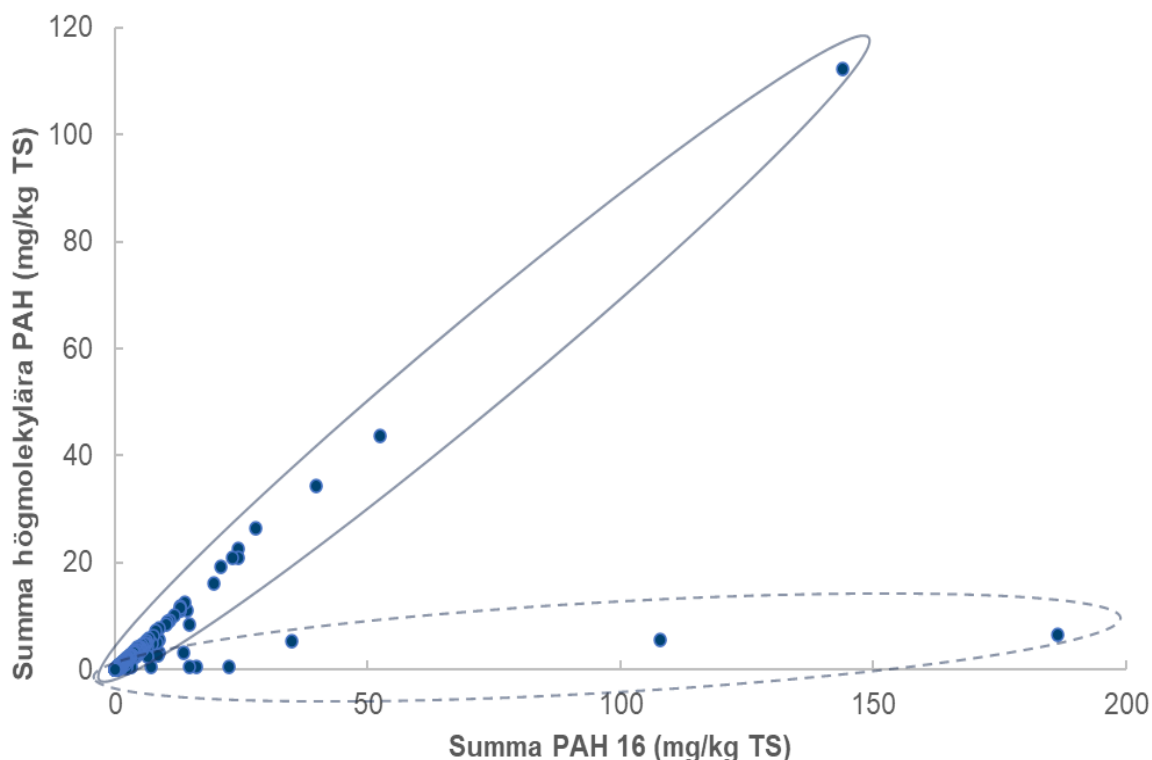
#### 2.2.4.2 PAH:er

Ursprunget till PAH:er som påträffas i sediment är vanligen antingen spill av oljor (petrogen ursprung) eller diffus spridning via förbränning (pyrogen ursprung), vilket i sig kan ha flera olika källor såsom industriell förbränning, vedeldning eller skogsbränder (Mostert, 2010). Ämnena sprids ofta långa vägar och uppträder i komplexa blandningar, men vissa indikationer till vad som orsakat utsläppen kan ges av proportionerna mellan PAH:er med lägre respektive högre molekylvikt. Oljor innehåller ofta främst PAH:er av lägre molekylvikt, med 2 - 3 aromatringar, som har bildats vid lägre temperaturer, men kan även innehålla mer högmolekylära PAH:er. Från förbränning, och då högre temperaturer uppstår, bildas i stället PAH:er med högre molekylvikt och 4 – 6 aromatringar. Förenklat kan sägas att en kvot understigande 1 mellan låg- respektive högmolekylära PAH:er<sup>16</sup> tyder på att påverkan främst kommer från förbränning medan en kvot som överstiger 1 indikerar påverkan från olja (Zhang et al. 2008). Likaså kan kvoter mellan enskilda ämnen användas för att beräkna påverkan från pyrogena respektive petrogena källor (Davis et al. 2019)<sup>17</sup>. Kvoten kan emellertid påverkas av skillnader i hur de olika PAH:erna beter sig i miljön, till exempel då lågmolekylära PAH:er är mer flyktiga och bryts ned snabbare än högmolekylära.

Av alla prover som analyserats avseende PAH och där ämnena detekterats (273 prover), var det i 92 % av proverna större andel högmolekylära PAH:er än lågmolekylära. Detta kan indikera en pyrogen påverkan, det vill säga påverkan från förbränning, alternativt att det skett utsläpp av oljor som åldrats så att de mer lågmolekylära ämnena har brutits ned. En större variation noterades för prover tagna längs kusten jämfört med i sjöar och vattendrag. Några tydliga skillnader sågs inte heller mellan yt- respektive djupprover. Däremot avvek mönstret påtagligt vid ett mindre antal områden, där de lågmolekylära PAH:erna dominerade.

<sup>16</sup> I detta fall avses lågmolekylära PAH vara de med 2-3 ringar (naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen) och högmolekylära de med 4-6 ringar (fluoranten, pyren, bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, bens(g,h,i)perylene, Indeno(123cd)pyren, dibens(a,h)antracen).

<sup>17</sup> Följande kvoter har använts för att studera ursprung till PAH: Antracen/(antracen+fenantren), fluoranten/(fluoranten-pyren), bens(a)antracen/(bens(a)antracen+krysen) och intenoindeno[1,2,3-cd]pyren/(indeno[1,2,3-cd]pyren+benso[g,h,i]perylene).



**Figur 91.** Halter av högmolekylära PAH:er i relation till totalt uppmätt halt av PAH<sub>16</sub> (mg/kg TS) i samtliga prover där PAH:er detekterats (n=273). I majoriteten (drygt 90 %) av proverna utgjorde högmolekylära PAH:er mer än 50 % av  $\Sigma$ PAH<sub>16</sub> (fördelning markerade med heldragen oval). I ett fåtal prover utgjorde lågmolekylära PAH:er i stället huvuddelen av  $\Sigma$ PAH<sub>16</sub> (markerat med streckad oval).

Vid en jämförelse mellan haltsumman av PAH:er med hög molekylvikt, med summan av PAH<sub>16</sub> framträder två mönster (Figur 91). Som ovan nämnts utgjorde i merparten av proverna halten av högmolekylära PAH:er mellan 50 och 90 % av summa PAH<sub>16</sub>, medan ett fåtal prover uppvisade en annan fördelning, där de lågmolekylära PAH:erna, det vill säga de med två till tre aromatringer, utgjorde huvuddelen av de analyserade kolvätena. En högre andel lågmolekylära PAH:er jämfört med högmolekylära uppmättes i prover från 11 områden, av vilka flera var områden med höga totalhalter av PAH:er, så som Skurusundet (Stockholm), Lisjön (Dalarna), Stadsfjärden och Mellanfjärden (Södermanland). Dessa områden är troligen framför allt påverkade av oljeföroreningar. Värt att notera är att även andra prover med mycket höga totalhalter av PAH:er uppvisade en annan fördelning med främst högmolekylära PAH:er, exempelvis i Motala ström (Östergötland) och Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötland), vilket kan indikera en primär påverkan av förbränningskällor eller utsläpp av oljor som har åldrats.

### 2.2.5 Indikativ riskvärdering av branschspecifika utsläpp

I avsnitt 2.1.6 gjordes en poängsättning av ämnen och ämnesgrupper som ingick i undersökningarna baserat på i vilken utsträckning de påträffades och i vilken omfattning de överskrider jämförvärden relaterade till risk för påverkan på sedimentlevande organismer, det vill säga ett riskmått (Tabell 30 och 31). I tabell 32 överförs riskpoängen till branscherna i undersökningen efter de utsläpp av ämnen i tilläggs paketet som de enligt branschlistan förknippas med. Detta ger en illustration av de vidare risker som respektive bransch kan medföra utöver utsläpp av ämnen i grundpaketet, och utan att vidare beakta mängderna av de faktiska utsläppen.

**Tabell 32.** Indikation av risker kopplade till branschtypiska utsläpp av ämnen i tilläggs paketet utifrån resultaten i denna studie. Tomma rutor innebär att föroreningsgruppen inte förknippas med branschen. Fyllda rutor innebär att föroreningen förknippas med branschen och färgskalan speglar den poängsättning av föroreningsgrupperna som framkommer i avsnitt 2.1.6, utifrån detektionsfrekvenser och uppmätta halter i jämförelse med jämförvärden relaterade till risk för påverkan på sedimentlevande organismer. Ljus röd färg indikerar lägre riskpoäng och mörk röd färg högre riskpoäng (exempelvis tennorganiska föreningar (8 poäng), organofosfater (1 poäng)).

Bransch	Alkylerade PAHer	Alkyfenoler	Bromerade flamskyddsmedel	Sexvärt krom (Cr <sup>6+</sup> )	Cyanid	Dioxiner och dioxinlika föreningar	Ftalater	Klorerade bekämpningsmedel	Klorfenoler	Klorparaffiner	Läkemedel	Organofosfater	PFAS	Siloxaner	Tennorganiska föreningar	TBT-ersättare
Avfallshant- ering & deponi																
Avlopps- reningsverk																
Garveri																
Gasverk																
Glasbruk																
Gruvor																
Hamn & småbåtshamn																
Kemisk industri																
Kloratindustri																
Massa- & pappersbruk																
Stål-, järn- & manufaktur																
Sågverk med doppning																
Sågverk utan doppning																
Textilindustri																
Trä- impregnering																
Tätort																
Varv																
Verkstads- industri																
Ytbehandling																

Exempelvis förknippas branscherna deponi och avfallshantering, avloppsreningsverk, textilindustri och verkstadsindustri enligt branschlistan med utsläpp av flera ämnesgrupper ur tilläggs paketet, varav flera får måttliga till höga riskpoäng i riskvärderingen. Avloppsreningsverk,

och avfallshantering och deponi har flest förknippade utsläpp, vilka inkluderar flera ämnesgrupper med höga riskpoäng (mörkare röd färg i tabell 32). Detta indikerar att utöver utsläpp från föroreningarna i grundpaketet (exempelvis metaller, PCB:er och PAH:er) är också deras utsläpp av branschspecifika föroreningar i tilläggspaketet betydelsefulla. Det är därför viktigt att bedömningar av föroreningsskador i sediment för sådana branscher görs med avseende på ett brett urval av förknippade föroreningar (Tabell 32). Många av de utvalda branscherna har dioxiner och dioxinlika föreningar som förknippad förorening (Tabell 32). Beaktat den höga riskpoängen för denna ämnesgrupp (som speglar en hög detektionsfrekvens och höga halter i förhållande till jämförvärde i undersökningarna) bör dioxiner och dioxinlika föreningar ingå i ett grundpaket vid undersökningar av förorenade sediment vid dessa branscher.

I sammanhanget bör även beaktas att det finns en osäkerhet i vilka typer av utsläpp som de olika branscherna möjligen kan orsaka, och avsaknaden av ämnesgrupper i tabellen betyder inte nödvändigtvis att en viss bransch aldrig ger upphov till sådana utsläpp.

### 2.2.6 Riskvärdering av undersökta branscher

Inom det delprojekt av regeringsuppdraget som utvecklade vägledning för identifiering och inventering av förorenade sediment har en riskklassning för förorenade sediment kopplad till branscher för förorenade områden på land tagits fram. Riskklasser för pågående verksamheter håller på att utvecklas, och ett arbetsmaterial var på remiss under hösten 2023. Riskklassningen är ett av underlagen i arbetet med att identifiera och inventera förorenade sedimentområden. Branschindelningen för både förorenade områden på land i EBH-stödet och pågående miljöfarliga verksamheter enligt miljöprövningsförordningen (MPF, SFS 2013:25) är betydligt mer detaljerad än den branschindelning som har använts inom urvalsarbetet för den nationella undersökningen av sediment. Exempelvis inkluderar Avfallshantering och deponier som betraktats som en bransch inom denna undersökning åtta olika branscher i EBH-stödet och 15 branscher enligt MPF.

Baserat på utvärderingen av resultaten av de 19 branscher som ingick i undersökningen och vilka sedimentklasser de tillhör bedöms branscherna Avfallshantering och deponi, Avloppsreningsverk, Gruvor, Hamn och småbåtshamn, Massa- och pappersbruk, Stål-, järn- & manufaktur, Textilindustri, Tätort och Ytbehandling medföra störst risk för sedimentpåverkan (Tabell 33). Dessa nio branscher bedöms utgöra en mycket hög risk för förorenade sediment både inom förorenade områden (historisk aktivitet) och pågående verksamheter, och resultaten av undersökningarna i kust och inlandsvatten påvisar hög belastning vid dessa branscher. För branscherna garveri, glasbruk, kemisk industri, kloratindustri och sågverk utan dopning samlades inte tillräckligt med sediment in för att kunna göra en bedömning av belastningen. Glasbruk är en bransch som bedöms utgöra en mycket stor risk för förorenade sediment, och det pågår saneringsåtgärder i bland annat Glasriket<sup>18</sup>.

---

<sup>18</sup> <https://www.sgu.se/samhallsplanering/fororenade-omraden/glasbruksprojektet---ett-samverkansprojekt-i-glasrikekommunerna/>

**Tabell 33.** Sammanställning av branscher som ingick i undersökningen och risk för att de orsakar förorenade sediment enligt branschlistan (sedimentklass) och enligt bedömning utifrån resultaten i undersökningen. De branscher som medför mycket hög risk för sedimentpåverkan enligt branschlistan har markerats med ett X i kolumnerna för förorenade områden och pågående verksamheter. I kommentarsfältet tydliggörs branschindelningen i förhållande till sedimentklassningen. Om bedömning av branschernas belastning utifrån undersökningen avviker från sedimentklassen Mycket hög risk redogörs vad bedömningen baseras på i kommentarsfältet.

Bransch	Förorenade områden*	Pågående verksamheter**	Hög belastning i undersökningen	Kommentar
<b>Avfallshantering &amp; deponi</b>	X	X	X	Inom branschen finns underbranscher för förorenade områden och pågående verksamheter som även har hög och måttlig risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
<b>Avloppsreningsverk</b>	X	X	X	Inom branschen finns underbranscher för pågående verksamheter som även har hög risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
<b>Garveri</b>	X		?	Inom branschen finns underbranscher för förorenade områden och pågående verksamheter som även har hög risk. Vid undersökningsområden där branschen förekom samlades inte tillräckligt med sediment in för att kunna göra en bedömning av belastningen.
<b>Gasverk</b>			X	Branschen bedöms både för förorenade områden och pågående verksamhet ha hög och låg risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
<b>Glasbruk</b>	X	X	?	Ingår som underbransch i Mineraliska produkter för förorenade områden och pågående verksamhet. Vid undersökningsområden där branschen förekom samlades inte tillräckligt med sediment in för att kunna göra en bedömning av belastningen.
<b>Gruvor</b>	X	X	X	Inom branschen finns underbranscher i EBH-stödet som även har hög och måttlig risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
<b>Hamn &amp; småbåtshamn</b>	X	X	X	Inom branschen finns underbranscher för förorenade områden och pågående verksamheter som även har hög, måttlig och låg risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
<b>Kemisk industri</b>	X	X	?	Inom branschen finns underbranscher för förorenade områden och pågående verksamheter som även har hög och måttlig risk.
<b>Kloratindustri</b>	X	-	?	Ingår som underbransch i Kemisk industri för förorenade områden men saknas för pågående verksamheter. Vid undersökningsområden där branschen förekom samlades inte tillräckligt med sediment in för att kunna göra en bedömning av belastningen.
<b>Massa- &amp; pappersbruk</b>	X	X	X	Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
<b>Stål-, järn- &amp; manufaktur</b>	X	X	X	Ingår som underbransch i Stålintusti för förorenade områden och pågående verksamheter. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
<b>Sågverk med doppning</b>				Ingår som underbransch i Träindustri för förorenade områden där den har hög risk. Underbranschen saknas för pågående verksamheter.

**Tabell 33.** Fortsättning.  
Bransch

Bransch	Förorenade områden*	Pågående verksamheter**	Hög belastning i undersökningen	Kommentar
Sågverk utan doppling			?	Ingår som underbransch i Träindustri för förorenade områden där den har måttlig risk. Underbranschen saknas för pågående verksamheter. Vid undersökningsområden där branschen förekom samlades inte tillräckligt med sediment in för att kunna göra en bedömning av belastningen.
Textilindustri	X	X	X	Inom branschen finns underbranscher för pågående verksamheter som även har hög risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
Träimpregnering	X	X		Ingår som underbransch i Träindustri för förorenade områden och pågående verksamheter.
Tätort	X	X	X	Ingår i branschen Dagvatten för förorenade områden och pågående verksamheter, och har även måttlig risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
Varv	X	X		Ingår som underbransch i Metallbearbetning för förorenade områden och pågående verksamheter. Trots att branschen har sedimentklass mycket hög risk för förorenade sediment uppmättes inte de högsta halterna i recipienter till varv inom undersökningen.
Verkstadsindustri		X	X	Ingår som underbransch i Metallbearbetning för förorenade områden och pågående verksamheter. För förorenade områden har underbranschen hög risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.
Ytbehandling	X	X	X	Inom branschen finns underbranscher för förorenade områden och pågående verksamheter som även har hög och låg risk. Inom undersökningen var belastningen från branschen hög.

\* Sedimentklass av branscher inom förorenade områden enligt Naturvårdsverkets branschlista med sediment (Naturvårdsverket 2023).

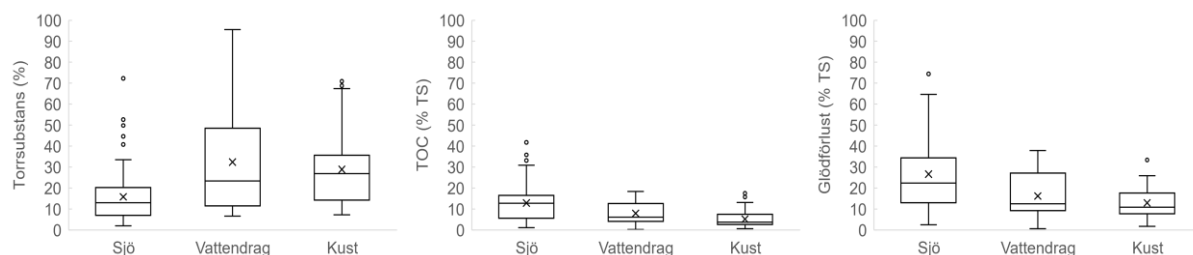
\*\* Sedimentklass av branscher inom pågående miljöfarliga verksamheter utifrån ett arbetsmaterial som ska fastställas 2024.

## 2.3 Förekomst av föroreningar i olika vattenmiljöer

### 2.3.1 Förutsättningar för ackumulation av sediment

För att partikelbundna föroreningar ska kunna ansamlas på en botten krävs vanligtvis att vattenströmmarna är svaga och bottenlutningen låg. Förutsättningarna för ackumulation skiljer sig mellan olika typer av vattenmiljöer. I mindre sjöar med lugna förhållanden kan material vanligtvis ansamlas relativt nära en källa. I strömmande vattendrag och längs utsatta kustområden är förhållandena däremot ofta sådana att material transporteras långa sträckor innan de sedimenterar. Lugnare vatten med ackumulation kan dock även förekomma i dessa vatten, exempelvis i dammar eller i vikar.





**Figur 92.** Torrsubstans (TS), TOC (totalt organiskt kol) och glödförlust (vid 550°C) i prover av ytsediment (0–5 cm) från sjöar (n=65), vattendrag (n=31) och kustområden (n=83). Prover var tagna främst med rörprovtagare eller lådprovtagare (box corer), samt vid några enstaka platser där sedimenten var grövre med gripskopa (van veen).

Inför fältundersökningarna gjordes översiktliga bedömningar av var material skulle kunna ansamlas inför avgränsning av undersökningsområdena. För utplaceringen av provpunkterna studerades bottenarna i de valda undersökningsområdena mer i detalj med hydroakustik för att få kunskap om bottenlutning och botten typ. I vissa områden förekom inte förutsättningar för ackumulation och det var därför svårt att finna lämpliga provtagningsområden. Detta gällde främst vattendrag och vissa kuststräckor som prioriterats för att de representerar en viss vattentyp (kraftverksdamm) eller geografiskt område (till exempel kuststräcka i ett län).

Sediment på ackumulationsbottenar är finkorniga och innehåller normalt sett en hög andel vatten och organiskt material. En hög vattenhalt medför att halten torrsubstans (TS) är låg, en parameter som vanligen analyseras i samband med analys av kemiska parametrar. En tumregel för naturliga ackumulationsbottenar med kornstorlek <63 µm i sjöar är att halten torrsubstans i ytsedimentet (0–1 cm) är lägre än 25 % (Håkanson och Jansson, 1983). Andra förutsättningar kan råda vid kusten.

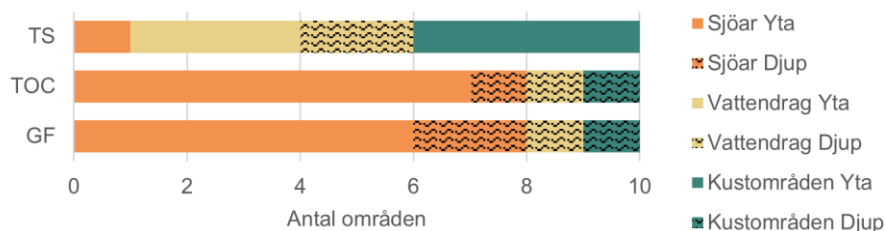
En sammanställning av uppmätta halter torrsubstans samt innehåll av organiskt material i form av totalt organiskt kol (TOC) och glödförlust (vid 550 °C) bekräftar bilden av att finkorniga sediment med låg torrsubstans och högre organiskt innehåll något oftare påträffas i sjöar jämfört med i vattendrag och längs kusten (Figur 92). Som graferna visar är variationen dock stor. Några prov i denna undersökning med TS-halter långt över 25 % visade sig dessutom vara kraftigt förorenade.

### 2.3.2 Föroreningsbild i olika vattenmiljöer

Urvalet av undersökningsområden täcker in flera olika typer av vattenmiljöer, grovt indelat i sjöar, vattendrag och kustområden. Förhållandena skiljer sig som nämnts ovan även inom dessa olika typer av vattenmiljöer beroende på exempelvis vattenflöden, omgivande terräng och geologi. Det var även betydligt fler undersökningsområden i limnisk miljö jämfört med längs kusten och urvalet av undersökningsområden var inriktat mot olika branscher, vilket påverkar vilka ämnen som analyserats på olika platser. Det är därför svårt att dra några långtgående slutsatser kring föroreningsbilden kopplat till indelningen i sjöar, vattendrag och kustområden, men vissa noteringar från resultaten i undersökningen beskrivs nedan avseende detta.

För de ämnen som ingick i grundpaketet och analyserades vid samtliga lokaler, både i ytliga och djupare sedimentlager visas i figur 93–95 i vilken typ av vattenmiljö de tio högst uppmätta halterna förekom.

I figur 96 och 97 visas även de vattenmiljöer där de högsta halterna av ämnesgrupper inom tilläggsanalyserna samt toxicitetstesterna uppmättes. Eftersom dessa analyser utfördes endast



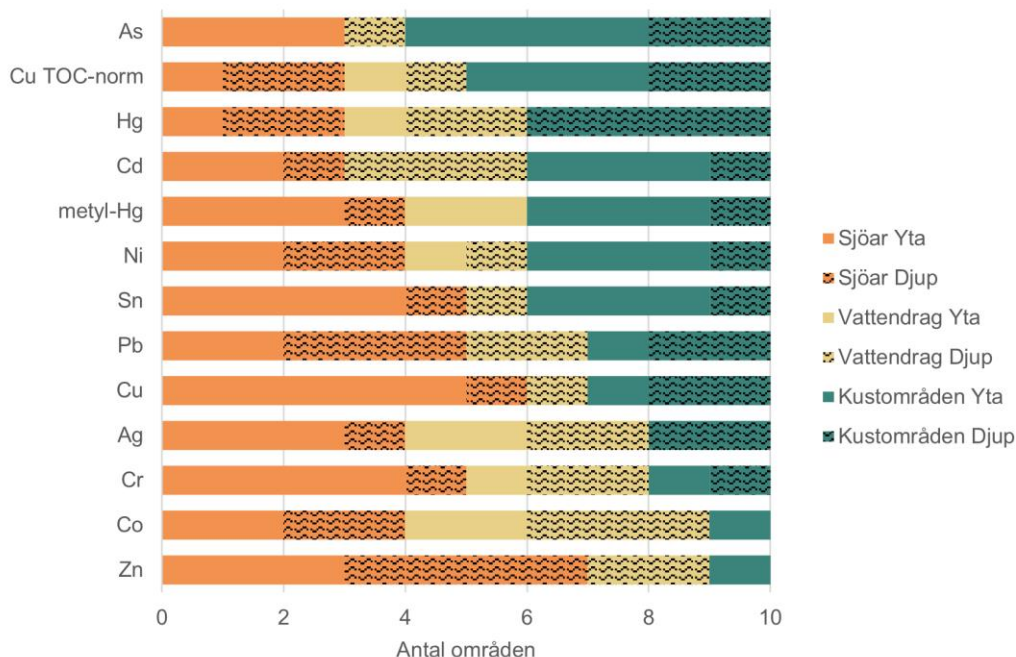
**Figur 93.** Typ av vattenområde i de 10 undersökningsområden där de högsta halterna av torrsbstans (TS), totalt organiskt kol (TOC) samt glödförlust (GF) uppmättes.

vid områden valda utifrån påverkanskällor vars fördelning kan skilja sig mellan de olika vattentyperna bör data tolkas med försiktighet.

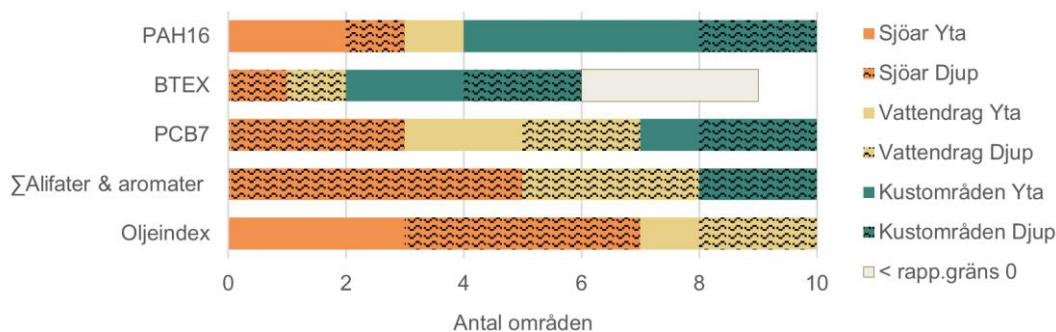
### 2.3.2.1 Sjöar

I de undersökningsområden som valts i sjöar påträffades i de flesta fall bottnar med förutsättningar för ackumulation av sediment. Jämfört med i vattendrag och längs kusten tenderade sediment i sjöar ha en något lägre torrsbstanshalt (TS) och högre organisk halt (TOC och GF) (Figur 92). Av de tio lokaler med högst halt av torrsbstans låg endast en i en sjö, medan åtta av de tio områdena med högst halt av organiskt material (TOC och glödförlust) förekom i sjöar (Figur 93).

De högsta halterna av flera metaller, såsom bly, zink, koppar och krom påträffades i sediment från sjöar och vattendrag (Figur 94). Uppströms liggande branscher till de recipienterna var gruvor, stålindustri och ytbehandling, men där förekom även avloppsreningsverk, deponi, sågverk och massaindusti.



**Figur 94.** Typ av vattenområde i de 10 undersökningsområden där de högsta halterna av olika metaller uppmättes. För koppar visas även de områden med högst halter efter normalisering mot 5 % organisk halt (Cu TOC-norm).



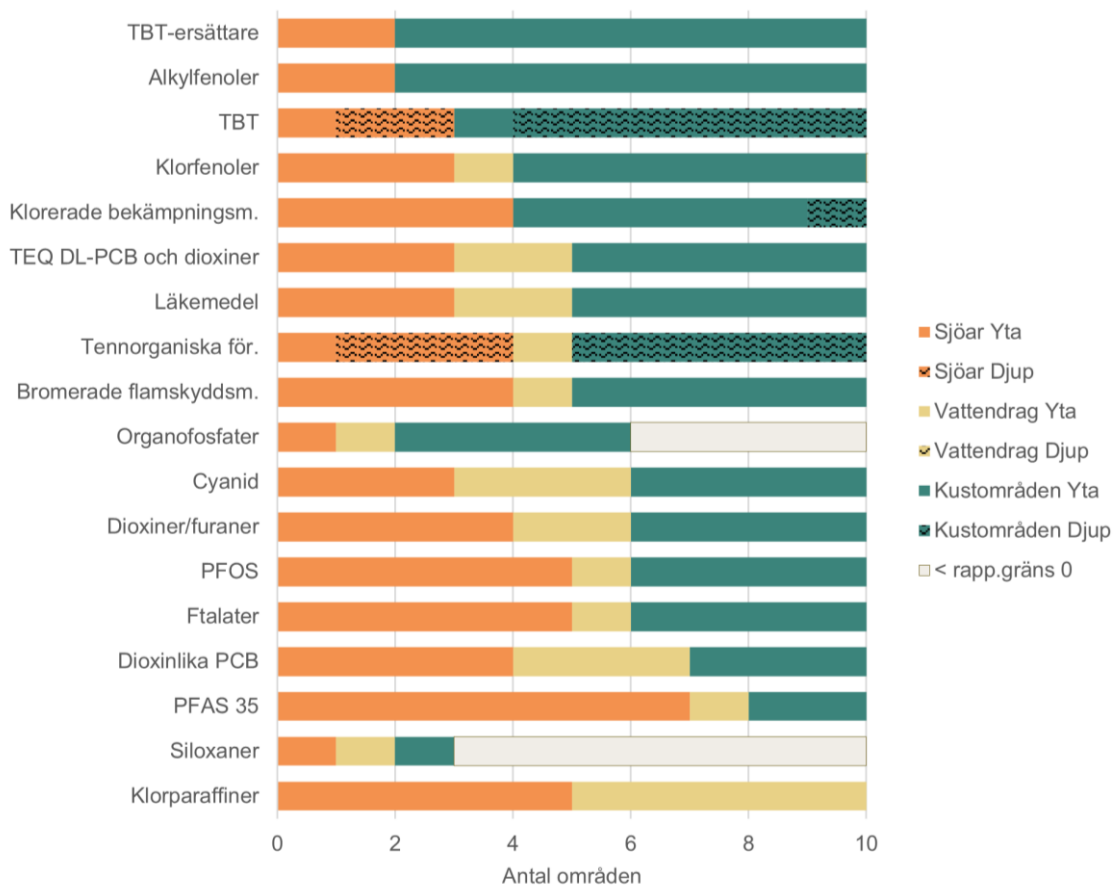
**Figur 95.** Typ av vattenområde i de 10 undersökningsområden där de högsta halterna av organiska ämnesgrupper inom grundpaketet (oljeindex ingick inte i grundpaketet men analyserades vid flertalet områden) uppmättes. BTEX detekterades endast inom sex av alla undersökta områden.

Kobolt återfanns också i högst halter i sediment i sjöar eller vattendrag (Figur 94), men med en något annorlunda påverkansbild, där även glasbruk och textilindustri ingick.

Av organiska föroreningar påträffades höga halter av oljerelaterade ämnen som alifater och aromater framför allt i djupare sediment i sjöar och vattendrag (Figur 95), vilket även avspeglade sig i oljeindex. Det indikerar att det till de områdena skett utsläpp av oljerelaterade föroreningar som sedan avtagit. Värt att notera var att PAH:er uppvisade ett annat förekomstsmönster och i högre grad än oljeindex, alifater och aromater påträffades i höga halter i ytliga sediment i kustområden. PAH:er härstammar dels från oljeföroreningar, dels från förbränning av olika slags bränslen. Som beskrivits tidigare tyder förekomsten av i huvudsak tyngre PAH:er på att det i merparten av de undersökta områdena främst skett en tillförsel av PAH:er från förbränning eller från utsläpp av oljor som har åldrats (avsnitt om källspårning genom mönsteranalyser för PAH:er, 2.3.4.2.). Dock förekom PAH:er med lägre molekylvikt i hög grad i några av de områden där de allra högsta halterna uppmättes, till exempel vid Skurusundet och Lisjön.

De områden med högst halter av klorparaffiner låg samtliga i inlandsvatten, varav hälften i sjöar och hälften i vattendrag (Figur 96). Även ΣPFAS<sub>35</sub> och dioxinlika PCB påträffades i högst halter främst i inlandsvatten. För PFOS var förekomsten av de högsta halterna något mer jämnt fördelad mellan kust och inlandsvatten. Andra ämnen i tilläggs paketet som förekom i höga halter både i kust och inlandsvatten var dioxiner, ftalater och cyanid (Figur 96). Från CALUX-testet avseende dioxiner och dioxinlika föreningar framgick dock att nio av de tio områden där högst respons noterades låg i sjöar, och endast ett vid kusten (Figur 97).

Tennorganiska föreningar, som till stor del är förknippade med båtbottnfärger i marin miljö, påträffades även i höga halter i ett stort antal sjöar och vattendrag, varav några även ingick i de tio områden med högst halter i undersökningen (Figur 96). Detta kan bero på att tennorganiska ämnen även använts som biocid i olika verksamheter och som tillsats i en mängd olika produkter och kan spridas via avloppsreningsverk och läckage från deponier. Kvoten mellan TBT (tributyltenn) och nedbrytningsprodukterna DBT (dibutyltenn) och MBT (monobutyltenn) var generellt under 1 i sjöar och vattendrag, vilket tyder på att nedbrytning skett och att tillförseln av TBT är begränsad, alternativt att det sker en spridning av MBT och DBT från andra källor.

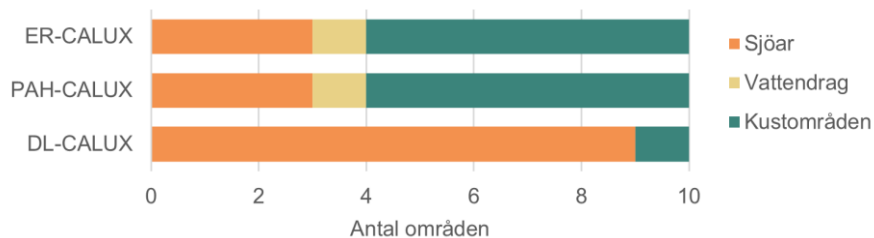


**Figur 96.** Typ av vattenområde i de 10 undersökningsområden där de högsta halterna av olika ämnesgrupper inom tilläggs paketet uppmättes. Dessa ämnesgrupper analyserades med några undantag endast i ytsediment (0–5 cm) och inte vid alla områden.

### 2.3.2.2 Vattendrag, dammar och älvmyrningar

För provtagningen i vattendrag valdes områden med förmodad ansamling av föroreningar, främst ovan fördämningar och i partier med lägre vattenflöden nedströms föroreningskällor. I flera fall visade sig dock flödena vara så pass stora, åtminstone tidvis, att material inte ansamlats i betydande mängd, och därmed heller inte föroreningar.

De områden med de högsta uppmätta halterna av olika ämnen inom grundpaketet låg, som ovan visats (Figur 93–95), främst i sjöar eller kustområden. Dock påträffades några av de högsta halterna i områden i vattendrag där sediment hade ansamlats. Främst gällde det ytvatten som är klassificerade som vattendrag i VISS, men som vid den del där prover togs mer är av karaktären



**Figur 97.** Typ av vattenområde i de 10 undersökningsområden med högst uppmätt respons i de olika CALUX-testerna (avseende östrogen, PAH, resp. dioxiner och dioxinlika föreningar).

av en sjö, exempelvis Bruträsket (höga metallhalter), Kolbäcksån-Fagersta (höga halter av metaller och alifater/aromater) samt Upperudsälven (fibersediment med höga halter kvicksilver och PCB). I dessa delar av vattendragen var flödet lågt med förutsättningar för ackumulation av finkorniga sediment.

Av ämnen inom tilläggspaketet noterades att de två högst uppmätta halterna av klorparaffiner förekom i vattendrag (Lagan, Strömnäsbruk, och Gothemån vid Roma) och den högsta halten av  $\Sigma$ PFAS<sub>35</sub> (framför allt PFBS) påträffades i Upperudsälven. I Upperudsälven uppmättes även några av de högsta halterna av dioxiner och dioxinlika PCB, och den högsta responsen av PAH-CALUX. Trots att även dioxiner beräknade som toxiska ekvivalenter var höga i Upperudsälven visade dock inte DR-CALUX-testet på särskilt hög toxisk respons i jämförelse med andra områden. Dioxiner och furaner förekom även i höga halter i Sågån, som är påverkad av tidigare textilindustri. Andra tilläggsanalyser visade på förekomst av hög halt av cyanid i Bruträsket som är påverkat av gruvverksamhet, ftalater i Fyrisån vid Uppsala som belastas av utsläpp från avloppsreningsverk och ett stort antal källor, och högt oljeindex i Kolbäcksån-Fagersta som är recipient för stålindustri.

I några av de vattendrag där flödet var högre och botten till delar bestod av grövre material påträffades oväntat höga halter av vissa föroreningar. Exempel på detta är PCB<sub>7</sub> som uppmättes i höga halter i Fyrisån (Uppsala) och Mörrumsån (Fridafors), samt PAH<sub>16</sub> i Motala ström. Dessa områden har ett hårt påverkanstryck från olika källor och föroreningar bundna till partiklar kan ansamlas i fickor och på partier av botten. Vid höga flöden, exempelvis på våren, kan sådana ansamlingar av förorenat sediment röras upp och transporteras vidare i vattensystemet. Som konstateras i rapporten från undersökningarna i sjöar och vattendrag (SGU 2023), kan förutsättningarna för sedimentation variera över tid inom ett område i ett strömmande vattendrag i och med att vattenföringen varierar. Därigenom ger undersökningar av sediment i sådana miljöer ofta en ögonblicksbild av vad som ansamlas i området. Från provtagningarna i vattendrag gjordes uppskattningen att i områden med en strömhastighet över 0,1–0,2 m/s kan det vara svårt att finna finkorniga sediment. Detta grundade sig i observationer i fält och beräkning av strömhastighet i de provtagna vattendragen. Inför sedimentprovtagningar i vattendrag är det därför lämpligt att ta reda på vilka strömhastigheter som kan uppstå för att bedöma om det kan förekomma förorenade sediment och vara relevant att utföra provtagning.

### 2.3.2.3 Kustvatten

Det undersökningsområde längs kusten där flest ämnen överskred jämförvärden och tillståndsklasser var Skurusundet utanför Stockholm. Området är belastat från många olika källor och ligger nära en tidigare massa- och pappersfabrik och många småbåtshamnar. Att sediment med föroreningar ansamlas i skyddade vattenområden i anslutning till tätorter och industrier, såsom Skurusundet, är förväntat. I flera kustvattenområden förekom sediment med mycket höga halter av föroreningar, dock främst inne i mer skyddade hamnområden och vikar snarare än i områden utsatta för strömmar och stora vattenrörelser. Framför allt påträffades markant högre halter av vissa metaller och alkylerade PAH:er i hamnområdet i Visby i jämförelse med andra undersökningsområden längs kusten.

Ett annat område som stack ut var Loddbyviken/Pampusfjärden vid Norrköping, med mycket höga halter av PAH:er (exempelvis antracen), DDT, bromerade flamskyddsmedel och högst

summahalt av läkemedel jämfört med andra kustområden. Det var även det enda kustområde där siloxaner påträffades.

De högsta halterna av PAH:er påträffades generellt i kustområden, även om det i vissa inlandsvatten, såsom Motala ström och Lisjön, också uppmättes mycket höga halter av PAH:er. Även PAH CALUX indikerade hög påverkan orsakad av PAH:er i flera kustområden (Figur 97). Vid den kemiska analysen analyseras endast 16 olika PAH:er, medan det i ett CALUX-test ges indikation om förekomsten av den kumulativa (samlade) effekten av alla ämnen med liknande bindningsförmåga till en biologisk receptor.

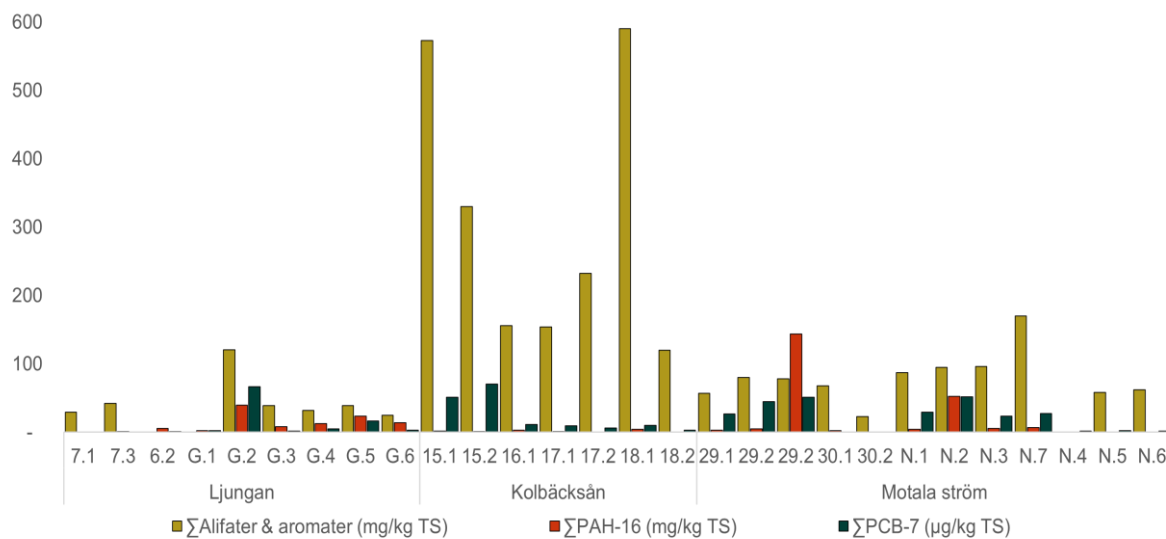
Högst halter av dioxiner och kvicksilver påträffades i Skutskär, där även den toxiska responsen avseende dioxiner i CALUX-testet var högst i jämförelse med alla undersökta områden, även jämfört med inlandsvatten. Höga halter av alkylfenoler, klorfenoler samt klorerade bekämpningsmedel påträffades även framför allt i kustområden (Figur 96).

Tennorganiska föreningar detekterades i de flesta undersökningsområdena (TBT i 93 % av proverna) och förekom generellt i högst halter i kustområden. Av de tio undersökningsområden med högst halter av TBT (tributyltenn) låg sju i kustområden och tre i sjöar. Allra högst halter av TBT uppmättes i Skurusundet. Däremot påträffades nedbrytningsprodukter av TBT i högre grad i inlandsvatten, exempelvis uppmättes de högsta halterna av DBT (dibutyltenn) och MBT (monobutyltenn) i Viaredssjön, och av de tio undersökningsområden med högst uppmätta halter av dessa ämnen låg sju respektive sex i inlandsvatten (ej visat i figuren 92). De tio undersökningsområden där högst halter av TBT-ersättare (diuron och irgarol) påträffades i åtta fall längs kusten, medan de två övriga var i sjöar (Figur 96).

#### *2.3.2.4 Förändringar i föroreningsbilden längs med vattenvägar*

En del av undersökningsområdena valdes för att undersöka olika ämnens belastning, ansamling, spridning och utspädning längs vattnets väg inom ett avrinningsområde. Ett flertal prover togs längs Ljungan i Västernorrland (Holmsjön, Aldern, Ringdalsforsen och Svartviksfjärden), Kolbäckån i Dalarna och Västmanland (Gårlången, Kolbäckån vid Fagersta, Stora Aspen och Östersjön) och Motala ström i Östergötland (Motala ström vid Motala, Glan, Loddbyviken och Pampusfjärden). Ljungans avrinningsområde domineras av träindustrier men också kemisk industri och kloratindustri. Längs Kolbäckån finns ett flertal stålindustrier, verkstadsindustrier och ytbehandlare. Längs med Motala ström är påverkan komplex med verkstadsindustrier uppströms i systemet för att längre nedströms övergå till inslag av träindustrier, stålverk och gruvor och sedan i en mycket komplex påverkansbild runt Norrköping med textil- och träindustri och större tätort. (Bilaga C)

Det förekommer skillnader i halten av olika ämnen i prover mellan dessa vattensystem och inom vattensystemen och de beror på många olika faktorer utöver belastningen som exempelvis vattenföring, organisk halt, avstånd till och storlek på ackumulationsområden. De ämnesgrupper som ingick i grundpaketet analyserades i alla undersökningsområden. Eventuella förändringar av halterna i ytprover av dessa ämnen kan därför undersökas, men det behöver belysas att det i respektive undersökningsområde enbart finns enstaka prov från olika delar av sjön, vattendraget eller kustvattnet vilket gör att det finns osäkerheter gällande hur representativa de olika proverna är. Andra faktorer än belastningen som påverkar variationen kan ha större effekt på halterna och



**Figur 72.** Halter i av oljeföreningar (alifater, aromater, PAH:er och PCB:er) i ytsediment i prover tagna i undersökningsområden längs med vattnets väg i tre vattensystem (Ljungans, Kolbäcksåns och Motala ströms avrinningsområden). Undersökningsområden i Ljungans och Motala ströms avrinningsområden sträcker sig från inlandsvatten (provbenämning med siffror) till kustvatten (provbenämning av bokstav och siffra) medan områdena i Kolbäcksåns vattensystem endast förekom i inlandsvatten (siffror).

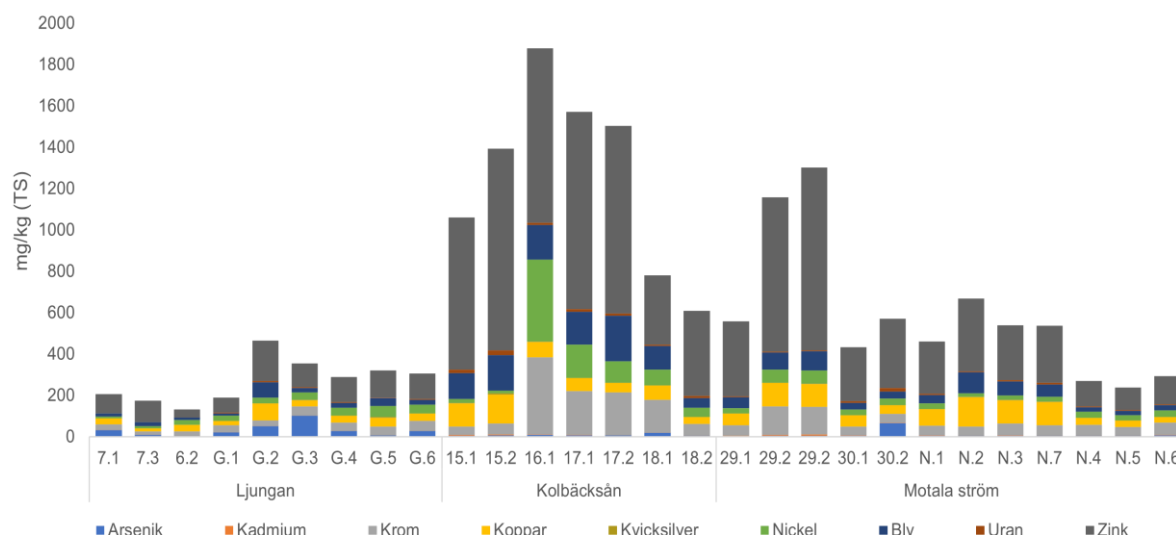
därmed skillnaderna längs med vattensystemet. Dock kan proverna utgöra en grund för att se på generella belastningsförhållanden inom vattensystemen.

Oljeföreningar som alifater och aromater, PAH:er och PCB:er skiljer sig både mellan vattensystemen och inom vattensystemen. Halterna av alifater och aromater var mycket högre i Kolbäcksåns avrinningsområde än i de två övriga avrinningsområdena som studerades (Figur 72), och belastningen ser ut att minska från Gårlången (15.1, 15.2), för att sedan öka i Östersjön igen (18.1). Belastningen av PAH:er inom Ljungans avrinningsområde ser ut att öka där Ljungan mynnar i Svartviksfjärden (G2) vid kusten, och transporten av dessa föreningar är troligen begränsad i jämförelse med belastningen från påverkanskällorna i närheten av Svartviksfjärden.

Inom Motala ströms vattensystem noterades två tydliga toppar med högre halter av PAH:er i Motala ström nedströms Motala (29.2 där två prover analyserades, varav den ena med mycket höga halter av PAH) och i Loddbyviken (N.2) vid kusten. Eftersom halterna är betydligt lägre i Glan (30) som ligger mellan dessa lokaler beror troligen de förhöjda PAH-halterna vid kusten av utsläpp från lokala källor.

Liksom PAH-halterna är halterna av PCB:er högst vid Ljungans utlopp i Svartviksfjärden (G.2). Vid de undersökta lokalerna inom Kolbäcksåns vattensystem är däremot PCB-halterna högst i Gårlången (15) och minskar sedan vid lokalerna längre nedströms. Inom de undersökta lokalerna i Motala ströms vattensystem var halterna av PCB:er högst vid Motala (29) och Loddbyviken (N.2), med betydligt lägre i Glan (30) däremellan. I kustvattnet utanför utloppet av Motala ström minskar halterna av samtliga oljerelaterade föreningar från Loddbyviken till den utanförliggande Pampusfjärden (Figur 72; Loddbyviken: N1-3, N7, Pampusfjärden N4-6).

Metallhalterna var generellt högre inom Kolbäcksåns vattensystem än i de två andra undersökta vattensystemen, se sammanställning av de så kallade vattendirektivsmetallerna (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, U och Zn) i figur 73. Hela avrinningsområdet är påverkat av ett flertal gruvobjekt, som främst förekommer i den övre delen av avrinningsområdet. Vid Fagersta ligger ett stålverk med



**Figur 73.** Halter i av metaller i ytsediment i prover tagna i undersökningsområden längs med vattnets väg i tre vattensystem (Ljungans, Kolbäcksåns och Motala ströms avrinningsområden). Undersökningsområden i Ljungans och Motala ströms avrinningsområden sträcker sig från inlandsvatten (provbenämning med siffror) till kustvatten (provbenämning av bokstav och siffra) medan områdena i Kolbäcksåns vattensystem endast förekom i inlandsvatten (siffror).

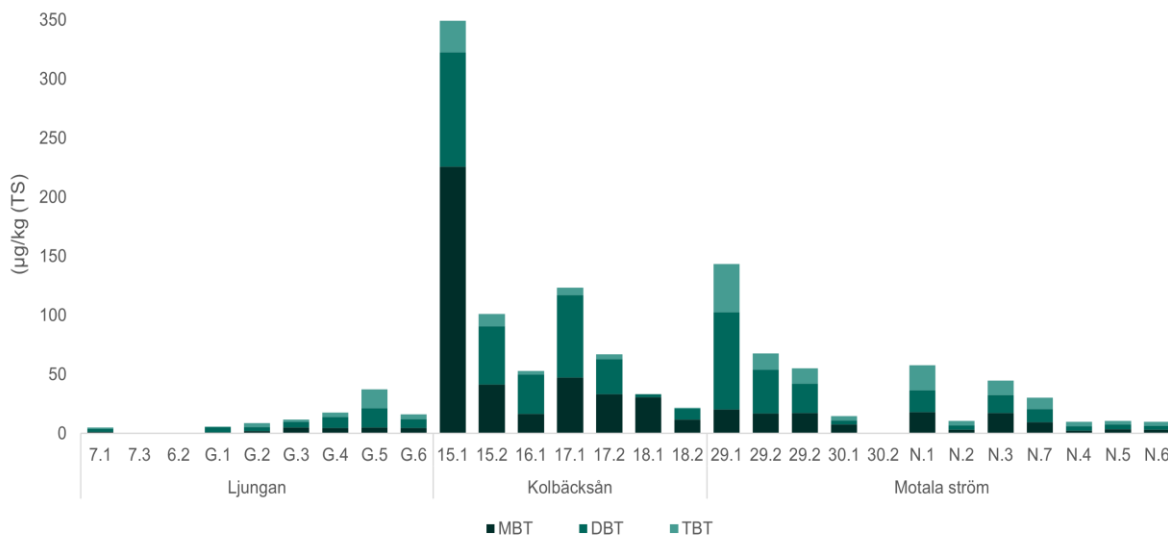
ytbehandling som en tillkommande belastningskälla för metaller. Halterna sjunker sedan i nedströms liggande undersökningsområden. Vid de undersökta områdena inom Ljungans vattensystem var halterna högst vid kusten i Svartviksfjärden. Och i Motala ström uppmättes högst halter nedströms Motala, och något lägre halter i Glan och Loddbyviken och ännu lägre i Pampusfjärden.

Fördelningen av metallerna skiljer sig även inom och mellan vattensystemen, och även inom undersökningsområdena, vilket indikerar olika typer av källor för metallbelastningen. Zink är den metall som generellt dominerar. Inom Kolbäcksån är halterna av bly generellt högre än i de andra två vattensystemen, vilken troligen beror på belastningen från gruvobjekt uppströms, men de förhöjda halterna av nickel och krom vid Fagersta som sedan successivt minskar vidare nedströms beror troligen på tillkommande belastning från stålindustri och ytbehandlingsverksamhet. Arsenik förekommer i högst halter och i flest prov inom Ljungans avrinningsområde, vilket dels kan bero på högre naturliga bakgrundshalter, dels belastning från träindustrierna.

Tennorganiska föreningar förekommer i högst halter i Kolbäcksåns vattensystem (Figur 74). Allra högst halter påträffas i Gårlången (lokal 15.1). Även halterna av butyltennföreningar är högst i Gårlången – högre än i kustvattnen Svartviksfjärden, Loddbyviken och Pampusfjärden i de andra vattensystemen, vilket visar att det finns andra betydande påverkanskällor för butyltennföreningar än båtbottnfärger.

Halterna av tributyltenn (TBT) i de tre vattensystemen är högst i Motala ström vid Motala och i Gårlången. Vid Gårlången finns inte samma båttrafik som det finns i Motala, där TBT-belastningen skulle kunna härstamma från båtbottnfärger. Även andra verksamheter som har använt TBT som en processkemikalie utgör troligen en belastning i dessa inlandsvatten. Till skillnad från Kolbäcksåns och Motala ströms vattensystem ökar halterna av butyltennföreningar i Ljungans vattensystem med högst halter i Svartviksfjärden. Mono- och dibutyltenn (MBT, resp DBT) kan vara nedbrytnings-





**Figur 74.** Halter i av tennorganiska föreningar (monobutyltenn, MBT; dibutyltenn, DBT; tributyltenn, TBT) i yt-sediment i prover tagna i undersökningsområden längs med vattnets väg i ett vattensystem (Ljungans, Kolbäcksåns och Motala ströms avrinningsområden). Undersökningsområden i Ljungans och Motala ströms avrinningsområden sträcker sig från inlandsvatten (provbemärkning med siffror) till kustvatten (provbemärkning av bokstav och siffra).

produkter av TBT, men även butyltennföreningar som används i olika kemiska produkter. Inom samtliga vattensystem förändras fördelningen mellan MBT, DBT och TBT i ytproverna vilket visar på förändrad belastning och/eller nedbrytning genom vattensystemen (Figur 74).

Sammanfattningsvis för de vattensystem och ämnen som inkluderas i analysen visar resultaten inte på någon betydande ackumulering i nedströms sediment långväga från källorna. Snarare tycks ackumuleringen av de undersökta sedimentföroreningarna huvudsakligen ske i närmast liggande sedimentationsbotten nedströms från källan. Detta innebär att de hydrologiska och sedimentologiska förhållandena i ett vattendrag och förekomsterna av transport- respektive sedimentationsbottnar spelar stor roll för var huvuddelen av föroreningarna från en viss utsläppskälla hamnar. Trots detta motsäger inte resultaten att det finns en spridning mot flodmynningar och vidare mot utsjön. Beroende på ämnens fysikalisk-kemiska egenskaper och hur de binder till sedimentpartiklar föreligger troligen stora skillnader i mobilitet där vissa ämnen tenderar att spridas mer långväga än andra. Exempelvis påträffades i Vänerundersökningen de högsta halterna av PFOS i utsjön.

## 2.4 Osäkerheter i resultaten

### 2.4.1 Osäkerheter i jämförelser mellan områden och branscher

Undersökningen syftade till att ge en övergripande bild över förekomst och koncentrationer av olika föroreningar i de undersökta områdena. Med det relativt begränsade antal prover som togs i varje område kan botten med höga halter inom områdena ha missats och jämförelser mellan olika områden bör göras med försiktighet. Denna osäkerhet är som störst vid jämförelser mellan individuella områden, men minskar då jämförelser görs mellan grupper av områden grupperade efter exempelvis bransch eller typ av vattenmiljö i och med att provstorleken blir större. Jämförelser mellan områden baserade enbart på förekomst av ämnen (om ett ämne påvisats

förekomma i koncentration över rapporteringsgräns) har än lägre osäkerhet givet att rapporteringsgränserna är jämförbara.

Undersökningens upplägg, med många undersökningsområden med möjlig eller känd belastning från flera olika branscher, leder till att uppmätta halter av olika ämnen i många fall är svåra att koppla till specifika branscher. För att direkt undersöka belastningen från en specifik bransch eller specifik verksamhet, historisk eller pågående, behöver mer riktade undersökningar göras. Vid tolkning av resultaten är det också viktigt att tänka på att det förekommer lokalspecifika variationer som påverkar vilka föroreningar som spridits eller sprids från en viss verksamhet till sedimenten. För branscherna kemisk industri, kloratindustri, garveri, glasbruk, och sågverk utan dopning som enbart förekom vid enstaka undersökningsområden, och där vissa kemiska analyser av prover inte kunde utföras, var underlaget för litet för att ge underlag till riskklassning (se avsnitt 2.2). Däremot kan undersökningarna i de områdena ge underlag för fortsatta platsspecifika bedömningar i de respektive områdena.

#### 2.4.2 Felkällor vid sedimentprovtagningen och de miljökemiska analyserna

Sedimentprovtagningen och handhavandet av prover utfördes enligt fastställda rutiner och bedöms vara en mindre källa till variation avseende vilka ämnen som påträffades och uppmätta halter. Inte heller bedöms användandet av olika typer av provtagningsutrustning i kust respektive sjöar och vattendrag ha påverkat resultatet i någon betydelsefull omfattning.

De fältkontrollprover som togs i undersökningen av sjöar och vattendrag indikerar inga tydliga tecken på kontaminering från aromater, BTEX, klorerade pesticider eller klorparaffiner. För PFAS var resultaten svårtolkade och kan indikera att viss kontamination skett alternativt att det förekom analystekniska variationer. Ett högt värde för oljeindex vid kontrollprovet vid två områden indikerar att kontamination kan ha skett där. För alifater i fältkontrollprov noterades en ökande trend över tid för den lättare fraktionen (>C5-C16) medan den tyngre fraktionen (>C16-C35) minskade. Detta antyder en nedbrytning och fraktionering av alifater till kortare kolkedjor under de åtta månader som kontrollproverna förvarades, men detta bedöms inte påverka resultaten vad gäller alifater i någon betydelsefull omfattning.

Olika faktorer kan påverka de miljökemiska analyserna som kan leda till mer eller mindre systematiska fel vid kvantifieringen av analyterna. De kan också påverka möjligheten att detektera och kvantifiera låga koncentrationer. Faktorer som kan påverka precisionen och kvaliteten på analyserna är val av analysmetod, analyternas fysikalisk-kemiska egenskaper, samt provets beskaffenhet som kan orsaka så kallade matris effekter. För att minimera osäkerheter vid analys utfördes de miljökemiska analyserna av certifierade analyslaboratorier och med standardiserade metoder. Mätosäkerheterna som angivits av analyslaboratorierna ligger beroende på ämne mellan 5 – 30 procent, där metaller ofta ligger kring 10 procent och organiska ämnen kring 30 procent.

Duplikatprover speglar den samlade osäkerheten som kommer av fördelningen i yta och djup av sedimentföroreningar vid lokalen, provtagningarna och provhanteringen, och osäkerheten vid den miljökemiska analysen. Eftersom duplikatprovtagningen utfördes på något olika sätt i kust respektive i sjöar och vattendrag avseende nivåer i sedimenten som provtogs och antal duplikat och parametrar, är resultaten inte helt jämförbara. Dock framstår vissa likheter, som att den relativa standardavvikelsen (RSA) var låg (<15 %) för många metaller (exempelvis krom, vanadin och zink), torrsustans, och organisk halt, medan den var betydligt högre för organiska ämnen

(exempelvis PAH:er och tennorganiska ämnen). Att mätosäkerheten för organiska ämnen var högre än för oorganiska ämnen är, som nämnts ovan, vanligt och beror delvis på att laboratorierna generellt har en högre mätosäkerhet för dessa ämnen, samt att dessa ämnen inte påträffades i alla prover vilket medför ett mindre statistiskt underlag. Ett större antal prover som analyseras leder generellt till en mindre samlad mätosäkerhet. Variationen mätt som RSA var i medeltal ungefär dubbelt så hög för duplikaten från undersökningen i sjöar och vattendrag (9 % - 69 %, medel 27 %) jämfört med kustundersökningen (4 % - 38 %, medel 16 %). Antalet duplikatprover som analyserades för dessa parametrar var också ungefär dubbelt så många i kustundersökningen (i medeltal 16 prover per parameter) jämfört med i undersökningen av sjöar och vattendrag (i medeltal 8 prover).

### 2.4.3 Tidsintervall som sedimentproverna representerar

Prover för kemisk analys togs huvudsakligen i ackumulationsbottnar med förväntat nutida sedimentavlagringar (inom industriell tid). De sedimentintervall om fem cm som togs ut för kemisk analys av ytsediment (0–5 cm) respektive djupare liggande sediment (15–20 cm) kan representera olika tidsperioder beroende på sedimentackumulationshastigheten.

Inom kustundersökningen togs prover för datering av sedimenten vid nio undersökningsområden. För en tillförlitlig datering behöver det ha varit kontinuerlig ackumulation i områdena, vilket dock inte var fallet vid flertalet av de provtagna områdena. En uppskattning av sedimentackumulationshastigheten för delar av sedimentkärnorna gjordes dock för sex av områdena, till mellan 0,17 - 0,35 cm/år. En sedimentackumulationshastighet på 0,25 cm/år innebär att ytprovet (0–5 cm) representerar de senaste 20 åren och att djupprovet (15–20 cm) representerar tidsperioden för 60 – 80 år sedan. Inom undersökningen i sjöar och vattendrag utfördes ingen datering av sedimenten, men inom Vänerundersökningen varierade sedimentackumulationshastigheten mellan 0,11 - 0,46 cm/år. Högst sedimentation noterades i närheten till utlopp av vattendrag. De tidsperioder som sedimentproverna i hela undersökningen representerar kan därmed antas uppvisa en relativt stor variation. Att sedimentackumulationshastigheten kan variera både i inlands- och kustvatten framgår bland annat från en utredning av bakgrundshalter i sediment i Stockholmsregionen där sedimenttillväxten angavs variera mellan 0,3 – 1,4 cm/år i olika sjöar och mellan 0,1 – 7 cm/år i 27 fjärdområden längs ostkusten (Jonsson 2018).

Eftersom sedimentackumulationshastigheterna skiljer sig mellan undersökningsområdena finns det en osäkerhet i vilket tidsspänn som sedimentproverna representerar och vilken del av en eventuell historisk trend av föroreningsbelastning som de visar. Förhållandet i förekomst och halter av olika föroreningar mellan de olika skikten kan ändå ge en indikation om belastningen över tid, förutsatt att lagerföljden inte störts på grund av fysisk påverkan. Att tänka på är att nedbrytningen av organiska föroreningar kan påverkas av kemiska och biologiska förhållandena i det sedimentskikt de fastlagts i, och att organiska föroreningar i djupare skikt kan ha hunnit komma längre i sin nedbrytning än i ytligare skikt. Sedimentkärnor som provtogs inspekterades alltid för att kontrollera att lagerföljden inte störts, och noteringar gjordes om det förekom uppenbara skikt av föroreningar i övriga delar av kärnan.

### 3. ERFARENHETSÅTERFÖRING FÖR UNDERSÖKNINGAR AV FÖRORENADE SEDIMENT

I detta kapitel redovisas erfarenheter från genomförandet av undersökningarna med syfte att ge en inblick i hur en inledande sedimentundersökning kan planeras och genomföras i praktiken. Mer detaljerad information om de olika aspekterna som tas upp här finns i metodredovisningen i avsnitt 1.4 samt i fältrapporterna från kustundersökningen (Norrlin et al. 2022), undersökningen av Vätern (Larsson et al. 2021), respektive undersökningen av sjöar och vattendrag (SGU 2023).

Undersökningar av förorenade sediment kan aktualiseras av olika anledningar, och ha olika frågeställningar, syften och mål. Undersökningar kan vara initiala och övergripande för att påvisa om sedimentförorening(ar) alls förekommer, eller uppföljande och fördjupade med syfte att avgränsa rumslig utbredning och riskbedöma en föroreningsskada. För sedimentundersökningar som i en inventering syftar till att bekräfta och ge en första övergripande bild av förorenade sediment i ett område kan den typ av upplägg som använts här vara tillräckligt (SGI 2024a), men för att avgränsa ett förorenat sedimentområde och bedöma riskerna behövs mer fördjupade utredningar (SGI 2024b). Även inledande undersökningar av komplexa områden med många påverkanskällor, exempelvis utanför hamn- och industriområden vid större städer, kan behöva vara mer omfattande både vad gäller planering och utförande. Detta för att inte missa stora områden med föroreningspåverkan och för att kunna bedöma behovet av fortsatta undersökningar och åtgärder.

#### 3.1.1 Inledande övergripande kartläggning och planering

Inför en undersökning där syftet är att hitta sedimentområden där föroreningar kan ha ansamlats är det nödvändigt att först skapa sig en bild av troliga föroreningskällor och vattenområdenas bottenförhållanden. Resultaten av påverkansanalysen som görs inom vattenförvaltningen är en bra utgångspunkt, men detaljnivån och omfattningen kan skilja sig mellan län, och vattenförekomster som är påverkade av andra ämnen än de som har bedömningsgrunder (prioriterade ämnen och särskilda förorenade ämnen) kan ha förbisetts. Det kan även finnas kraftigt förorenade sedimentområden i vattenområden som inte är tillräckligt stora för att klassificeras som en vattenförekomst, utan i stället utgör så kallat övrigt vatten vilka inte finns med i påverkansanalysen. Informationen som samlas in inom vattenförvaltningen är således en bra grund till vissa delar, men behöver kompletteras med annat underlag för att fånga upp de områden som kan vara förorenade. Exempelvis kan underlag från EBH-stödet, gamla kartor, och gamla flygbilder vara värdefulla. Lokalkännedom från handläggare på länsstyrelser och kommuner är viktig för att peka ut misstänkt förorenade sedimentområden, och vilka föroreningarna och källorna kan vara. God lokalkännedom är också fördelaktig vid planeringen av de praktiska momenten av undersökningarna vad gäller exempelvis att hitta lämpliga iläggningsplatser för båt.

#### 3.1.2 Kartläggning av undersökningsområdet och planering före provtagning

Sedimentens karaktär såsom kornstorlek, innehåll av organiskt kol, och syreförhållanden kan variera i både yt- och djupled vilket kan påverka koncentrationen av olika föroreningar som

ansamlats. Framförallt kan halten av olika föroreningar variera i djupled till följd av skillnader i belastning över tid. Om tillräcklig kunskap om bottenarnas karaktär inte tagits fram från befintlig information och lämpliga hydroakustiska undersökningar, eller inte beaktas vid provplaneringen riskerar provtagningen att ge en missvisande bild av områdets faktiska föroreningsgrad, och utbredningen av förorenade sediment. En god kännedom om bottenarnas egenskaper i undersökningsområdet är inte enbart nödvändig för att minimera risken att föroreningar inte upptäcks och att områden därför felaktigt prioriteras bort för vidare undersökning eller åtgärd. Sådan inledande kunskap sparar också resurser genom att onödiga provtagningar och analyser på bottenar som saknar förutsättningar att vara förorenade kan undvikas. Oavsett syftet med undersökningen är en inledande kartläggning av området därför ett mycket viktigt moment för att kunna planera lämpliga punkter och nivåer i sedimenten för provtagning. Information bör först insamlas från eventuella tidigare undersökningar, sjökort och kartor och i regel behövs dessutom inledande mätningar med olika slags ekolod (hydroakustiska undersökningar, se avsnitt 3.1.3) för att identifiera lämpliga platser att ta prov på.

Förorenade sediment uppstår då partikulärt material med bundna föroreningar sjunker till botten och ansamlas där. Detta sker på bottenar där det finns förutsättningar för finpartikulärt material (ler, silt, gyttja) att ligga kvar över tid, s.k. *ackumulationsbottenar*. Enligt resultaten från undersökningarna så uppträder som regel de högsta halterna av sedimentföroreningar i närmast liggande ackumulationsbotten nedströms källan (se kapitel 2.3.2.3). Men beroende på områdets komplexitet kan flera distinkt olika förorenade sedimentområden förekomma inom samma närområde (se kapitel 2.1.4 och 2.2.4). Bottenar med kraftig lutning eller bottenar där strömmar eller vågrörelser medför att finare material (inklusive eventuellt associerade föroreningar) inte kan ansamlas benämns *erosionsbottenar*, och kännetecknas av grövre material som sand, grus eller sten, alternativt frameroderad glacial lera. Bottenar där finkornigt material tidvis kan ansamlas, men sedan förs bort, benämns *transportbottenar*. Bottenars förutsättningar för ackumulation kan variera i liten eller större skala beroende på batymetri (terrängens fysiska form under vatten) och strömmar, och successiva övergångar kan förekomma mellan de olika typerna av botten.

Företrädesvis tas prover i ackumulationsbottenar då de ger möjlighet att studera både den nutida föroreningssituationen med nyligen sedimenterade partiklar och föroreningar, samt föroreningar som spridits längre tillbaka i tiden. I inlandsvatten förekommer dessa bottenar främst i sjöar eller lugnvatten. Vanligtvis ackumuleras finkornigt material där vattendjupet är som störst eller i skyddade sänkor där vattenströmmar saknas eller är mycket långsamma. Dock kan djupare delar i ett vattenområde påverkas av bottenströmmar så att de saknar yngre finkornigt material. Detta omvända förhållande är särskilt förekommande i strömmande vattendrag, eller i vissa kustområden, där material eroderas bort från djuphålur medan grundare flacka ytor kan indikera att material sedimenterar till följd av en lägre strömhastighet. Bottenförhållandena framträder ofta tydligt i resultaten av hydroakustiska undersökningar. Antropogena sediment så som tippmassor och fibersediment som kan påvisas vid hydroakustiska undersökningar kan förekomma även på transport- och till och med erosionsbottenar, och är viktiga att kartlägga och provta i förekommande fall.

Inför provtagning av vattendrag bör information om strömhastigheter eftersökas då höga strömhastigheter medför att finare partiklar, som är en betydelsefull storleksfraktion för transport av många miljöfarliga ämnen, inte sedimenterar. Från undersökningen i sjöar och vattendrag gjordes uppskattningen att strömhastigheter som överskrider 0,1 – 0,2 m/s medför att

sedimentation förhindras. Undersökningarna visade att det generellt sett är begränsade förutsättningar för ackumulation av sediment i de större kraftdammar som undersöktes.

De geologiska, hydrografiska och sedimentdynamiska förhållandena uppvisar stor variation längs Sveriges kust, och regionala skillnader gör att det i vissa delar av Sverige är lättare att hitta lämpliga provtagningsplatser än i andra. Exempelvis är kusten i Skåne, södra Halland och Gotland präglad av långgrunda bottenar, där vattenrörelser från vågor och strömmar förhindrar ackumulation av finmaterial. I dessa områden sker ansamling av eventuella föroreningar längre ut till havs där det finns bättre förutsättningar för ackumulation av finkorniga sediment. Möjligheten att koppla påträffade föroreningar i sediment till en utsläppskälla beror bland annat på avståndet mellan utsläppspunkten och lämpliga ackumulationsbottenar. Med ett ökande sådant avstånd ökar också sannolikheten för att föroreningar från flera olika källor blandas i sedimenten, och att halterna av enskilda föroreningar sjunker på grund av utspädning. I Skåne och Gotlands län var detta ett viktigt skäl för att välja hamnbassänger som undersökningsområden. I dessa skapar muddring och skydd med vågbrytare områden med artificiella ackumulationsbottenar. Andra delar av Sverige, såsom Bohuskusten och många sträckor längs ostkusten präglas i stället av en flikig kust med skärgårdar vilket skapar förutsättningar för fjärdar och vikar med goda förutsättningar för ackumulation av finsediment.

Antalet prover, och vilken eller vilka nivåer i sedimentet som ska provtas avgörs av syftet med undersökningen. Detta inverkar även på praktiska aspekter, såsom vilken provtagare som kommer att behövas för att få upp tillräcklig mängd material med önskvärd precision i yt- och djupled (se avsnitt 3.2.3 nedan). För att matcha frågeställningarna och målsättningarna i det aktuella projektet beslutades att enbart göra en övergripande undersökning av varje område vad gäller täckning i yt- och djupled, men med analyser av många parametrar från varje prov, och provtagning i många områden över hela landet. I projektet eftersträvades därför att provta de översta 0–5 cm vid alla provpunkter, och vid vissa provpunkter även nivån 15–20 cm. En avvägning gjordes mellan att få upp tillräckligt med material för de kemiska analyserna och att provta sediment som avsatts inom nutid (industriell tid) och som utgör en risk för bottenlevande organismer och för vidare spridning. Inledningsvis uppskattades på förhand antalet prover per undersökningsområde, men efter den inledande kartläggningen av områdenas bottenar justerades antalet prover vid behov. Provtagning i två olika nivåer i djupled valdes för att få en uppfattning om mäktigheten av förorenade sediment och om det föreligger skillnader i föroreningsinnehåll som kan indikera om belastningen förändrats över tid. Vid eventuella fortsatta utredningar och en noggrannare karaktärisering av föroreningarnas fördelning i djupled, kan tunnare skikt (exempelvis 1 cm) av en sedimentkärna tas ut för analyser, och även dateras.

Vilka tidsperioder som olika sedimentskikt representerar beror på sedimentackumulationshastigheten, som också kan variera över tid inom ett undersökningsområde. Förutom de fysiska förutsättningarna för sedimentering beror sedimentackumulationshastigheten på tillförseln av material som kan sedimentera. Materialet kan komma från både avrinningsområdet (allokton material från den terrestra omgivningen) och från den biologiska produktionen i sjön/vattendraget/kustvattnet (autokton material från vattensystemet). Beroende på avrinningsområdets karaktär, tillrinnande vatten och förutsättningarna för biologisk produktion i vattensystemet kan sedimentackumulationshastigheten variera kraftigt mellan olika bottenar. Vid låg sedimentackumulationshastighet kan några centimeters ytprover representera sedimentavlagringar som är flera decennier gamla medan prover från vattensystem med hög sedimentackumulationshastighet kan bestå av material som ansamlats bara under de senaste

åren. Med hjälp av detaljerade sedimentbeskrivningar av kärnan kan dock en indikation om trender och fördelning av föroreningar i djupled fås. Detta bör göras på en kärna som tas inledningsvis för att avgöra om det är en lämplig provlokal.

Innan de praktiska fältmomenten påbörjas är det viktigt att ta reda på om det krävs särskilda tillstånd för att uppehålla sig på platsen, vilket kan vara fallet i till exempel kraftverksdammar eller i områden med industriell eller militär verksamhet. En del områden kan behöva undvikas under delar av året, till exempel fågelskyddsområden. I kustområden krävs undersökningstillstånd och därefter även tillstånd för spridning av data om havsbotten, se mer under avsnitt 3.1.5 Rapportering till datavärd. Det bör oavsett övervägas att på förhand meddela exempelvis kommun eller närliggande fastighetsägare när och varför verksamhet i fält kommer att utföras.

### 3.1.3 Hydroakustiska bottenundersökningar

Hydroakustiska undersökningar kan göras med olika grad av upplösning. I mindre sjöar och små vikar med förmodat enkel bottenpografi och utan starka strömmar kan det räcka med en enklare form av hydroakustik, såsom enkelstråle-ekolod i kombination med sedimentekolodprofiler för att hitta möjliga recenta ackumulationsbottnar (Figur 75). Vid fortsatt utredning av föroreningsutbredning är mer heltäckande undersökningar av bottenområdena med flerstråle-ekolod (multibeam) i kombination med sedimentekolod till stor hjälp och kan dessutom bidra till att identifiera exempelvis fiberbankar och dumpade material (Figur 76). Från så väl enkel- som flerstråle-ekolod ska förutom djupdata även informationen från så kallad "backscatter" alltid beaktas (se figur 77).

Vid undersökningarna i Väneren, i kustområdena och i vissa av de övriga undersökta inlandsvattnen användes multistråleekolod (som ger en djupmodell och backscatter) och penetrerande ekolod (som ger sedimentekolodprofiler). Med dessa hydroakustiska underlag kan man erhålla en högupplöst terrängmodell och information om bottenmaterialets hårdhet, så att man kan göra bedömningar avseende sedimenttyp, djup, lutning, strukturer och även former av olika objekt som till exempel stenar, timmer, kablar, fiberbankar och tippmassor (Figur 77).

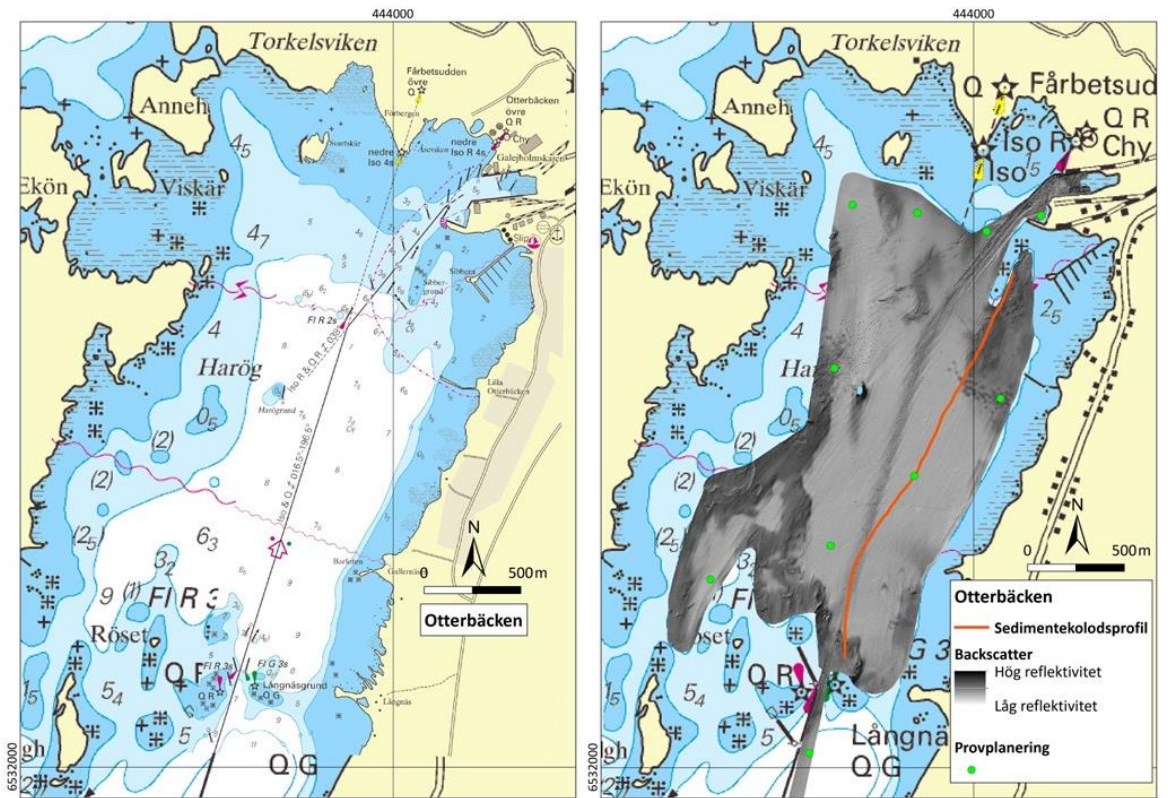


**Figur 75.** Karta från undersökning med enkelstrålande ekolod i sjön Stora Aspen, Västmanland. Bilden visar ortofoto från 2001 med utritad körsträcka från ekolodsmätningen (relativ färgskala för djup: rött = grunt, blått = djupt), föreslagna provlokaler (röd punkt) och slutliga provpunkter (grön punkt). Kartan visar även riskklassade förorenade områden (EBH-objekt) och områden där släckning med brandskum genomförts (eldsymboler) på land. (SGU 2023)

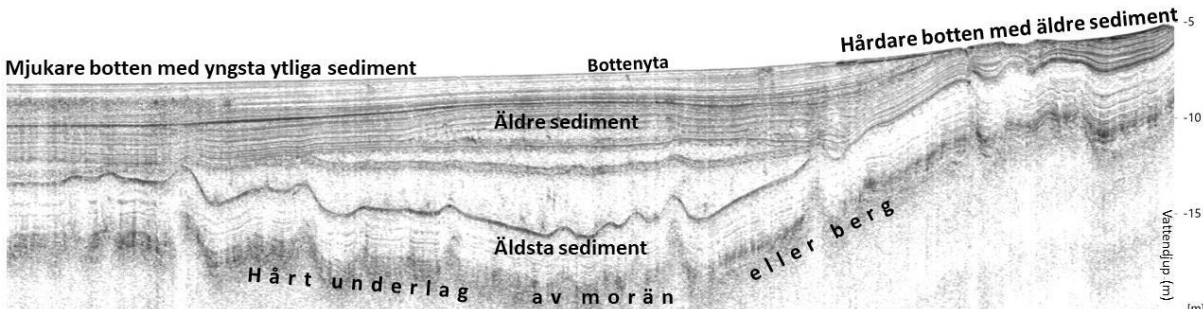


**Figur 76.** Karta från hydroakustisk undersökning med multistrålande ekolod (MBES) i Åfjärden, Västernorrland. Stora bilden visar ortofoto från 2001 med det inmätta området (relativ färgskala för djup: ljusgrönt = grunt, vitt = djupt), föreslagna provlokaler (röda punkter) och slutliga provpunkter (gröna punkter). Kartan visar även riskklassade förorenade områden (EBH-objekt) och områden där släckning med brandskum genomförts (eldsymboler) på land. Den lilla bilden uppe i högra hörnet visar strukturen på ett föremål som kartlades på botten, troligtvis en ångråm cirka 22 m lång (relativ färgskala för djup: ljusrött = grunt, blått = djupt). (SGU 2023)





**Sedimentekolodsprofil**



Figur 77. Exempel på undersökningsområde från Vänerundersökningen. Bottnarna kring farleden in mot hamnen i Otterbäcken i östra Väner (Larsson et al. 2021). I bakscatterbilden uppe till höger indikerar ljusare gråskalenyanser mjukare bottenytor och mörkare nyanser hårdare bottenytor. Av reliefen i höjdsuggning går det också att se att hamnen är muddrad. Möjligen är det muddermassor därifrån som dumpats där kraterliknande märken syns i den övre delen av det botten-scannade området. Söderut från hamnen har det naturliga vattendjupet så småningom varit tillräckligt för fartygen. Men deras propellrar har rört upp det översta lösa och mjuka sedimentskiktet och eroderat fram underliggande äldre och hårdare sediment vilka framträder som ett mörkt spår mitt under farleden. Bottnens hårdhet och mjukhet återspeglas även genom den variation i gråskalan som bottenytan avtecknar sig i längs den cirka 1 km långa sedimentekolodsprofilen A–B (nedre bilden). Den visar också tydligt hur äldre förindustriella sediment går upp i bottenytan vid A. Sannolikheten att hitta nutida eller åtminstone industriella sediment, är i detta område störst på de flacka mjuka bottarna, i muddermassorna och alldeles intill kända strandnära utsläppskällor på land. Denna samlade information låg till grund för provplaneringen i området.

### 3.1.4 Urval av analyspaket

För att med undersökningens budget kunna undersöka så många områden som möjligt användes upplägget att ha ett grundpaket, med förmodat vanligt förekommande sedimentföroreningar, och komplettera med specifika tilläggs paket kopplade till branschtypiska föroreningar utifrån påverkansbilden i respektive område. Nackdelen med detta upplägg är att ämnen som utifrån

rådande kunskap inte bedöms vara branschtypiska för de valda branscherna, men som ändå sprids från specifika branscher, inte fångas upp i undersökningen.

Undersökningarna som genomförts i projektet ger information om vilka ämnen som ofta förekommer i olika miljöer och med olika påverkanstryck och vilka ämnen som sällan detekteras. De slutsatser som kan dras från resultaten gällande vilka ämnen som bör analyseras vid undersökningar av förorenade sediment sammanfattas i tabell 34. Resultaten visar att majoriteten av de ämnesgrupper som traditionellt analyseras i sedimentprover och som ingick i grundpaketet (metaller, PAH:er och PCB:er) förekommer i hög utsträckning i samtliga undersökningsområden. De bör därför alltid analyseras vid en undersökning av ett potentiellt förorenat sedimentområde oavsett vattenmiljö och påverkansbild. Ämnesgrupperna alifater, aromater och BTEX som också ingick i grundpaketet, förekommer i lägre grad. För alifater och aromater kan det bero på relativt höga rapporteringsgränser. BTEX däremot, som är en ämnesgrupp av relativt flyktiga ämnen, bör analyseras endast då det finns en känd oljeförorening (Tabell 34).

Att flertalet branschtypiska föroreningar påträffades i hög utsträckning visar att dessa bör analyseras utifrån vilka branscher som förekommer vid vattenområdet (Tabell 34). Några av ämnesgrupperna i tilläggs paketerna påträffades dock inte alls i proverna eller enbart i mycket låga halter. För vissa ämnesgrupper (till exempel klorparaffiner och organofosfater; Tabell 34) är det utifrån dagens tillgängliga analyspaket hos kommersiella analyslaboratorier och de rapporteringsgränser som de kan erbjuda, inte relevant att inkludera dem i sedimentundersökningar. För andra ämnesgrupper (till exempel cyanid och klorfenoler) är ansamlingen av dessa ämnen förhållandevis låg även om det finns kända närliggande förorenade områden på land. Detta är dock enskilda exempel och det kan finnas sedimentområden då analys av ovan nämnda ämnesgrupper ändå är relevanta att undersöka.

Även om en ämnesgrupp sällan detekterades i den utförda undersökningen kan det vara relevant att inkludera den i undersökningar, speciellt för ämnen där rapporteringsgränsen ligger i nivå med effektbaserade bedömningsgrunder (gränsvärden, klassgränser och indikativa värden). Exempelvis uppmättes alkylfenolerna 4-nonylfenol och 4-tert-oktylfenol i få prover, men där de uppmättes överskred halterna alltid respektive ämnes indikativa värde för sediment (avsnitt 2.1.2.2).

Projektets rekommendationer för urval av analyspaket är att utgå från branschlistor för både pågående och historiska miljöfarliga verksamheter (Naturvårdsverket 2024), men beroende på budget för undersökningen och den bedömda potentiella belastningen använda branschlistan som ett stöd och inte som ett facit. Vid urval av analyspaket är det alltid relevant att undersöka vilka rapporteringsgränser som analyslaboratoriet kan erbjuda. Det kan också vara bra att fråga om laboratoriet kan tillämpa lägre rapporteringsgränser än de som redovisas för de olika analyspaketerna i kataloger eller på företagens webbsidor för specifika analyser. Generellt ökar kostnaden med lägre rapporteringsgränser, men att analysera sedimentprover med för höga rapporteringsgränser kan leda till onödiga kostnader för analyser som inte leder till några rapporterade resultat. Dock behöver man inte per automatik välja analyspaket med låga rapporteringsgränser, eftersom det kan finnas sedimentområden där föroreningshalterna är kända sedan tidigare eller att det finns annat underlag som indikerar att halterna är över de normala rapporteringsgränserna.

**Tabell 34.** Utvärdering av om ämnesgrupper och ämnen som ingick i undersökningen kan rekommenderas att analyseras oavsett branschpåverkan (ingå i grundpaket) eller väljas när det finns en potentiell belastning från specifika branscher (ingå i tilläggs paket). Kryss som är inom parentes innebär att det är otydligt från resultaten om ämnesgruppen/ämnet ska ingå i grund- resp. tilläggs paket, vilket beskrivs i kommentarsfältet.

Ämnesgrupp/ämne	Bör ingå i grundpaket	Bör ingå i tilläggs paket	Kommentar
Alifater & aromater	(X)	X	Bör ingå i grundpaket om det finns en känd oljeförorening i sedimenten.
Alkylerade PAH:er		X	
Alkylfenoler		X	
Bromerade flamskyddsmedel		X	
BTEX		(X)	Bör ingå i tilläggs paket om det finns en känd oljeförorening i sedimenten.
Cyanid		(X)	Bör eventuellt ingå i tilläggs paket om det finns en känd spridning till vattenmiljön.
Dioxiner och furaner (PCDD/F)	(X)	X	Bör ingå i grundpaket eftersom ämnesgruppen förekommer ofta i sediment. Vid begränsade resurser bör de alltid vara med i tilläggs paket vid belastning av branscher med känd spridning.
Dioxinlika PCB:er	(X)	X	Bör ingå i grundpaket eftersom ämnesgruppen förekommer ofta i sediment. Vid begränsade resurser bör de alltid vara med i tilläggs paket vid belastning av branscher med känd spridning.
Ftalater		X	
Klorerade bekämpningsmedel	(X)	X	Bör ingå i grundpaket eftersom ämnesgruppen förekommer ofta i sediment. Vid begränsade resurser bör de alltid vara med i tilläggs paket vid belastning av branscher med känd spridning.
Klorfenoler		(X)	Bör inkluderas i tilläggs paket om rapporteringsgränserna kan hållas låga.
Klorparaffiner		(X)	Bör inkluderas i tilläggs paket om rapporteringsgränserna kan hållas låga.
Läkemedel		X	
Metaller	X		
Oljeindex		(X)	Kan ingå i tilläggs paket, men om andra oljerelaterade parametrar som PAH, alkylerade PAH:er och PCB:er ingår ger denna ämnesgrupp inte så mycket ytterligare information.
Organofosfater		(X)	Bör inkluderas i tilläggs paket om rapporteringsgränserna kan hållas låga.
PAH16	X		
PCB7	X		
PFAS	(X)	X	Bör ingå i grundpaket eftersom ämnesgruppen förekommer ofta i sediment. Vid begränsade resurser bör de alltid vara med i tilläggs paket vid belastning av branscher med känd spridning.
Sexvärt krom (Cr <sup>6+</sup> )		X	
Siloxaner		(X)	Bör inkluderas i tilläggs paket om rapporteringsgränserna kan hållas låga.
TBT-ersättare		X	
Tennorganiska föreningar	X		

För vissa analyspaket kan man få ut mer information än vad som anges för analyspaketet, och det kan vara värdefullt att fråga om det går att få sådana resultat "på köpet" eller för en mindre kostnad. Exempelvis vid analys av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er går det att förutom för specifika kongener (7 dioxiner, 10 furaner och 12 dioxinlika PCB:er) få resultat för de så kallade homologgrupperna (indelning av ämnena utifrån kloreringsgrad, fyra [tetra] till åtta [okta]). Resultaten för homologgrupperna ger ytterligare information om föroreningsbilden och kan användas vid källspårning (se avsnitt 2.1.2.6 Dioxiner och dioxinlika föreningar; Figur 39). En annan ämnesgrupp som kan vara bra att analysera bredare för är PAH:er. Historiskt har 16 PAH:er, som främst bedömts kunna påverka människors hälsa ingått vid analyser, och de delas

ofta in i grupper utifrån molekylvikt (låg, medel och hög) eller utifrån om de bedöms vara cancerogena eller inte. För bedömningar av både påverkan på den akvatiska miljön och för källspårning är det bättre att inkludera fler PAH:er, men också lägga till analyser av alkylerade PAH:er. Alkylerade PAH:er kan vara alkylerade i den ursprungliga föroreningskällan (exempelvis petroleumprodukter), men de kan också vara alkylerade på grund av biologisk nedbrytning. Alkylerade PAH:er är mer biologiskt aktiva och kan därmed vara mer toxiska än ämnets "ursprungsform" och det kan därför vara viktigt att även ta hänsyn till dem vid en riskbedömning (se avsnitt 2.1.2.1 Alkylerade PAH:er). Även andra substituerade PAH:er, till exempel oxy-PAH:er, kan vara intressanta att analysera.

Förutsättningslösa analyser, så kallade non-target screening (eller wide screening) ger betydligt mer information än att analysera förutbestämda analyspaket. Även riktad screening, så kallad target screening, ger mer information och är betydligt bredare än analyspaket baserade på ämnesgrupper. En nackdel med förutsättningslösa screeningar är att resultaten kan vara omfattande och ibland svårtolkade. De är inte heller vanligt förekommande vid kommersiella laboratorier. Det är dock troligt att dessa tekniker kommer att bli vanligare för att mäta förekomsten av olika kemikalier i miljön i framtiden.

Toxicitetstester eller andra effektstudier ger en mer komplett bild av de eventuella effekterna av föroeningen än kemiska analyser. Kemiska analyser kan svara på hur halterna förhåller sig till effektbaserade jämförvärden eller andra toxikologiska mått (till exempel NOEC<sup>19</sup>, PEC<sup>20</sup>). Toxicitetstester däremot ger ett svar på effekterna av ämnen som har liknande effekter och påverkan. Toxicitetstester kan exempelvis användas som prioriteringsverktyg för att välja ut sedimentområden att gå vidare med för kemiska analyser, och de kan också användas vid riskbedömning och prioritering för eventuella åtgärder av förorenade sedimentområden. En nackdel är att det i nuläget saknas jämförvärden eller andra bedömningsgrunder att relatera de uppmätta halterna till. Det är troligt att dessa metoder framöver kommer att användas mer regelbundet i exempelvis riskbedömningar, screening och miljöövervakning.

Vid översiktliga undersökningar är ofta resurserna till analyser begränsade och urvalet behöver därför vara noggrant genomtänkt. En strategi med ett stegvist analysförfarande kan bidra till att ringa in relevanta ämnen. I många fall ger förekomst av metaller såsom bly, koppar, krom och zink en indikation om att sedimenten är förorenade. Dessa analyser är billiga och kan göras på ett större antal prover i ett inledande steg och tillsammans med observationer av sedimentens färg och lukt ge en indikation om vilka skikt som kan vara relevanta att analysera ytterligare ämnen i. Detta stämmer dock inte i alla sammanhang, som kan ses vid undersökningarna exempelvis utanför Göteborg, där metallhalterna i proverna generellt låg nära bakgrundsnivåerna, men dioxiner och TBT förekom i höga halter.

### 3.1.5 Provtagningsmetodik

Vilken provtagare eller kombinationer av provtagare som ska användas bör planeras på förhand och efter frågeställningarna och förutsättningarna för undersökningen. Fördelen med rörprovtagare är att dessa når djupare ner i sedimenten, och med rörprovtagare kan man ta upp

---

<sup>19</sup> No Observed Effect Concentration: en uppskattad halt av ämnet i miljön som det släpps ut till utifrån utsläppsmängd från källan och volym i recipienten.

<sup>20</sup> Predicted environmental concentration: koncentrationen som enligt toxicitetstester inte har påvisat några negativa effekter av ämnet för testorganismen.

hela kärnor och ta ut prover i finare skikt från olika djup av kärnan. Lådprovtagare når inte lika djupt och har inte samma precision i djupled, men har fördelen att mer material kan tas upp vid ett hugg. Provtagningen kan med fördel filmas för att kontrollera position och att sedimentets lagerföljd inte störs. Detta kan vara av särskild betydelse vid provtagning av botten med lösa sediment, där det översta sedimentlagret riskerar att röras upp och föras bort från provtagningspunkten när provtagaren når botten.

Den mängd material som behöver tas upp beror på de kemiska analyser som planeras och som kräver olika mängder material, och på provets vatteninnehåll. Ett högt vatteninnehåll innebär att mer material behöver tas upp, och rekommendationen är därför att på förhand bilda sig en uppfattning om sedimentens egenskaper vid de tilltänkta provplatserna. Om vatteninnehållet är känt kan mängden material som behöver tas upp beräknas enligt ekvationen

$$m_{prov} = m_{krav(TV)} / (1 - (\text{vatteninnehåll (\%)} / 100)),$$

$m_{prov}$ : den mängd (g) som behöver tas upp

$m_{krav(TV)}$ : den mängd (g) i torrsvikt som analysen kräver.

Inför provtagningen bör det också tas hänsyn till att sedimentens densitet styr hur stor volym som behöver tas upp.

Krav på certifierad provtagning ställs av Naturvårdsverket vid provtagningar som finansieras via det statliga anslaget för sanering och återställning av förorenade områden, vilket beskrivs i kvalitetsmanualen (Naturvårdsverket 2023). Detta innebär att krav ställs på att provtagningspersonalen har relevant utbildning och erfarenhet och att särskilda rutiner följs vid provtagning och provhantering. Vissa moment är obligatoriska enligt certifieringsordningen och andra är frivilliga vilket medför att en certifierad provtagning kan utföras med viss variation och att det vid en provplanering behöver tas ställning till vilken nivå av kvalitetssäkring som är relevant. De obligatoriska momenten inkluderar att upprätta en provtagningsplan, ta kontrollprover (duplikat samt vid behov fält- eller blankprov), hantera prover i enlighet med *Chain of custody*<sup>21</sup> samt upprätta en provtagningsrapport.

Sveriges Geotekniska Förening har tagit fram en handledning om hur en certifierad provtagning bör utföras där även viss information ges som berör sedimentprovtagning (SGF 2021), men det finns fortfarande behov av utökad erfarenhet om hur sedimentprovtagning kan göras på ett resurseffektivt sätt, framför allt för uttag av kontrollprover. En viss variation i halter är förväntad när prov tas ut från två olika sedimentkärnor, även om dessa tagits med några få meters avstånd från varandra. Dels kan halterna variera i sidled men framför allt kan det förekomma en variation i djupled som påverkas av hur tjocka skikt som tas ut för prov och var föroreningarna förekommer i sedimenten. Det kan även förekomma exempelvis oljedroppar eller distinkta partiklar såsom färgflagor som kan orsaka stora variationer i halter av olika ämnen mellan olika prover. I de fall då många analyser ska utföras är sammanslagning av prover från flera sedimentkärnor på samma nivåer (så kallade poolade prover) ofta nödvändig, vilket kan vara fördelaktigt genom att de täcker in variationer i ett område. Dock medför det att informationen om hur variationen ser ut inom området försvinner. Vid sammanslagning av prov behöver försiktighet iaktas så att inte prov tas på botten som störts av ett tidigare hugg. Detta uppnås genom att provtagningspositionen flyttas

---

<sup>21</sup> *Chain of custody* syftar till att säkerställa att proverna når laboratoriet utan yttre påverkan och inkluderar rutiner för beställning av material (provtagningskärl mm), transport av prover samt dokumentation och rapportering.

inför varje hugg. I certifieringsordningen (Nordtest, 2015) anges, i ett exempel för hur certifierad sedimentprovtagning bör gå till, att kontrollprover ska tas vid var tionde prov som duplikat inom några meters avstånd till originalprovet. Detta kan vara svårt vid större vattendjup eftersom vattenströmmar kan förflytta provtagningsutrustningen flera meter i sidled jämfört med fartygets position. Kvalitetssäkring i form av noggrann bedömning av bottenyta och sedimenttyp i varje hugg, filmning av provtagaren när den når botten och registrering av position blir därmed särskilt viktig. System för undervattenspositionering av provtagaren finns men används inte regelmässigt, så heller inte i de aktuella undersökningarna.

Eftersom extra prover och analyser är resurskrävande gäller det att hitta en rimlig nivå för kontrollprovtagning beroende på undersökningens syfte. Den lösning som valdes för att spara tid vid duplikatprovtagningen i undersökningen av sjöar och vattendrag var att ta ut ytterligare nivåer från de sedimentkärnor som ändå skulle tas upp, vilket hade fördelen att det även genererade data för ytterligare djup i sedimenten. En nackdel var att kontrollproverna inte täckte in sedimentens ytskikt.

Oavsiktlig kontaminering av prover kan aldrig helt uteslutas trots strikta rutiner. Risken för att kontaminering påverkar analysresultaten beror till stor del på de olika ämnenas egenskaper, förekomst i sediment och i omgivande miljö. För ämnen som finns i låga halter i sediment och som riskerar att tas upp i provet från omgivande luft eller material och kläder som används vid provtagningen är det viktigt att kontrollera risken för kontaminering. Samma sak gäller ämnen som förekommer i höga halter i sediment och som riskerar att kontaminera utrustningen till efterkommande provtagningar i andra undersökningsområden eller prover inom samma undersökningsområde. Om det bedöms finnas risk för kontaminering finns olika sätt att utföra blankprovtagning, vilket beskrivs i SGF:s handbok för certifierad provtagning (SGF 2021). Från resultaten framgår att det behövs mer kunskap om hur olika ämnen förekommer, sprids och förändras över tid när en blankprovtagning planeras.

### 3.1.6 Försiktighetsåtgärder mot spridning av invasiva arter och patogener

Vid provtagningen av sjöar och vattendrag rengjordes båt och provtagningsutrustning vid flytt mellan olika vattenförekomster för att minska risken för spridning av invasiva arter (exempelvis sjögull, *Nymphoides peltata*) eller patogener (sjukdomsframkallande virus, bakterier, svampar eller protister, exempelvis algsvampen *Aphanomyces astaci* som kan orsaka sjukdomen kräftpest). En lärdom är att detta moment tar tid och därför är viktigt att beakta vid planering av provtagningen. Inför undersökningar bör därför ingå att ta reda på om det finns kända invasiva arter eller patogener som kan riskera att spridas samt ta fram en rutin för rengöring av utrustning vid flytt mellan lokaler. En grund kan vara den information som ges av Havs- och vattenmyndigheten kring åtgärder för att förhindra spridning av kräftpest<sup>22</sup> och invasiva arter<sup>23</sup>

### 3.1.7 Upphandling av sedimentprovtagning

Erfarenheter från genomförandet av upphandlingen för provtagningen i sjöar och vattendrag är att specifikationen behöver vara detaljerad för att möjliggöra anbud, men det måste avvägas mot att fortfarande ha en viss flexibilitet under utförandet. Exempelvis bör vad som ska undersökas i ett

<sup>22</sup> Kräftpest, *Aphanomyces astaci*. <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/invasiva-frammande-arter/sok-frammande-arter/fakta/kraftpest.html>

<sup>23</sup> Sprid inte främmande arter. <https://www.havochvatten.se/arter-och-livsmiljoer/invasiva-frammande-arter/sprid-inte-frammande-arter.html>

undersökningsområde anges hellre än exakta provpunkter, då dessa kan komma att behöva ändras utifrån förutsättningarna på platsen. Likaså bör även avgränsningen av undersökningsområdet ha viss flexibilitet. Ett alltför ospecifikt förfrågningsunderlag ökar dock risken för att anbud uteblir, och det blir också svårare att jämföra olika anbud. Det kan övervägas att utforma en del av upphandlingen som tilläggsarbeten mot timkostnad, vilket får utföras efter behov och i dialog med utföraren. Det är även viktigt att ta höjd för den extra tid och resurser som krävs vid certifierad provtagning, se avsnitt 3.1.4.

Vid upphandlingen behöver det anges om resultaten ska rapporteras till datavärd, och hur detta ska göras. Med fördel kan detta samordnas med anlitat laboratorium, se avsnitt 3.1.8.

### 3.1.8 Rapportering till datavärd

Det är önskvärt att så mycket data som möjligt som tas fram i samband med undersökningar av förorenade sediment inrapporteras till SGU (Sveriges geologiska undersökning) som är nationell datavärd för miljögiftsdata<sup>24</sup>. För närvarande är det enbart traditionell haltdata som kan rapporteras till SGU och vissa resultat från cellbaserade tester, men inte resultat från förutsättningslösa screeningar eller hydroakustik. Fördelarna med att data rapporteras är att den kommer att lagras säkert och finnas tillgänglig så att den kan komma till nytta även i andra sammanhang. Om data tagits fram helt eller delvis med finansiering från offentliga medel bör inrapportering av utföraren vara ett krav.

För att underlätta inrapportering är det viktigt att resultaten från den eller de laboratorier som anlits för analyserna tillhandahålls digitalt. Vissa laboratorier kan dessutom leverera resultaten i ett format som redan på förhand är anpassat för rapportering till datavärd, varför det är lämpligt att efterfråga eller ställa krav på detta vid en upphandling.

Vid inrapportering eller spridning av data är det viktigt att kontrollera denna mot eventuella krav på säkerhetsklassning. En tumregel är att djupdata som tas fram från kustområden är sekretessbelagda, medan övrig data typiskt sett inte är belagda med särskilda sekretesskrav.

---

<sup>24</sup> SGU. Datavärdskap för miljögifter. <https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/>

## 4. ÖVERGRIPANDE SLUTSATSER

### 4.1 Förekomst av förorenade sediment och sedimentföroreningar

Undersökningarna utfördes i ett 70-tal områden fördelade över hela landet, i både kust och inlandsvatten, och med belastning från ett urval av olika branscher. Detta ger ett omfattande underlag till en förbättrad kunskapsgrund och nationell överblick över förorenade sediment. För att förbättra den nationella överblicken ytterligare behövs undersökningar av fler områden, med andra typer av påverkanstryck. Sammantaget representerar de undersökta områdena ett brett urval av påverkan från vanligt förekommande branscher, som exempelvis hamnar, tätorter och avloppsreningsverk. I och med detta är de övergripande slutsatserna från resultaten av undersökningarna användbara för områden med liknande påverkanstryck, och till nytta för exempelvis utvecklingen av prioriterad inventeringsmetodik.

**Resultaten bekräftar att förorenade sediment är vanligt förekommande.** Föroreningar påträffades i samtliga undersökningsområden där ackumulationsbottnar lämpliga för provtagning kunde hittas, men även i grövre bottensubstrat i vissa fall. Risken för negativ påverkan ökar ju oftare en förorening påträffas och med ökande halter, i synnerhet om dessa överskrider jämförvärden relaterade till risk för vattenmiljön. För de ämnen som har effektbaserade bedömningsgrunder för sedimentlevande organismer påträffades tributyltenn (TBT) och koppar i halter högt över dessa i många områden. Även antracen påträffades i halter högt över bedömningsgrunderna, men inte lika ofta. Också kadmium, bly och fluoranten påträffades i halter överskridande bedömningsgrunderna, men graden av överskridande var lägre. Siloxaner påträffades vid få lokaler, men alltid i halter högt över bedömningsgrunderna. Däremot var även detektions- och rapporteringsgränserna höga så förekomsten av siloxaner underskattas troligen. I fallande ordning bidrar alltså dessa ämnen till risk för påverkan på sedimentlevande organismer och livsmiljöer på botten i de undersökta områdena.

För flera andra ämnen utvärderades uppmätta halter mot indikativa värden för risk för påverkan på sedimentlevande organismer. Alkylfenoler, PAH:er, klorerade bekämpningsmedel, och TBT-ersättare påträffades ofta i halter överskridande indikativa värden. Dioxiner och dioxinlika ämnen påträffades ofta i halter över det norska gränsvärdet, som användes som jämförvärde för ämnesgruppen. Screeningresultaten från de undersökta kustområdena indikerar att många fler ämnen med vitt skilda användningsområden, exempelvis industrikemikalier, växtskyddsmedel, läkemedel och ämnen från kosmetika och hygienprodukter, kan vara viktiga sedimentföroreningar som förekommer i nivåer som kan utgöra en risk. För en mer komplett bedömning behöver även risk för spridning till näringsväven och möjlig påverkan på rovdjur eller människors hälsa via konsumtion av fisk vägas in, vilket dock inte gjordes inom i projektet. Detta gäller särskilt för bioackumulerande ämnen som kvicksilver, dioxiner och dioxinlika föreningar, PCB:er, PFAS och bromerade flamskyddsmedel.

Variationen av vilka ämnen som påträffades och i vilka halter är stor mellan de undersökta områdena, oavsett geografi, vattenmiljö, och komplexitet i påverkanstryck. Höga halter av olika sedimentföroreningar påträffades både i områden i kust såväl som inlandsvatten, och i områden med enstaka branscher såväl som många branscher. Resultaten ger heller inget stöd till hypotesen att kluster av flera olika branscher per automatik orsakar allvarligare föroreningsgrader i sediment än enstaka verksamheter, även om komplexiteten i sedimentföroreningar troligen ökar



med ökande antal branscher. Det är tydligt att **lokalspecifika förhållanden spelar en stor roll för ett områdes föroreningsgrad**, det vill säga vilka ämnen som hanterats och släppts ut av en enskild verksamhet, när i tiden detta skett eller sker, och de lokala förutsättningarna för spridning till vattenområdet samt fastläggning i sedimenten.

För alkylfenoler, klorerade bekämpningsmedel, klorfenoler, TBT, och TBT-ersättare tenderade de högsta halterna i den här undersökningen att påträffas i kustområden, medan för silver, krom, kobolt, zink, bly, koppar, PCB:er, alifater och aromater, klorparaffiner och PFAS tenderade de högsta halterna att påträffas i sjöar och/eller vattendrag. I de aggregerade resultaten ses dock få signifikanta skillnader mellan Sveriges fem vattendistrikt gällande de uppmätta halterna av olika sedimentföroreningar. **Även om stora skillnader i föroreningshalter förekommer mellan enskilda områden tycks alltså inte vilket vattendistrikt de ligger inom ha någon större betydelse för vilka ämnen eller ämnesgrupper som påträffades, och i vilka halter.** För metaller påträffades dock de högsta halterna i undersökningsområden i Bottenvikens vattendistrikt, vilket kan kopplas till att gruvor ofta förekommer vid dessa. Det kan dock finnas fler skillnader men som inte går att påvisa statistiskt i materialet. Vidare genomfördes undersökningarna enbart i ett urval av områden med påverkan från lokala källor, och resultaten säger därför inget om eventuella skillnader i föroreningshalter mellan vattendistriktet i exempelvis referenslokaler som är representativa för diffus påverkan i större geografisk skala.

I de sammanslagna resultaten kan för flertalet analyserade ämnen ingen signifikant skillnad ses mellan halter i djupare prover jämfört med ytprover. Med den översiktliga provtagning som utfördes går det inte att fastställa hur djupt ned de högsta halterna förekommer eller hur djupt ned föroreningar påträffas. Men de ofta höga halterna av sedimentföroreningar i ytsedimenten visar att **nyttillförsel av många typer av föroreningar pågår i hög utsträckning**, trots att många miljöfarliga ämnen har reglerats under de senaste årtiondena, och att åtgärder som exempelvis förbättrade reningstekniker har införts. Nyttillförseln kan härröra från aktiva verksamheter eller spridning från sekundära källor, exempelvis förorenade områden i närområdet, uppströms liggande förorenade sediment eller från atmosfärisk deposition från långväga källor. Någon källspårning på lokal nivå genomfördes inte i projektet, men resultaten visar på vikten av att åtgärda spridningen från kvarvarande källor, både pågående verksamheter och förorenade områden. Att halterna av flertalet ämnen i de sammanslagna resultaten är liknande höga 20 cm ner i sedimenten som vid ytan antyder också att mäktigheten i djupled av förorenade sediment ofta är minst 20 cm, och att **sediment som är inom djupet av biologisk aktivitet ofta är förorenad vilket ökar risken för transport av föroreningar från bottenlevande djur till näringsväven.**

**Utöver en stor variation mellan områden visar resultaten även på en stor variation av sedimentföroreningar inom områden.** Detta gäller både halter av olika föroreningar, och vilka föroreningar som dominerar. Resultaten från mätningar av olika homologgrupper av dioxiner, vilket är en indelning av ämnen utifrån kloreringsgrad i molekylen, ger fingeravtryck för olika typer av belastning. Dessa fingeravtryck indikerar skillnader både mellan och inom områden avseende vilka källor som bidragit till föroreningarna. Detta antyder att flera distinkt olika förorenade sedimentområden kan förekomma inom samma närområde, och dessutom med olika dominans från olika källor. Här spelar hydrologiska och sedimentologiska förhållanden en stor roll, där områden som uppvisar en stor variation i exempelvis strömmar och bottenpografi får en mer komplex sedimentation och ytmässig fördelning av sedimentföroreningar, än exempelvis en väl avgränsad vik eller sjö utan större strömmar. Mänsklig påverkan som muddring, dumpning av

muddermassor eller processavfall, omplacering av utsläppspunkter och dagvattenavledning, propellerrörelser, med mera kan också ha bidragit till en förflyttning av föroreningar inom närområdena.

Resultaten från de undersökningsområden som ligger längs med tre undersökta vattensystem visar att **de högsta halterna av sedimentföroreningar tenderar att förekomma i närmast liggande sedimentationsbotten nedströms utsläppskällorna** på platser där lugnvatten förekommer och karaktären är mer av en sjö än ett vattendrag, eller i kust där andra förhållanden styr var sedimentationsbotten uppstår. Någon större kumulativ ackumulering av föroreningar från källor långt uppströms i vattensystemen i dämmen och flodmynningar kunde inte påvisas i resultaten. I vattendrag uppskattas strömhastigheter över 0,1–0,2 m/s, som periodvis kan förekomma även i huvudsakligen lugna områden exempelvis under vårfloden, medföra att finkorniga partiklar med associerade föroreningar kan transporteras vidare nedströms i vattendragen och i vissa fall ut i havet.

Resultaten visar att **förorenade sediment ofta innehåller ett mycket stort antal olika föroreningar**. Bland ämnena i grundpaketet påträffades flertalet i hög utsträckning i undersökningsområdena. Även flera enskilda ämnen ur tilläggspaketeten påträffades i hög grad. För vissa av ämnesgrupperna var rapporteringsgränserna förhållandevis höga, vilket innebär att detektionsfrekvenser troligen underskattar den faktiska förekomsten av dem. Flera ytterligare ämnen påträffades i screeningen av kustprover och det är sannolikt att en screening av sedimentprover från inlandsvatten hade resulterat i ytterligare påträffade ämnen även där. Baserat på hur ofta branschtypiska föroreningar påträffades är det rimligt att anta att områden med många branscher medför en större komplexitet i antalet och typerna av sedimentföroreningar som förekommer.

I många av områdena är det **flera samtidigt förekommande ämnen som överskrider jämförvärden**. I exempelvis Inre fjärden och Avan (Gävleborg) överskrider koncentrationerna av antracen, fluoranten, kadmium, bly, TBT och koppar effektbaserade bedömningsgrunder för sedimentlevande organismer. I ytterligare sju undersökningsområden överskrids jämförvärdena för fem av dessa ämnen. I 39 inlandsvatten och i samtliga 16 kustvatten överskrids jämförvärdena av minst ett ämne. Flest överskridanden förekommer av koppar, TBT och antracen (i 38, 35, respektive 33 undersökningsområden). Tillsammans med ett stort antal ytterligare samtidigt förekommande ämnen **ökar sannolikheten för kombinationseffekter** som kan förvärra föroreningsskador på bottenlevande arter och – livsmiljöer på botten av sjöar, vattendrag och kustvatten.

Utsläppen från **nio branscher** (avfallshantering och deponi, avloppsreningsverk, gruvor, hamn och småbåtshamn, massa- och pappersbruk, stålindustrier, textilindustri, tätort och ytbehandling) av de som undersöktes **bedöms bidra till en hög belastning och utgöra en hög risk för förorenade sediment**. För branscherna kemisk industri, kloratindustri, garveri, glasbruk, och sågverk utan dopplning var det inte möjligt att utifrån resultaten av undersökningarna bedöma belastningen på grund av ofullständiga resultat. För vissa av branscherna kan belastningen främst utgöras av spridning från förorenad mark eller grundvatten från historiska verksamheter, som exempelvis branscherna sågverk med dopplning, glasbruk och kloratindustri. För andra branscher kan belastningen vara störst från pågående verksamheter, exempelvis avfallshantering och deponi, avloppsreningsverk och tätort. För de branscher som har lång industrihistoria, men också fortfarande en omfattande verksamhet där miljölagstiftning har lett till förändrade

processer, kemikalieanvändning och krav på utsläpp kan belastningen av ämnen ha förändrats över tid och framför allt vara betydande från historisk, men även från pågående verksamhet. Detta gäller exempelvis branscherna gruvor, massa- och pappersindustri, textilindustri och stålindustri.

## 4.2 Omsättning av resultaten och fortsatta behov för en förbättrad nationell överblick och hantering av förorenade sediment

Vid en inventering av förorenade områden är det av stor vikt att först fokusera på att peka ut de områden som troligtvis är mest förorenade och som medför de största riskerna för människors hälsa och miljön. Detta för att tidigt kunna fokusera insatser och eventuella åtgärder där de gör mest nytta. En inventering påbörjas som regel vid skrivbordet och väger samman material från olika källor för att identifiera misstänkt förorenade områden. Därefter genomförs fältarbeten för att verifiera eller avfärda misstankarna. Metoden för urval av områden som användes i projektet syftade främst till att hitta lämpliga områden att undersöka för att ge underlag till en förbättrad nationell överblick, samt bidra till utveckling av branschklassning anpassad till förorenade sediment. Riktade ämnesanalyser genomfördes baserat på branschtypiska utsläpp.

Urvalsmetoden för att identifiera områden med misstänkt förorenade sediment utgick från vattenförvaltningens riskbedömning för miljögifter, och kompletterades med en analys av påverkanstryck och förutsättningar för ackumulation av sedimentföroreningar. Dialog med länsstyrelserna var ett viktigt moment för att inhämta lokalkännedom. **Angreppssättet och metoderna som användes för urval, planering och undersökning av områdena framstår överlag som träffsäker och effektiv** vad gäller att peka ut områden med misstänkt förorenade sediment, och ge en första övergripande föroreningsbild. I flertalet undersökta områden påträffades höga halter av olika sedimentföroreningar, och i stor utsträckning även branschtypiska föroreningar. Vissa områden framstår som kraftigt förorenade med avseende på enstaka eller flera föroreningar. Kostnaderna för undersökningarna varierade mellan områden beroende på behovet av hydroakustiska mätningar, antalet prover, och omfattningen av de kemiska analyserna. I snitt låg kostnaden för fältmomenten och provanalyserna på omkring 160 000 kr per undersökningsområde i undersökningen av sjöar och vattendrag, men högre i kustundersökningarna på grund av behovet av större fartyg för provtagning i mer väderutsatta områden. **Upplägget som användes bör beaktas i framtagandet av nationell metodik** och rekommendationer för kommande inventeringar och undersökningar. Utifrån projektets genomförande och resultat är det också uppenbart att **en god samverkan och informationsdelning mellan vattenförvaltning och tillsyn av förorenade områden krävs för en effektiv hantering av förorenade sediment**, och för att resultaten av en inventering ska bli så fullständiga och ändamålsenliga som möjligt.

**Det är positivt om resultaten på områdesnivå kan användas som underlag till vidare prioritering av områden** för fördjupade undersökningar och riskbedömning inom tillsynen av förorenade områden, men även i havs- och vattenförvaltningsarbetet för exempelvis utveckling av miljöövervakning, riskbedömning av vattenförekomster, och åtgärdsarbete.

De områden som undersöktes i projektet är ett **urval av betydligt fler möjliga undersökningsområden** i inlands- och kustvatten som identifierades inom projektet. Dessa områdeslistor kommunicerades till länen och länen bidrog även med en prioritering av områdena. Det är lämpligt att detta material **används av länen inför kommande inventeringar** på länsnivå.

Även de nio misstänkt förorenade kustområden som var med i det ursprungliga urvalet för kustundersökningarna, men som fick bortprioriteras på grund av tidsbrist bör undersökas i framtiden.

Slutsatserna om vilka branscher som medför de högsta riskerna ger goda förutsättningar att kommande inventeringar blir ändamålsenliga vad gäller att prioritera områden. Resultaten visar också att det är **viktigt att inkludera även pågående miljöfarlig verksamhet och även få med belastningen av "de moderna utsläppen"**. Ett verktyg för en sammanställning av branschtypiska ämnen och riskklasser för sediment för både historiska och pågående verksamheter är under utveckling (Naturvårdsverket 2024). Detta verktyg kommer att kunna användas inom olika sakområden kopplat till miljögifter. Exempelvis framtagande av villkor och kontrollprogram för olika typer av utsläpp inom prövning av pågående miljöfarliga verksamheter eller förorenade områden, urval av ämnen vid verifieringsstudier av potentiellt förorenade sediment, eller urval av ämnen att analysera inom miljögiftsövervakningen. Arbetet med detta verktyg baserat på branschlistor kommer vara pågående och det finns en förvaltningsplan för att uppdatera listan. Resultaten och slutsatserna från kommande verifierande och andra undersökningar vad gäller påverkan från olika branscher bör arbetas in i denna lista. Detta gäller exempelvis för de branscher där resultaten från undersökningarna är ofullständiga, och ytterligare branscher eller aktiviteter som skulle behöva undersökas närmare är exempelvis farleder, ankringsplatser, plantskolor, militära verksamheter och dumpningsplatser.

Det är uppenbart att **effektbaserade bedömningsgrunder behöver tas fram för fler ämnen**. I undersökningarna och i screeningen av kustsediment analyserades ett mycket stort antal ämnen, och många påträffades i hög utsträckning. Det är dock bara sex ämnen som har effektbaserade bedömningsgrunder för sedimentlevande organismer att jämföra uppmätta halter mot. För ytterligare ett tiotal ämnen har indikativa värden använts och de är förknippade med större osäkerheter. Framtagandet av bättre jämförvärden bör i första hand fokusera på de ämnen som påträffades i hög utsträckning i undersökningarna, och i halter som överskrider indikativa värden.

I sammanhanget är det också uppenbart att **rapporteringsgränser** för flera ämnesgrupper som läkemedel, klorparaffiner, organofosfater och siloxaner **behöver bli lägre**, eftersom de idag ligger nära eller till och med högre än tillgängliga jämförvärden.

En viktig frågeställning med ett stort utvecklingsbehov är **risiker för spridning till näringsväven**. Detta är särskilt angeläget för ämnen som är bioackumulerande, som exempelvis kvicksilver, dioxiner, PCB:er, PFAS, och bromerade flamskyddsmedel, som påträffades i hög utsträckning i undersökningarna men som framför allt är skadliga för rovdjur eller människors hälsa via konsumtion av fisk. För dessa behövs jämförvärden som kan användas för bedömning av risk för spridning till näringsväven och sekundärförgiftning.

Sett till de komplexa föroreningsbilder som enligt resultaten ofta föreligger behöver **risiker för kombinationseffekter rutinmässigt beaktas** i hanteringen av förorenade sediment, exempelvis vid prioritering och riskbedömning av områden. Här kan det vara lämpligt att i ett första steg summera riskkvoter (uppmätt koncentration delat med jämförvärde) för att peka ut områden med hög risk, och/eller att använda biologiska effektmetoder som fångar upp den sammanlagda effekten på biologin. **Alternativa eller kompletterande metoder till traditionella kemiska analyser är lämpliga att utforska vidare och använda mer rutinmässigt**, som cellbaserade toxicitetsanalyser för grupper av likverkande ämnen och metoder för bredare kemiska analyser av

betydligt fler ämnen. Sett till de flera tiotusentals ämnen som produceras och används av människor är en generell slutsats att det är viktigt att faro- och riskbedömningar snabbas upp för att förbättra möjligheterna att kunna hitta och begränsa användningen av de ämnen som riskerar att medföra negativ påverkan på människor och miljön. **Åtgärdsbehovet** vad gäller att minska spridningen av kemikalier till miljön från både primära och sekundära källor **är fortfarande stort**.

## 5. REFERENSER

- Aarts J.M., Denison M.S., Cox M.A., Schalk M.A., Garrison P.M., Tullis K., de Haan L.H. & Brouwer A. 1995. Species-specific antagonism of Ah receptor action by 2,2',5,5'-tetrachloro- and 2,2',3,3',4,4'-hexachlorobiphenyl. *European Journal of Pharmacology: Environmental Toxicology and Pharmacology* (293)463-474.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0926691795900675>
- Andersson J.T. & Achten C. 2015. Time to Say Goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an Up-to-Date Use of PACs for Environmental Purposes. *Polycyclic Aromatic Compounds* (35)330-354. <https://doi.org/10.1080/10406638.2014.991042>
- Apler, A., Nyberg J., Jönsson K., Hedlund I., Heinemo S-Å & Kjellin B. 2014. Fiberbanksprojektet. Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. SGU-rapport 2014:16. Sveriges geologiska undersökning.  
<http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1416-1-rapport.pdf>
- BDS. 2020. Assay principle. BioDetectionSystems.  
<https://biodetectionsystems.com/products/bioassays/assay-principle/>
- Bengtsson H., & Cato I., 2011. TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 – en studie av belastning och trender. 2011:30. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1345312/FULLTEXT01.pdf>
- Davis, E., Walker, T.R., Adams, M., Willis, R., Norris, G.A. and Henry, R.C. 2019. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in small craft harbor (SCH) surficial sediments in Nova Scotia, Canada. *Science of the Total Environment* 691: 528-537.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719332279>
- CCME. 2001. Polychlorinated dibeso-*p*-dioxins and polychlorinated dibesozofurans (PCDD/Fs). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment. [https://ccme.ca/en/res/polychlorinated-dioxins-and-furans-pcdd fs-canadian-sediment-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life-en.pdf](https://ccme.ca/en/res/polychlorinated-dioxins-and-furans-pcdd-fs-canadian-sediment-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life-en.pdf)
- Europeiska kommissionen. 2011. Technical guidance for deriving environmental quality standards. <https://circabc.europa.eu/sd/a/0cc3581b-5f65-4b6f-91c6-433a1e947838/TGD-EQS%20CIS-WFD%2027%20EC%202011.pdf>
- Europeiska kommissionen. 2017. Technical guidance for deriving environmental quality standards. <https://data.europa.eu/doi/10.2875/018826>
- Havs- och vattenmyndigheten. 2023. Nationella planen (NAP).  
<https://www.havochvatten.se/arbete-i-vatten-och-energiproduktion/vattenkraftverk-och-dammar/nationella-planen-nap.html>
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018. Metaller och miljögifter -Effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment. Kunskapsammanställning baserad på ämnesrapporter framtagna inom vattendirektivsarbetet. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1371816/FULLTEXT01.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten. 2018b. Faktablad för att bedöma god miljöstatus enligt Havsmiljöförordningen. 8.2A Effekter av organiska tennföreningar på snäckor (imposex). <https://www.havochvatten.se/download/18.713540441673c8c33cd3a6b3/1543320841269/faktablad-8-2-a-effekter-av-organiska-tennforeningar-pa-snackor-imposex.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016. Säl och havsörn. Miljöövervakningens programområde Kust och hav. <https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/organisation-och-programomraden/miljoovervakningens-programomrade-kust-och-hav/delprogram-sal-och-havsorn.html>

- Helcom. 2023. Copper. HELCOM core indicator report. [https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Copper-indicator\\_Final\\_April\\_2023.pdf](https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Copper-indicator_Final_April_2023.pdf).
- Helcom PreEMPT. 2023. Wide-scope target and suspect screening of emerging contaminants and their transformation products in marine biota and sediment samples from the Baltic Sea. Prepared by Environmental Institute, Slovakia and National and Kapodistrian University of Athens. [https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/2023-Rapport-HELCOM-PreEMPT\\_FINAL.pdf](https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/2023-Rapport-HELCOM-PreEMPT_FINAL.pdf)
- Hermansson, A.L., & Ytreberg, E. 2022a. Zinc in Sediment, an Environmental Quality Standard Overview. [https://research.chalmers.se/publication/530951/file/530951\\_Fulltext.pdf](https://research.chalmers.se/publication/530951/file/530951_Fulltext.pdf)
- Hermansson, A.L., & Ytreberg, E. 2022b. Zinc in Sediment, an Environmental Quality Standard Overview. [https://research.chalmers.se/publication/530952/file/530952\\_Fulltext.pdf](https://research.chalmers.se/publication/530952/file/530952_Fulltext.pdf)
- HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>
- Jonsson, P. 2018. Regionala bakgrundshalter av metaller, PAH-er och dioxiner/furaner I Stockholmsområdet. JP Sedimentkonsult HB. [Microsoft Word - Slutrapport Reg bakgrund Stockholm FinalFinal.docx \(jpsedimentkonsult.se\)](https://www.jp-sedimentkonsult.se/stockholm-final-final.docx)
- Josefsson, S. 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12. Sveriges geologiska undersökning. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1712-rapport.pdf>
- Kang H.-J., Lee S.-Y. & Kwon J.-H. 2016. Physico-chemical properties and toxicity of alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons. Journal of Hazardous Materials (312) 200-207. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389416302734>
- Kärman, A., Fredriksson, F., Yuen, C.N.T., & Yeung, L.W.Y. 2022. Screening of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sediment and water close to paper industries. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1720031/FULLTEXT01.pdf>
- Lagerström, M., och E. Ytreberg. 2018. Utveckling av analysverktyg för att bedöma påverkan från tributyltenn (TBT) i svenska vattenförekomster. Naturvårdsverkets öppna rapportarkiv. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1242879/FULLTEXT01.pdf>
- Larsson O., Norrlin J., Johansson H. & Josefsson S. 2021. Förorenade sedimentområden i Väner. SGU-rapport 2021:21. Sveriges geologiska undersökning. <https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport202121rapport/s2121-rapport.pdf>
- Larsson O., Norrlin J., Nordgren P. & Dahlgren A. 2017. Bottenkartering av misstänkt förorenade områden, Norrbotten. SGU-maringeologi rapport 2017:02. Sveriges geologiska undersökning.
- Legler J., van den Brink C.E., Brouwer A., Murk A.J., van der Saag P.T., Vethaak A.D. & van der Burg B. 1999: Development of a stably transfected estrogen receptor-mediated luciferase reporter gene assay in the human T47D breast cancer cell line. Toxicological Sciences, Volume 48,55–56. <https://academic.oup.com/toxsci/article/48/1/55/2256888>
- Livsmedelsverket. 2022. All fisk är inte nyttig. Kostråd. <https://www.livsmedelsverket.se/matvanor-halsa--miljo/kostrad/all-fisk-ar-inte-nyttig> (2023-04-04)
- Miljødirektoratet. 2020. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. M-608. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M608/M608.pdf>

- Mostert, M.M.R., Ayoko, G.A., Kokot, S. 2010. Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *Trends Anal. Chem.* 29 (5), 430–445.
- Naturvårdsverket. 2023. Kvalitetsmanual för användande och hantering av statlig finansiering till avhjälpan av föroreningskador. Utgåva 16, mars 2023.  
<https://www.naturvardsverket.se/4934c9/globalassets/amnen/forenaded-omraden/bidrag/kvalitetsmanual-utgava-16.pdf>
- Naturvårdsverket. 2024. Branschutsläppsverktyget för pågående verksamheter och förorenade områden. *Under framtagande*
- Naturvårdsverket. 2022a. Övervakningsmanual. Metaller och organiska miljögifter i sediment - Sötvatten, Kust och hav.Handledning för miljöövervakning.  
[https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/miljoovervakning/handledning/undersokningstyper/overvakningsmanual met o foreningar sediment 220706.pdf](https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/miljoovervakning/handledning/undersokningstyper/overvakningsmanual%20o%20foreningar%20sediment%20220706.pdf)
- Naturvårdsverket. 2022b. Referensvärden för organiska miljögifter och metaller i sediment. Vägledning och stöd. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/forenaded-omraden/forenaded-sediment>
- Naturvårdsverket. 2020. Branschlistan (2020).  
<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/forenaded-omraden/inventering/branschlistan-2020-forenaded-omraden.pdf>
- Naturvårdsverket. 2009. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1622962/FULLTEXT01.pdf>
- Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav. Naturvårdsverket rapport 4914.
- Neale P.A., Munz N.A., Ait-Aissa S., Altenburger R., Brion F., Busch W., Escher B.I, Hilscherová K., Kienle C., Novák J., Seiler T.-B., Shao Y., Stamm C., Hollender J. 2017. Integrating chemical analysis and bioanalysis to evaluate the contribution of wastewater effluent on the micropollutant burden in small streams. *Science of the Total Environment*. Volume 576, 785-795.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969716323312>
- Nordberg K., Björk G., Lundin L., Abrahamsson K., Josefsson S., Dahlberg C. & Zar, I. 2022. Fritidsbåtars avgasutsläpp i skärgårdsmiljön. Rapport nr 2022:2, Havsmiljöinstitutet.  
[https://havsmiljoinstitutet.se/sites/default/files/2022-09/fritidsbatars\\_avgasutslapp\\_i\\_skargarden\\_dr2.pdf](https://havsmiljoinstitutet.se/sites/default/files/2022-09/fritidsbatars_avgasutslapp_i_skargarden_dr2.pdf)
- Nordtest. 2015. Nordtest sampler certification scheme handbook version 2-1. NT ENVIR 008.  
<http://www.nordtest.info/wp/2015/04/14/nordtest-sampler-certification-scheme-handbook-version-2-1-nt-envir-008/> (2023-03-16)
- Norrlin J., Johansson H., Larsson O., Wemming A., Neuschütz C., Rosenqvist L. & Holm L., 2022. Sedimentundersökningar i svenska kustområden 2021. Rapport inom regeringsuppdraget RUF5. SGU-rapport 2022:16. Sveriges geologiska undersökning.  
<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport202216rapport/s2216-rapport.pdf>
- Norrlin J. & Josefsson S. 2017. Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar. SGU-rapport 2017:07. Sveriges geologiska undersökning.  
<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport201717rapport/s1707-rapport.pdf>
- Norrlin J., Josefsson S., Larsson O. & Gottby L. 2016. Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. SGU-rapport: 2016:21. Sveriges geologiska undersökning.



<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport201621rapport/s1621-rapport.pdf>

- Pieterse B., Felzel E., Winter R., van der Burg B. & Brouwer A. 2013. PAH-CALUX, an optimized bioassay for AhR-mediated hazard identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) as individual compounds and in complex mixtures. *Environmental Science & Technology*, Volume 47, 11651–11659.  
<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es403810w>
- SGF. 2019. Kvalitetskontroller för provtagning av förorenade områden – från provtagning till analys. Svenska Geotekniska Föreningen rapport 1:2019.  
<http://www.sgf.net/web/page.aspx?refid=6917>
- SGF. 2021. Certifierad provtagning i praktiken - Handbok i certifierad provtagning enligt NT Envir 008. Svenska Geotekniska Föreningen rapport 3:2021.  
<http://www.sgf.net/web/page.aspx?refid=7218>
- SGI. 2024a. Inventeringsmetodik förorenade sediment, En rapport inom Regeringsuppdraget förorenade sediment, SGI Vägledning, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping. *Under framtagande*.
- SGI. 2024b. Grunder för riskbedömning av förorenade sediment, En rapport inom Regeringsuppdraget förorenade sediment, SGI Vägledning, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping. *Under framtagande*.
- SGU. 2023. Undersökning av limniska sediment. Rapport inom regeringsuppdraget RUF5. Konsultrapport 07, Sveriges geologiska undersökning.  
<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/konsultrapport/konsultrapport07rapport/undersokning-av-limniska-sediment.pdf>
- Skyllberg, U., Drott, A., Lamberdtsson, U. & Björn, E. 2006. Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment. Kunskapsprogrammet Hållbar sanering. Naturvårdsverket rapport 5629. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1632874/FULLTEXT01.pdf>
- Sveriges miljömål. 2023. Utsläpp av dioxin. Etappmålen.  
<https://sverigemiljomal.se/etappmalen/utslapp-av-dioxin/> (2023-04-04)
- van den Berg M., Birnbaum L.S., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Håkansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N. & Peterson R.E. 2006. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds (Review). *Toxicological Science*, Volume 92, 223-241.  
<https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl055>
- Vattenmyndigheterna. 2020. Vattenmyndigheternas riktlinjer för kartläggning och analys 2016-2021: Bedömning av betydande påverkan för miljögifter i ytvatten.  
<https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/54303/Vattenmyndigheternas%20kompletterande%20riktlinjer%20f%C3% %B6r%20p%C3% %A5verkansanalys%20milj%C3% %B6gifter.pdf>
- Wemming A. 2020. Urval inför fältundersökning inom regeringsuppdraget för förorenade sediment – vattenförvaltningens riskbedömning som utgångspunkt. PM Länsstyrelsen i Dalarnas län. [https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/PM\\_Undersokningsunderlag\\_RUF52B\\_II.pdf](https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/PM_Undersokningsunderlag_RUF52B_II.pdf)
- Wernersson A.-S. 2019. Användning av indikativa värden vid expertbedömning av kemisk status. PM. SGI.  
[https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/54592/SGI%202019\\_PM%20till%20HaV%20om%20indikativa%20och%20prelimin%C3%A4ra%20sedimentv%C3%A4rden%20vid%20expertbed%C3%B6mning.pdf](https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/54592/SGI%202019_PM%20till%20HaV%20om%20indikativa%20och%20prelimin%C3%A4ra%20sedimentv%C3%A4rden%20vid%20expertbed%C3%B6mning.pdf)

- Ytreberg E., Hansson K., Lunde Hermansson A., Parsmo R., Lagerström M., Jalkanen J-P., Hassellöv I-M. 2022. Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 182.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113904>
- Zettler, M. L., Bick A. & Bochert R. 1995. Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. *Archive of Fishery and Marine Research* 42(3):209-224.  
[https://www.academia.edu/25221206/Distribution\\_and\\_population\\_dynamics\\_of\\_Marenzelleria\\_viridis\\_Polychaeta\\_Spionidae\\_in\\_a\\_coastal\\_water\\_of\\_the\\_southern\\_Baltic](https://www.academia.edu/25221206/Distribution_and_population_dynamics_of_Marenzelleria_viridis_Polychaeta_Spionidae_in_a_coastal_water_of_the_southern_Baltic)
- Zhang, W., Zhang, S., Wan, C., Yue, D., Ye, Y., Wang, X. 2008. Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy throughfall. *Environ. Pollut.* 153 (3), 594–601.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749107004563>

# Bilaga A FÖRKORTNINGAR OCH BEGREPP

**Tabell A1.** Förkortningar som används i rapporten.

Förkortning	Betydelse
CALUX	Chemical Activated Luciferase gene eXpression ( <i>eng.</i> toxicitetstest på cellnivå)
EBH	Efterbehandling av förorenade områden
Helcom	Helsingforskommissionen
SFÄ	Särskilda förorenande ämnen
TEQ	Toxic equivalent ( <i>eng.</i> total toxisk ekvivalent)
TOC	Total Organic Carbon ( <i>eng.</i> totalt organiskt kol)
TS	Torrsubstans
<b>Ämnen/ämnesgrupper</b>	
PAH	Polyaromatiska kolväten
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PCB	Polyklorerade bifenyler
PFAS	Poly- och perfluorerade alkylsubstanser
TBT	Tributyltenn
PCDD/PCDF	Polyklorerade dibenso- <i>p</i> -dioxiner/polyklorerade dibensofuraner; dioxiner och furaner
2,3,7,8-TCDD	Den kongen (2,3,7,8-Tetraklordibenso- <i>p</i> -dioxin) av dioxiner som är den mest toxiska av alla kongener. Ytterligare 6 dioxiner, 10 furaner och 12 dioxinlika PCBer har toxicitetsekvivalenter i förhållande till hur toxiska de är jämfört med 2,3,7,8-TCDD. 2,3,7,8-TCDD är en dioxin med fyra kloratomer i molekylens positionerna 2, 3, 7 och 8, vilket gör molekylens helt plan och mycket biologiskt aktiv.

**Tabell A2.** Begrepp och deras betydelse i rapporten.

Begrepp	Betydelse
<b>Accumulationsbotten</b>	Områden i sjöar, vattendrag och hav där det finns förutsättningar för sedimentation av finkorniga sediment. Den del av en vattendrags-, sjö- eller havsbotten där sedimenterat material blir liggande kvar. Accumulationsbottnarna är "slutstationen" för det sedimenterade materialet.
<b>Aromatisk</b>	Kolväte bestående av en ringstruktur med extra stark bindning mellan atomerna.
<b>Bakgrundshalt</b>	Halten av ett ämne som skulle förekomma i miljön utan mänsklig påverkan. Det kan även finnas regionala bakgrunder som beror på exempelvis skillnader i berggrunden mellan olika geografiska områden.
<b>Bedömningsgrund</b>	Ett jämförvärde för att tolka och värdera insamlade data.
<b>Bioackumulerande</b>	Anrikning av ämne i organismer/medier från det omgivande mediet.
<b>Branschklassning</b>	Gruppriskklassning som baseras på generella bedömningar av risk utifrån verksamheten/branschen.
<b>Detektionsfrekvens</b>	Frekvensen uppskattad i procent (%) av hur många gånger ett ämne eller en ämnesgrupp påträffas vid analys av det/dem i undersökningen. Exempelvis motsvarar en detektionsfrekvens på 10 % att ett ämne/en ämnesgrupp uppmäts över rapporteringsgränsen i 1 av 10 prover.
<b>Detektionsgräns</b>	Den lägsta halt där ett visst ämne kan detekteras vid en kemisk analys.
<b>Dioxinliknande</b>	Ämnen/kongener som liknar dioxiner till sin kemiska uppbyggnad och struktur och därmed kan ha liknande effekter i miljön och för människors hälsa.
<b>Efterbehandling av förorenade områden</b>	Saneringsåtgärder för att minska risken och belastningen från förorenade områden.

**Tabell A2. Fortsättning.**  
Begrepp

Begrepp	Betydelse
<b>Ekologisk status</b>	Juridiskt begrepp. Bedömning av kvaliteten, strukturen och funktionen hos akvatiska system. Det är en sammanvägd bedömning av flera kvalitetsfaktorer (biologiska, kemiskt-fysikaliska och hydromorfologiska). Den ekologiska statusen kan vara hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig.
<b>Ekosystemtjänster</b>	Produkter och tjänster som ekosystemen ger och som bidrar till människans välfärd och livskvalitet, t.ex. fotosyntes, kvävefixering, och pollinering.
<b>Erosionsbotten</b>	Den del av en sjö- eller havsbotten där energin i vattnets rörelser är så hög att löst bottenmaterial kan eroderas, slammas upp och transporteras vidare.
<b>Fiberbank</b>	Ansamling av fibrer (och associerade föroreningar) utanför massa- och pappersbruk som tidigare ledde orenat processvatten direkt till recipient.
<b>Fiberrika sediment</b>	Sediment som innehåller fibrer som härstammar från fiberbankar eller tidigare utsläpp av fibrer från massa- och pappersbruk.
<b>Fältkontrollprov</b>	Ett prov som analyseras vid start och tas med vid fältprovtagning och får gå igenom alla steg som övriga prover går igenom, t.ex. provberedning och analys, för att kontrollera om det förekommer någon förorening av proverna under hanteringen.
<b>Förorenade sediment</b>	Sediment som förorenats direkt eller indirekt av mänsklig aktivitet med förhöjda halter av miljögifter. Dessa kan påverka sedimentlevande arter och bentiska livsmiljöer, spridas till vattenmiljön och tas upp och anrikas i näringsväven, vilket riskerar att påverka växter och djur samt äventyra människors hälsa.
<b>Gränsvärde</b>	Juridiskt begrepp. En halt av ett prioriterat ämne för bedömning av den kemiska statusen. Överskrids ett eller flera gränsvärden uppnås inte en god kemisk status.
<b>Hormonstörande ämnen</b>	Ämnen som liknar hormoner till sin kemiska uppbyggnad och struktur och därmed kan ha liknande effekter i miljön och för människors hälsa. De kan antingen ge hormonella effekter på organ eller vävnader eller påverka hormonproducerande organ och störa hormonproduktionen.
<b>Hydrografi</b>	Den fysiska karaktärstiken av vatten och angränsande landområden.
<b>Kemisk status</b>	Juridiskt begrepp. En sammanvägd bedömning för varje vattenförekomst av uppmätta, modellerade eller normaliserade halter av prioriterade ämnen i förhållande till deras gränsvärden.
<b>Klassgräns</b>	En halt av ett av de särskilda förorenade ämnena för den sammanvägda bedömningen av den ekologiska statusen. Överskrids en eller flera klassgränser uppnås inte en god ekologisk status.
<b>Kongen</b>	En unik variant av den kemiska strukturen av ett ämne, exempelvis en dioxin. Det finns 75 kongener av dioxiner.
<b>Kvantifieringsgräns</b>	Den lägsta halt där ett visst ämne kan bestämmas kvantitativt med tillfredsställande säkerhet vid en kemisk analys. Den kan bestämmas som 10 ggr standardavvikelsen för blankprover och är då alltså drygt 3 ggr högre än detektionsgränsen.
<b>Kvartil</b>	När en datamängd med normalfördelning delas in i fjärdedelar får man kvartiler, Q1-Q4.
<b>Matris</b>	Olika medier i en vattenmiljö som provtas för analys, exempelvis sediment, ytvatten, biota.
<b>Matriseffekt</b>	Störning vid den kemiska analysen som antingen påverkar analysinstrumentets detektors känslighet eller som ger toppar i ett kromatogram som inte motsvarar ämnet/ämnena som analyseras.
<b>Miljögift</b>	Kemiskt ämne som har en skadlig inverkan på miljön eller människors hälsa.
<b>Miljökemiska analyser</b>	Analyser av förekomst av olika kemiska ämnen i olika typer av matriser.
<b>Miljökvalitetsnorm</b>	Miljökvalitetsnormer är ett svenskt juridiskt styrmedel som infördes i och med tillkomsten av miljöbalken 1999. Normen avspeglar den lägsta godtagbara miljökvaliteten eller det önskade miljötilståndet vid en bestämd tidpunkt. Det finns miljökvalitetsnormer för vatten (yt- och grundvatten), luft och buller.
<b>Miljöövervakning</b>	Återkommande eller enstaka undersökningar av den terrestra eller akvatiska miljön. Undersökningarna kan utgöra underlag för både kvalitativa och kvantitativa bedömningar.

**Tabell A2. Fortsättning.**  
Begrepp

Begrepp	Betydelse
<b>Percentil</b>	Ett värde (0–100) av en datamängd med normalfördelning. Med percentiler delar man in datamängden så att en viss procent av värden hamnar nedanför och resten ovanför. Exempelvis är 30-percentilen ( $P_{30}$ ) det värde som delar data så att 30 procent är mindre och 70 procent är större än värdet.
<b>Prioriterade ämnen</b>	Prioriterade ämnen är ämnen inom vattenförvaltningen som är gemensamma för alla EU-länder. De prioriterade ämnena har gränsvärden för bedömning av den kemiska statusen (Bilaga 6, HVMFS 2019:25).
<b>Punktkälla</b>	En känd lokal påverkanskälla för spridning av miljögifter till recipient.
<b>Referenslokal (referenssjö, -vattendrag, eller -kustvatten)</b>	Ytvatten som saknar en känd lokal påverkanskälla för spridning av miljögifter till ytvatten. Referenssjöar/vattendrag/kustvatten används för att kunna uppskatta den diffusa spridningen av miljögifter.
<b>Riskklass</b>	En klassindelning av ett förorenat område utifrån risk. För förorenade områden görs en samlad bedömning utifrån kunskapen om risk för påverkan på människors hälsa och miljön, dels genom exponeringen inom området, dels risken för spridning av föroreningar från området. Det finns fyra riskklasser: 1: mycket stor risk, 2: stor risk, 3: måttlig risk, och 4: liten risk.
<b>Sediment</b>	Det material som sjunker ner genom vattenfasen och samlas på botten i sjöar, vattendrag, och hav. Sediment består av organiskt och oorganiskt material, och materialet har olika kornstorlek/partikelstorlek. Sedimenterat material förflyttas successivt utmed botten, från grunt liggande erosionsbotten via transportbotten, och ansamlas slutligen på de lugnaste liggande bottenarna, ackumulationsbottenarna, som ofta ligger djupare och där det inte finns påverkan från vågor och vind.
<b>Sedimentologi</b>	Den del av geologin som studerar hur sediment avsätts och sedimentära bergarter bildas.
<b>Särskilda förorenande ämnen</b>	Särskilda förorenande ämnen är ämnen inom vattenförvaltningen som beaktas utifrån att de släpps ut i miljön i sådan omfattning att de kan påverka den ekologiska statusen negativt. Särskilda förorenande ämnena har klassgränser för den sammanvägda bedömningen av den ekologiska statusen (Bilaga 2 och 5 till HVMFS 2019:25).
<b>Toxisk ekvivalent</b>	Uppskattad giftighet av ett ämne utifrån en modellsubstans, exempelvis giftigheten hos dioxiner och dioxinlika föreningar jämfört med 2,3,7,8-TCDD.
<b>TOC-normalisering</b>	Omvandling av en uppmätt halt av ett ämne i förhållande till TOC-halten (organiskt kol) i provet. Detta gör man för att kunna jämföra halter av ämnen som binder/adsorberar till organiskt kol i sediment mellan olika typer av sediment.
<b>Toxicitetstest</b>	Metod utöver kemiska analyser att mäta förekomst och/eller effekter av toxiska ämnen i miljön eller i olika typer av prover
<b>Toxisk</b>	Giftig för levande organismer. Ämnen kan vara <i>akut toxiska</i> (direkt livshotande för en organism) eller <i>kroniskt toxiska</i> (utgör en negativ påverkan på en organism p.g.a. exponering under en längre tid av ett ämne, vilket har en effekt på organismens hälsa och överlevnad genom påverkan på organ och dess funktioner).
<b>Transportbotten</b>	Den del av en sjö- eller havsbotten där sedimenterat material tillfälligt blir liggande (deponeras) tills det flyttas vidare mot en ackumulationsbotten.
<b>Undersökningsområde</b>	Begränsat område som provtas vid en undersökning. Exempelvis en sedimentundersökning i en vik av en sjö.
<b>Vattenförekomst</b>	Indelning av specifika vattensamlingar i naturen enligt vattenförvaltningsförordningen (förordning 2004:660). Det finns ytvattenförekomster och grundvattenförekomster. En ytvattenförekomst är en avgränsad och betydande vattenförekomst som till exempel en sjö, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka. En grundvattenförekomst är en avgränsad volym grundvatten i en eller flera geologiska bildningar som har så stor lagringskapacitet och är så genomsläpplig att grundvatten kan utvinnas ur den i användbara mängder.
<b>Ytprover</b>	Prover av ytligt sediment, inom denna undersökning bestod ett ytprov av de 5 översta centimetrarna av ett sedimentprov.
<b>Ytvatten</b>	Det vatten som finns på jordens yta i sjöar, vattendrag, hav och våtmarker.

**Tabell A3.** Förkortningar av de 13 ftalater som ingick i undersökningen.

Förkortning	Ämne	Förkortning	Ämne
<b>BBP</b>	butylbensylftalat	<b>DINP</b>	di-iso-nonylftalat
<b>DBP</b>	di-n-butylftalat	<b>DMP</b>	Dimetylftalat
<b>DCP</b>	di-cyklohexylftalat	<b>DNHP</b>	di-n-hexylftalat
<b>DEHP</b>	di(2-etylhexyl)ftalat	<b>DNOP</b>	di-n-oktylftalat
<b>DEP</b>	dietylftalat	<b>DNPP</b>	di-n-pentylftalat
<b>DIBP</b>	di-iso-butylftalat	<b>DPrP</b>	di-n-propylftalat
<b>DIDP</b>	di-iso-decylftalat		

**Tabell A4.** Förkortningar av de 13 organofosfater som ingick i undersökningen.

Förkortning	Ämne	Förkortning	Ämne
<b>DBPhP</b>	dibutylfenylfosfat	<b>TCrP</b>	Trikresylfosfat
<b>DPhBP</b>	difenylbutylfosfat	<b>TDCP</b>	tris(1,3-diklor-2-propyl)fosfat
<b>EHDPhP</b>	2-etylhexyldifenylfosfat	<b>TEHP</b>	tris(2-etylhexyl)fosfat
<b>TBEP</b>	tris(2-butoxyetyl)fosfat	<b>TiBP</b>	tri-isobutylfosfat
<b>TBP</b>	tributylfosfat	<b>ToCrP</b>	tri-o-kresylfosfat
<b>TCEP</b>	tris(2-kloroetyl)fosfat	<b>TPHP</b>	Trifenylfosfat
<b>TCPP</b>	tris(klorpropyl)fosfat		

**Tabell A5.** Förkortningar av de 35 per- och polyfluorerade ämnen som ingick i undersökningen.

Förkortning	Ämne	Förkortning	Ämne
<b>10:2 FTS</b>	10:2 Fluorotelomer sulfonsyra	<b>PFDoDS</b>	perfluorododekansulfonsyra
<b>4:2 FTS</b>	4:2 FTS fluortelomersulfonat	<b>PFDS</b>	perfluorodekan sulfonsyra
<b>6:2 FTS</b>	6:2 FTS fluortelomersulfonat	<b>PFHpA</b>	perfluoroheptansyra
<b>8:2 FTS</b>	8:2 FTS fluortelomersulfonat	<b>PFHpS</b>	perfluoroheptansulfonsyra
<b>EtFOSA</b>	N-etylperfluoroktansulfonamid	<b>PFHxA</b>	perfluorhexansyra
<b>EtFOSAA</b>	N-etylperfluoroktansulfonamidättiksyra	<b>PFHxDA</b>	perfluorhexadekansyra
<b>EtFOSE</b>	N-etylperfluoroktansulfonamidetanol	<b>PFHxS</b>	perfluorhexansulfonsyra
<b>FOSA</b>	perfluoroktansulfonamid	<b>PFNA</b>	perfluorononansyra
<b>FOSAA</b>	perfluoroktansulfonamidättiksyra	<b>PFNS</b>	perfluoromonansulfonsyra
<b>HPFHpA</b>	7H-perfluoroheptansyra	<b>PFOA</b>	perfluoroktansyra
<b>MeFOSA</b>	N-metylperfluoroktansulfonamid	<b>PFOcDA</b>	perfluoroktadekansyra
<b>MeFOSAA</b>	N-metylperfluoroktansulfonamidättiksyra	<b>PFOS</b>	perfluoroktansulfonsyra
<b>MeFOSE</b>	N-metylperfluoroktansulfonamidetanol	<b>PFPeA</b>	perfluoropentansyra
<b>PF37DMOA</b>	perfluor-3,7-dimetyloktansyra	<b>PFPeS</b>	perfluoropentansulfonsyra
<b>PFBA</b>	perfluorbutansyra	<b>PFTeDA</b>	perfluortetradekansyra
<b>PFBS</b>	perfluorbutansulfonsyra	<b>PFTrDA</b>	perfluortridekansyra
<b>PFDA</b>	perfluorodekansyra	<b>PFUnDA</b>	perfluorundekansyra
<b>PFDoDA</b>	perfluorododekansyra		

**Tabell A6.** Förkortningar av de åtta siloxaner som ingick i undersökningen.

Förkortning	Ämne	Förkortning	Ämne
D3	hexametylcyclotrisiloxan	MM	hexametyldisiloxan
D4	oktametylcyclotetrasiloxan	MDM	oktametyltrisiloxan
D5	dekametylcyklopentasiloxan	MD2M	dekametyltetrasiloxan
D6	dodekametylcyclohexasiloxan	MD3M	dodekametylpentasiloxan

## Bilaga B UNDERSÖKTA BRANSCHER

I denna bilaga beskrivs de branscher som inkluderades som möjliga påverkanskällor för urvalet av undersökningsområden. Beskrivningen av branscherna är mycket kortfattad och generell och utgår från ett belastningsperspektiv för yt- och grundvatten med fokus på belastning av sediment i vattendrag, sjöar och kustvatten.

Olika branscher har varit verksamma under olika lång tid och därmed omfattats och påverkats i olika grad av instiftandet av miljölagstiftning. För vissa branscher finns det få eller inga pågående verksamheter längre, för vissa verksamheter har processerna förändrats över tid, och för vissa branscher har det tillkommit verksamheter under senare decennier. Förändringen i vår industrihistoria och den pågående industri- och samhällsutvecklingen har påverkat och förändrat belastningen av miljögifter i våra vattendrag, sjöar och kustvatten. Texterna för respektive bransch syftar till att ge en generell bild av den potentiella påverkan som skett över tid.

Föroreningar som kopplas till de olika branscherna är baserade på branschlistor för både pågående och historiska miljöfarliga verksamheter (Naturvårdsverket 2024), rapporter, information och vägledningar för de olika branscherna. Angivna ämnen och ämnesgrupper i texterna för respektive bransch kan vara fler än de som analyserades (Tabell 2, avsnitt 1.4.2 Analys av ämnen och ämnesgrupper) vilket beror på prioriteringar som behövde göras för fältundersökningen.

### **Avfallshantering och deponi**

Avfallshantering och deponier är en branschkategori som kan leda till spridning av många olika typer av föroreningar, dels beroende på hanteringen av avfall dels på hur spridningen av dag-/lakvatten till omgivande yt- och grundvatten sker.

Avfallshantering och deponering är olika steg inom avfallshierarkin som är en strategi för att minska mängden avfall från samhället och industrin. Avfallshierarkin har sex steg; 1) *förebyggande* för att minska avfallets mängd och farlighet, 2) *förberedelse för återanvändning*, som är ett återvinningsförfarande då avfallet upphör att vara avfall och blir en produkt som omfattas av kemikalielagstiftningen 3) *återanvändning*, 4) *materialåtervinning*, 5) *annan återvinning*, exempelvis energiåtervinning, 6) *bortskaffande*, exempelvis genom deponering.

Branschen **avfallshantering** kan omfatta samtliga steg i avfallshierarkin förutom förebyggande och bortskaffande av avfall. Avfall uppkommer inom olika områden/verksamheter (hushållsavfall, kommunalt avfall, industriavfall, byggavfall, mm), och det finns olika typer av avfall (inert avfall, farligt avfall och icke-farligt avfall) som behöver hanteras på olika sätt. Avfallshantering kan vara stora verksamheter som hanterar många olika typer av avfall till mindre återvinningscentraler med sortering och hantering av hushållsavfall. Beroende på hur de olika avfallsfraktionerna hanteras, om de lagras under tak eller på ytor som med olika typer av tätskikt/barriärer förhindrar läckage av dag-/lakvatten, vilken typ av lakvattenhantering som finns och var dag-/lakvattnet sedan leds (avloppsreningsverk eller recipient) varierar belastningen avseende vilka och mängder/halter av föroreningar som sprids från avfallsanläggningarna.

Branschen **deponi** omfattar bortskaffande av avfall, vilket innebär lagring av det avfall som inte kan återanvändas. Avfall som deponeras är exempelvis askor från energiproduktion, slagg från



stålframställning och förorenade jordmassor. Deponier kallades tidigare soptippar och på dessa deponerades hushållsavfall, kommunalt avfall, industriavfall och byggavfall, därför kan nedlagda deponier innehålla många olika typer av avfall, och därmed utgöra en risk för spridning av många olika typer av föroreningar. Nedlagda deponier ska täckas för att minska eller förhindra infiltreringen av regnvatten i deponin som ger lakvatten. Trots att nedlagda deponier är täckta förhindras inte alltid regnvatten att tränga igenom tätskiktet vilket kan leda till att föroreningar fortsatt sprids till närliggande yt- och grundvatten. Inte heller alla nedlagda deponier är täckta, varvid lakvatten kan spridas från dessa. Pågående deponier har tillstånd och villkor för hantering av lakvatten, men villkoren fokuserar generellt på näringsämnen, salter och metaller vilket gör att lakvattenhanteringen sällan är designad för att förhindra spridning av organiska miljögifter som PFAS, alkyfenoler, ftalater, organofosfater, med mera.

Lästips: Naturvårdsverkets vägledning och stöd om avfall<sup>25</sup> och farligt avfall<sup>26</sup>, och SGI:s vägledning om deponier och avfall<sup>27</sup>.

## Avloppsreningsverk

Avloppsreningsverk hanterar avloppsvatten och dagvatten med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Vissa mindre avloppsreningsverk saknar det biologiska reningssteget. Avloppsreningsverk är designade för att rena avlopps- och dagvatten från näringsbelastande och syretärande ämnen, eftersom de togs i drift för att hantera problem med övergödda och syrefattiga vatten under 1950- och 1960-talet.

Avloppsreningsverken tar i varierande grad emot vatten från hushåll, industrier, sjukhus, hårdgjorda ytor i städer och industriområden, med mera. Avloppsvattnet från dessa typer av verksamheter innehåller en stor mängd olika typer av föroreningar från de kemikalier som används i samhället och industrin, men också de föroreningar som sprids med dagvatten från exempelvis trafik, parkeringsytor och industriområden. För att kunna rena avlopps- och dagvatten från föroreningarna krävs ytterligare reningssteg, med en mer avancerad rening. Vissa föroreningar binder till partiklar och ansamlas i slammet vid reningsprocessen, men många föroreningar passerar genom reningsverken och sprids till reningsverkets recipient. Detta gör att avloppsreningsverken blir en nod för hushållens, industriernas och tätorternas avlopps- och dagvatten, och eftersom kemikalie- och läkemedelsanvändningen kan variera i omfattning och typ varierar belastningen av vilka och mängder/halter av föroreningar som sprids från avloppsreningsverken.

Belastningen beror också på vilken typ av vatten det är som tar emot det utgående vattnet från avloppsreningsverket, om det är ett vattendrag, en sjö eller ett kustvatten och hur vattenföringen och omsättningen ser ut i dessa. Organiska miljögifter och tungmetaller är svårnedbrytbara och ansamlas i vattenmiljön, till skillnad från näringsämnen och syretärande ämnen som kan brytas ner eller spädas. Eftersom många avloppsreningsverk saknar avancerad rening sprids många olika typer av föroreningar till deras recipienter.

Lästips: Naturvårdsverkets information om avloppsreningsverk<sup>28</sup>

<sup>25</sup> <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/>

<sup>26</sup> <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall-farligt-avfall/>

<sup>27</sup> <https://www.sgi.se/sv/vagledning-i-arbetet/deponi/>

<sup>28</sup> <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avlopp/rening-vid-avloppsreningsverk/>

## Garveri

Garvning av djurhudar och skinn har skett under mycket lång tid i människans historia; till att börja med användes exempelvis bark vid vegetabilisk garvning. Mineralgarvning med metallsalter som industriell verksamhet tog fart under 1800-talet och från mitten av 1800-talet har garvning med kromsalter varit den dominerande metoden. Vid garvning av skinn till läder används stora mängder vatten och många olika typer av kemikalier i processen. Processen har tre steg med beredning, garvning och efterbehandling. Vid beredning genomgår djurhudarna tvättning, blötläggning, avhårning, kalkning, avkalkning, uppmjukning och avfettning. Vid garvningen tillsätts garvämne till skinn, och vid efterbehandling sker sedan tvättning, pressning, färgning, avfettning och konservering av lädret.

Direktutsläpp av processvatten har skett under lång tid vid garverierna vilket har lett till utsläpp av många olika typer av föroreningar, exempelvis tungmetaller från garvning och färgning, klorerade alifater, alkylfenoler och PFAS från avfettning, PAH:er och BTEX från petroleumprodukter, klorfenoler och klorerade bekämpningsmedel för konservering, med mera. Sexvärt krom är en förorening som särskilt förknippas med garvning med krom. Förutom direktutsläpp och hantering av kemikalier kan även droptorkning av skinn och läder under processen leda till att föroreningar sprids till närliggande yt- och grundvatten.

Lästips: Rapporten Förorenade områden - Inventering av textilindustrier och garverier i Stockholms län<sup>29</sup>

## Gasverk

Vid gasverk produceras gas från kol eller petroleumprodukter som olja eller bensin. Från mitten av 1800-talet framställdes gas kommersiellt för gatubelysning genom torrdestillation av stenkol. Under 1900-talet började gasen användas för uppvärmning. Gasframställning kan ske genom olika metoder, och förutom torrdestillation av stenkol finns även metoderna vattengas, oljegas och spaltgas. Gasframställning ger flera olika restprodukter (tjära, ammoniak, slagg och slam) från de olika processtegen (hanteringen av råvaror, reningsprocessen av gasen och vidareförädlingen av restprodukter). Hantering av restprodukter och direktutsläpp av processvatten har lett till spridning av olika typer av föroreningar, exempelvis PAH:er, BTEX, tungmetaller, cyanid, ammoniak och svavel.

Lästips: Rapporten Förorenade områden - Inventering av gasverk, flygplatser, bilfragmentering, glasindustri och ackumulatorindustri i Stockholms län<sup>30</sup>

## Glasbruk

De första glasbruken i Sverige härstammar från 1500-talet, men glasindustrin tog inte fart förrän i mitten av 1700-talet. Glasbruk har funnits i hela landet, men främst var de koncentrerade till det så kallade Glasriket i Småland. Glasframställningen sker i hyttor där glasmassan smälts och formas, varefter glaset bearbetas genom kylning, slipning, etsning, montering och foliering. Vid glasframställning används förutom glasbildare (sand) flussmedel, stabilisatorer, luttringsmedel, färgnings- och avfärgningsämnen och opaliseringssmedel. Förutom luftutsläpp och direktutsläpp

<sup>29</sup> Bengtsson. 2006. Förorenade områden - Inventering av textilindustrier och garverier i Stockholms län. Rapport 2006:15, <http://www.diva-portal.se/smash/get/diva2:851895/FULLTEXT01.pdf>

<sup>30</sup> Lokrantz. 2005. Förorenade områden - Inventering av gasverk, flygplatser, bilfragmentering, glasindustri och ackumulatorindustri i Stockholms län. Rapport 2005: 04. [https://catalog.lansstyrelsen.se/store/39/resource/2005\\_24](https://catalog.lansstyrelsen.se/store/39/resource/2005_24)

av processvatten vid glasframställningen har föroreningar spridits från glasbruksdeponier eller då rester från produktionen (exempelvis glaskross, råvaruspill och sliperiavfall) använts som fyllnadsmassor vid exempelvis bostadsbyggen eller på industritomter. Ugnarna eldades till en början med ved, men sedan övergick bruken till gaseldning, med egna gasverk, för att senare övergå till oljeeldning. Vedeldning, framställning av gas och hantering av eldningsolja har även bidragit till förorening av närliggande yt- och grundvatten. Föroreningar som kan kopplas till denna bransch är framför allt tungmetaller (främst bly, arsenik och antimon men även kadmium och krom) och PAH:er.

Lästips: Rapporten Förorenade områden - Inventering av gasverk, flygplatser, bilfragmentering, glasindustri och ackumulatorindustri i Stockholms län<sup>30</sup>

## Gruvor

Gruvdrift har förekommit i över tusen år i Sverige med allt från små dagbrott med tillhörande hyttor till stora gruvor under jord med tillhörande anrikningsverk där malmen krossas och bearbetats till ett mineralkoncentrat och eventuellt pelletsverk där mineralkoncentratet blir till pellets. Beroende på vilken typ av malm det är som bryts eller har brutits urlakas och sprids olika typer av tungmetaller från gruvdriften och gruvavfallet. Sulfidmalm innehåller svavelföreningar vilket gör att brytningen även kan leda till försurning av recipienterna.

Hantering av malmen leder till stora volymer gruvavfall. Det bildas tre typer av gruvavfall; gråberg, anrikningssand och gruvvatten. *Gråberg* är det berg som behöver brytas för att komma åt den metallrika mineralen. Om gråberget inte innehåller förhöjda halter av metaller eller svavelföreningar deponeras det i närheten av gruvan eller används vid täckning eller fyllning av dagbrottet eller underjordsgruvan. *Anrikningssanden* är det som uppkommer efter att malmen krossats och bearbetats. Anrikningssanden innehåller trots bearbetning fortfarande metaller och eventuellt svavelföreningar i så pass höga halter att de kan urlakas och påverka omgivningen. Anrikningssanden deponeras vanligtvis i så kallade anrikningsmagasin.

*Gruvvattnet* är det regn-, yt- eller grundvatten som påverkats av gruvverksamheten, den pågående eller historiska. Pågående gruvor återcirkulerar ofta gruvvattnet för att minska användningen av vatten, och de behöver oftast anlägga en vattenreningsanläggning för att rena gruvvattnet innan det kan släppas till recipient. Gruvavfallet som uppkommer i Sverige från pågående gruvor utgör i vikt ca 75 % av den totala mängden avfall i Sverige<sup>23</sup>.

Gruvavfall från nedlagda gruvor utgör en stor påverkan på närliggande yt- och grundvatten. Förutom att efterbehandling av gruvavfall är en tidskrävande och kostsam åtgärd kan möjligheten att genomföra åtgärder försvåras av att gruvobjekt kan vara kulturminnesmärkta. Föroreningar som kopplas till denna bransch är tungmetaller och sulfider från malmen, kväveföreningar från sprängämnen, olika kemikalier som används vid anrikningsprocessen (exempelvis flotationskemikalier, och cyanid från cyanidlakning), petroleumprodukter för gruvfordon, med mera.

Lästips: SGU:s information om gruvor och miljöpåverkan<sup>31</sup>

---

<sup>31</sup> <https://www.sgu.se/mineralnaring/gruvor-och-miljopaverkan/>

## Hamn och småbåtshamn

Hamn och småbåtshamn är en bransch som förekommer både längs med kusten och i inlandsvatten, men inom undersökningarna förekommer den bara vid undersökningsområden längs med kusten.

**Hamnar** är en stor och mångfaldig bransch om man ser till typen av föroreningar som kan spridas från branschen. Verksamheterna som bedrivs på land kan leda till förorening av vattnet i hamnen, exempelvis lagring och hantering av containrar, kemikalier, petroleumprodukter, avfall, pellets av olika produkter (till exempel kol, malm, trä), med mera och hur dagvatten hanteras och leds till recipient från hamnområdet och även dumpning av snö från hamnområdet eller närliggande tätorter om det finns dispens för dumpning av snö<sup>32</sup>. Lastning av produkter och varor kan leda till spridning av föroreningar från fasta föremål och flytande vätskor. Fartygens båtottenfärger kan sprida föroreningar till vattnet i hamnen. Hantering av avloppsvatten och skrubbevatten från fartygen kan leda till spridning av föroreningar till vattnet i hamnen. Tankning av fartygen kan också leda till att petroleumprodukter förorenar vattnet i hamnen.

**Småbåtshamn** och båtuppläggningsplatser för båtar kan sprida föroreningar från främst båtottenfärger och petroleumhantering. Vid båtuppläggningsplatser kan det även finnas färgrester från exempelvis skrapning eller blästring av båtbottnar. Förutom TBT från äldre färglager kan färgrester även innehålla bly från blymönja som användes som båtottenfärg, eller PCB som tillsattes i båtottenfärger under 1970-talet.

Föroreningar som kopplas till denna bransch är främst olika aktiva substanser i båtottenfärger (till exempel TBT, irgarol och koppar, zink och bly) och föroreningar från petroleumprodukter (till exempel BTEX, PAH:er och alkylerade PAH:er).

Lästips: Naturvårdsverkets vägledning och stöd om hamnverksamhet<sup>33</sup> och rapporten Förorenade områden - Inventering av varv och hamnar i Stockholms län<sup>34</sup>

## Kemisk industri

Kemisk industri är en stor branschgrupp av olika industrier som tillverkar kemiska produkter eller där verksamheten baseras på kemiska processer. Branschen inkluderar bland annat *produktion av kemikalier* (till exempel konstgödsel, sprängmedel, färg, tvätt- och rengöringsmedel), *läkemedelstillverkning*, *gummi- och plastproduktion* och *raffinaderier*.

Den industriella produktionen av kemikalier påbörjades under 1700-talet och tog fart under mitten av 1800-talet då artificiella gödselmedel accepterades av jordbrukare. Efter andra världskriget var den kemiska industrin den snabbast växande industrigrenen. Eftersom det är en stor bransch med många olika typer av verksamheter finns det många olika typer av föroreningar som kan kopplas till denna bransch utifrån de kemiska processerna, typ av utsläpp och vilka kemikalier eller kemiska produkterna som produceras.

<sup>32</sup> <https://www.havochvatten.se/arbete-i-vatten-och-energi/produktion/dumpning/dumpning-och-hantering-av-sno---fragor-och-svar.html>

<sup>33</sup> <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/branscher-och-verksamheter/hamnar/>

<sup>34</sup> Lokrantz. 2006. Förorenade områden - Inventering av varv och hamnar i Stockholms län. Rapport 2006:22. <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:851896/FULLTEXT01.pdf>

Lästips: Rapport Förorenade områden - Inventering av sågverk, industrier för tillverkning av fiberskivor, massa och papper samt oorganisk kemisk industri i Stockholms län<sup>35</sup>

## Kloratindustri

Kloratindustrin startades upp i Sverige i slutet av 1800-talet, men de flesta kloratindustrier anlades i början av 1900-talet. Det har funnits ett 10-tal kloratindustrier i Sverige, men endast en kloratfabrik är fortfarande i drift (Stockviksfabriken). Kloratindustrier tillverkar kalciumkarbid som framställs av kalcium och kol vid mycket höga temperaturer (>2000°C) i ljusbågsugnar. Råvarorna är kalciumoxid (CaO, bränd osläckt kalk) och kol i form av metallurgisk koks eller petroleumkoks. Framställningen av kalciumkarbid kräver stora mängder energi och kloratfabrikerna anlades där det fanns möjlighet till vattenkraft, som under samma period byggdes ut i stor omfattning.

Kalciumkarbid producerades för att användas som råvara vid framställning av acetylengas. Acetylengas används i karbidlampor, som brännas vid svetsning och skärbrännare. Kalciumkarbid användes även vid framställning av konstgödsel (kalkkväve) och som råvara inom kemisk industri vid exempelvis framställning av trikloretylen, acetaldehyd, ättiksyra, butanol, vinylplaster. Det största användningsområdet för pågåenden verksamheter är som tillsats inom metallurgin vid rening av svavel av råjärn eller stål i stålverk. Föroreningar som kopplas till denna bransch är främst metaller (till exempel krom och bly), dioxiner, BTEX och klorat.

Lästips: Rapport Karbidtillverkningen vid Stockviksverken - Industri- och kulturhistorisk dokumentation och värdering<sup>36</sup>

## Massa- och pappersbruk

Papper började tillverkas i Sverige under 1500-talet, till en början som ett hantverk där råvaran var textillump (slitna och kasserade textilier). Under andra halvan av 1800-talet övergick man till att ha ved som råvara och metoden för att framställa kemisk massa utvecklades och massa- och pappersindustrin tog fart. Massaframställningen kräver stora mängder vatten och energi och därför ligger bruken ofta vid större vattendrag eller älvar. Kemisk massa framställs genom att ved (eller annat växtmaterial) tryckkokas med kemikalier. Det finns olika metoder för tillverkning av kemisk massa; sodametoden (kokning med natriumhydroxid), sulfitmetoden (kokning med svaveldioxid och vätesulfit) och sulfatmetoden (kokning med natriumhydroxid och natriumsulfid). Olika kemikalier tillsätts även vid massaproduktionen för att ge pappret den egenskap det ska ha, exempelvis vitt/blekt, fettavvisande, glansigt, med mera. Efter att massan har kokats formas, pressas och torkas massan. Vid returpappersbruk används returpapper som råvara.

Innan miljöskyddslagen trädde i kraft släppte många massa- och pappersbruk ut processvatten innehållande träfibrer direkt till recipienten. Detta resulterade i att så kallade fiberbankar byggdes upp i anslutning till avloppsröret. Vid vissa bruk muddrades fiberbankarna och lades på deponier. Vid sulfatmassaframställningen bildas en restprodukt som heter mesa som oftast återanvändes som energiråvara i processen, men kunde även deponeras. Till sulfitmassaframställningen framställdes svaveldioxid genom att rosta svavelkis (sulfidmineral). Restprodukten från

<sup>35</sup> Monell & Santesson. 2007. Förorenade områden - Inventering av sågverk, industrier för tillverkning av fiberskivor, massa och papper samt oorganisk kemisk industri i Stockholms län. Rapport 2007:17. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:851894/FULLTEXT01.pdf>

<sup>36</sup> Ahlberg & Knutson Udd. 2008. Karbidtillverkningen vid Stockviksverken - Industri- och kulturhistorisk dokumentation och värdering. Länsstyrelsen Västernorrland och Carbide Sweden AB. [https://catalog.lansstyrelsen.se/store/21/resource/2008\\_9](https://catalog.lansstyrelsen.se/store/21/resource/2008_9)

rostningen, kisaska, deponerades eller användes som utfyllnadsmaterial eller som grus på hårdgjorda ytor som industriområden och banvallar.

Massa- och pappersbruken har sedan 1970-talet egna reningsanläggningar för processvatten, men reningsprocessen är främst konstruerad för att minska utsläppen av organiskt material. Trots de olika reningsstegen passerar många kemikalier från processerna genom reningsanläggningen och sprids till recipienten. Föroreningar som förknippas till denna bransch är de processkemikalier som tidigare spreds med utsläppen av processvatten till recipienterna, framför allt kvicksilver, pentaklorfenol, dioxiner, PCB och PFAS. Kviksilver och pentaklorfenol har använts som *slembekämpningsmedel* vid massaframställningen. Vid framställning av pentaklorfenol bildas dioxiner, vilket gör att pentaklorfenolpreparat är dioxinkontaminerade och medför att även dioxiner spreds till recipienten. Vid *klorgasblekning* bildades dioxiner under blekningsprocessen, vilket ledde till dioxinförorening av recipienter till massa- och pappersbruk som klorgasblekte massan.

Vid framställning av *självkopierande papper* användes PCB, som spreds till recipienterna även vid returpappersbruk som återanvände självkopierande papper. PCB kan även ha spridit från olika oljor som användes vid bruken (hydraul- och transformatorolja). PFAS har i vissa fall använts för att ge papper och kartong smuts-, fett- och vattenavvisande egenskaper, varvid PFAS kan ha spridits via processvattnet till recipienten. Övriga vanliga föroreningar är tungmetaller (till exempel koppar, bly, zink och kadmium) som urlakas från kiskaska och mesa men även från virket; träskyddsmedel vid virkesupplagen (till exempel TBT, DDT, hexaklorcykohexan (lindan) och hexaklorbensen) och PAH:er från eldningsolja och petroleumprodukter. Fiberbankar och fiberrika sediment i recipienterna till massa- och pappersbruk innehåller föroreningar från de kemikalier som släpptes ut med fibrerna och processvattnet. Det kan finnas fiberrika sediment långt nedströms eller längre ut vid kusten som spridit sig med vattenströmmar från recipienten och som utgör en belastning på vattenmiljön.

Lästips: Rapport Förorenade områden - Inventering av sågverk, industrier för tillverkning av fiberskivor, massa och papper samt oorganisk kemisk industri i Stockholms län<sup>33</sup> och SGU:s information om fibersediment<sup>37</sup>

## Stål-, järn- & manufaktur

Denna bransch består av flera olika branscher som medför bearbetning av järn och har en lång industrihistoria. När fyndigheter av järnmalm och malm med ädlare metaller började brytas påbörjades järnframställningen som till en början var en mycket enkel smältning i markugnar. Under medeltiden utvecklades järnframställningen till att bli ett mer organiserat och storskaligt bergsbruk. Masugnar började användas i Bergslagen på 1200-talet, och under 1600-talet och 1700-talet var stångjärnet (förädlad tackjärn) landets viktigaste exportvara. Under mitten av 1800-talet inträffade den så kallade bruksdöden då många små bruk inte längre var lönsamma. Produktionen effektiviserades och koncentrerades till ett fåtal järn- och stålbruk. Stål- och järnbruk kräver stora mängder vatten och energi och ligger ofta placerade vid större vattendrag eller älvar.

Järn och stål framställs antingen malm- eller skrotbaserat. Första steget vid stålframställning, metallurgin, är reduktion då syrehalten i råvaran reduceras med hjälp av koks i höga

<sup>37</sup> <https://www.sgu.se/samhallsplanering/marin-miljo/fororenade-sediment/fibersediment/>

temperaturer. Det andra steget är färskning då kolhalten reduceras med syrgas i höga temperaturer. Vid färskningen bildas restprodukten slagg. Slaggen återanvänds till viss del vid järnframställningen för att sänka svavelhalterna i malmen. För att ge olika egenskaper till olika typer av stål (exempelvis rostfritt stål, verktygsstål och kullagerstål) tillsätts olika legeringsämnen. Stålet kan sedan bearbetas i stålverket eller vid andra anläggningar. Bearbetningen kan vara valsning, smidning, dragning eller gjutning. Stålprodukterna kan också efterbehandlas termiskt, mekaniskt eller kemiskt. Termisk efterbehandling innebär olika typer värmebehandlingar för att förändra stålets egenskaper. Mekanisk efterbehandling är exempelvis slipning och polering, och kemisk efterbehandling är exempelvis ytbehandling som galvanisering eller målning.

Stora mängder vatten används som kylmedium vid gjutning och valsning, men även för rening av processgaser, som smörjmedel och som skölj- och spolvatten vid exempelvis betning. Järn- och stålbruken har sedan 1970-talet egna reningsanläggningar för processvatten, men reningsprocessen är främst konstruerad för att minska utsläppen av metaller, oljor och suspenderat material. Trots de olika reningsstegen passerar många kemikalier från processerna genom reningsanläggningen och sprids till recipienten. Restprodukten slagg och annat industriavfall har vid järn- och stålbruken deponerats på land eller i vatten, eller använts som utfyllnadsmassor på industriområdet eller för att utvidga industriområdet. Dessa massor kan exempelvis innehålla varp, masugnsslagg, stålugnsslagg, gasreningsstoff och -slam, diverse glödskaalsslam, vattenreningslam, metallhydroxidslam, slispån och -stoff, tegelskrot, fett, olja, tjära, aska och sot. Många olika föroreningar kan spridas till närliggande yt- och grundvatten. Hantering och utsläpp av processkemikalier och oljor och petroleumprodukter kan också leda till spridning av föroreningar. Många olika typer av föroreningar kan förknippas till denna bransch, men främst förknippas tungmetaller, PAH:er, PCB:er, dioxiner, alkylfenoler, klorparaffiner och cyanid med järn- och stålbruk.

Lästips: Inventering av förorenade områden Bruksområden inom järn-, stål- och manufakturbranschen<sup>38</sup>

## Sågverk

Branschen sågverk kan delas in i två branscher; *sågverk med* och *utan doppning*.

Under 1600-talet var de flesta sågverk vattendrivna och anlades därmed vid större vattendrag och älvar, så kallade vattensågar eller sågkvarnar. För att transportera det avverkade timret till sågverken och därefter virket vidare utfördes omfattande så kallade flottledsrensningar för att räta ut och öka djupet i vattendragen och älvarna och ta bort fysiska hinder som exempelvis större stenar, stenblock och nedfallna träd vilket haft en negativ påverkan på förutsättningar för fisk och annat liv i vattendragen. Flottledsrensningen innebar ett omfattande arbete som pågick ända fram till 1960–80-talet då tåg- och lastbilstransporter blev mer lönsamma. Åtgärdsarbetet med att återställa flottledsrensade vattendrag och älvar för att gynna den biologiska mångfalden har under de senaste åren tagit fart.

Trävaruindustrin expanderade snabbt under 1800-talet, under vilket tidsperiod ångkraften blev en vanlig kraftkälla som det möjligt att anlägga sågverk vid hamnarna längs med kusten. Vid sågverken sorteras timret och läggs på timmerplan. Tidigare kunde timmerhögarna behandlas

---

<sup>38</sup> Länsstyrelsen Örebro län. 2009. Inventering av förorenade områden - Bruksområden inom järn-, stål- och manufakturbranschen. Rapport 2009:26. [https://catalog.lansstyrelsen.se/store/37/resource/2009\\_26](https://catalog.lansstyrelsen.se/store/37/resource/2009_26)

med insektsmedel (DDT, hexaklorcyklohexan (lindan), hexaklorbensen, TBT); numera används inte bekämpningsmedel utan virkeshögarna bevattnas om inflödet av timmer är högre än sågningen. Innan sågning barkas timmerstockarna och sedan sågas de till plank och brädor, sorteras, och torkas i torkhus eller på en öppen brädgård. Flertalet sågverk har även en förädling med exempelvis klyvning, hyvling och hoplimning. Sågavfallet användes ofta som bränsle till torkning eller energiproduktion, eller som utfyllnadsmaterial.

Om det inte fanns tillräcklig kapacitet för att torka var det vanligt att behandla brädorna/plankorna mot rötsvamp (blånadssvamp). Detta gjordes vid **sågverk med doppning**. Att skydda mot rötsvamp påbörjades under 1930-talet genom att duscha eller bespruta virket med handspruta eller genom en duschråd med hjälp av transportband. En annan metod var lösvirkesdoppning i doppningskar, och på 1950-talet övergick man till doppningen helt då man med hjälp av truckar kunde doppa ner hela virkespaketet i doppningskaren. Till en början användes fluorbaserade medel, men från 1958 fram till 1978 användes pentaklorfenolpreparat. Under 1970-talet hade de flesta sågverk torkar installerade vilket gjorde att behovet av doppningen minskade, dock pågick den på vissa sågar ända fram till 1990-talet. När pentaklorfenolpreparat förbjöds användes andra svampskyddsmedel (till exempel oktansyra, borsyra, tiofanatmetyl och oxinkoppar). Hanteringen av doppningskemikalier, droptorkningen av behandlat virke och tömning av doppningskaren har resulterat i förorenad mark vid sågarna. Den problematik som oftast förknippas med doppning är pentaklorfenol- och dioxinförorenad mark med spridning av föroreningarna till närliggande yt- och grundvatten. Pentaklorfenolpreparaten är alltid kontaminerade av dioxiner som bildas oavsiktligt vid framställningen av pentaklorfenol.

Föroreningar som förknippas till denna bransch, förutom pentaklorfenol och dioxiner vid sågverk med doppning, är kopplat till skyddsimpregnering av både timmer och plankor/brädor (DDT, hexaklorcyklohexan (lindan), hexaklorbensen, TBT), limning/fogning (lösningsmedel) och spill av kemikalier (färg, avfettningssmedel, mm) och oljor så som eldningsolja och hydraulolja (PAH:er, PCB:er). Även föroreningar kopplat till lagring av timmer i vatten och bevattning av virke (till exempel fenoler). Även kiskaska förekommer på många sågverksområden då kiskaska från sulfittmassabruken användes som ogräsbekämpningsmedel på stora grusade ytor. Olika metaller urlakas ur kiskaska vilket kan leda till en spridning av metaller från sågverksområden med sådan användning. Eftersom många sågar ligger vid vattendrag med kraftverksdammar är det vanligt förekommande med förorenade sediment i sågverksdammar.

Lästips: Rapporterna Sågverk - Fakta om branschen och dess miljöpåverkan<sup>39</sup> och Förorenade områden - Inventering av sågverk, industrier för tillverkning av fiberskivor, massa och papper samt oorganisk kemisk industri i Stockholms län<sup>35</sup>.

## Textilindustri

Branschen textilindustrier omfattar framställning av textilier och garner genom väveri respektive spinneri, och de efterföljande beredningsprocesserna exempelvis färgning, blekning, laminering, och efterbehandling för att göra produkten flamsäker eller vattenavvisande eller antibakteriell behandling. Framställning av textilier och garner skedde fram till 1800-talet i huvudsak via hemslöjden, och även om det anlades vissa hantverksfabriker under 1600-talet tog inte industrialiseringen av textilproduktionen fart i Sverige förrän under 1800-talet. Produktionen av

---

<sup>39</sup> Naturvårdsverket. 2010. Sågverk - Fakta om branschen och dess miljöpåverkan. Branschfakta utgåva 1. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1615002/FULLTEXT01.pdf>



textilier koncentrerades till Göteborgs- och Norrköpingsområdena, Borås och Sjuhärads-bygden (södra delen av Västra Götaland) och Skåne. Branschen expanderade fram till början av 1950-talet, därefter började en nedgång som orsakades av konkurrensen från modernare västeuropeisk textilindustri. Textilproduktion kräver stora mängder vatten och kemikalier, och har spridit stora mängder föroreningar till recipienterna från de olika processerna vid framställningen. Branschen kräver också stora mängder petroleumprodukter i form av mineraloljor för att motverka tovning, trassel och trådavbrott, och smörjoljor för alla maskiner. Fotogen användes också som skumdämpare i färgbaden.

Föroreningar som förknippas till denna bransch är tungmetaller från färgning (krom, koppar, zink, kadmium, arsenik, bly, tenn, nickel), antibakteriellbehandling (silver), olika oljor som användes i produktionen (PAH:er, PCB:er), dioxiner och pentaklorfenol från blekningskemikalier, klorerade bekämpningsmedel för att skydda produkterna mot mal och andra skadeinsekter (DDT, aldrin, dieldrin), klorerade alifater som användes vid tvätt (tri- och pentakloretylen och tetrakloreten) klorerade aromater som användes vid färgning (kloronaftalen), alkylfenoler som användes som tensider vid tvätt och tryck (nonylfenol), flamskyddsmedel (PBDE, HBCDD, organosfosfater), vatten-, smuts-, och fettavvissande kemikalier (PFAS, siloxaner) och mjukgörare i tryck (ftalater), och många fler olika typer av föroreningar.

Lästips: Rapport Förorenade områden - Inventering av textilindustrier och garverier i Stockholms län<sup>29</sup>, och Naturvårdsverkets vägledning kring textilproduktion<sup>40, 41</sup>

## Träimpregnering

Verksamheter inom branschen träimpregnering ligger ofta i anslutning till sågverk, där brädorna och plankorna från sågen har impregnerats. Träimpregnering har bedrivits i liten skala under mycket lång tid, men i industriell skala sedan mitten av 1800-talet med impregnering av sliprar med kopparvitriol. I början av 1900-talet började träskyddsbehandling med kreosot. Under andra världskriget övergick man till saltbaserade impregneringsmedel (CCA; koppar, krom, arsenik (Bolidensalt) eller CZA; koppar, zink, arsenik) på grund av importproblem av kreosot. Efter kriget återinfördes kreosotimpregneringen, även om den saltbaserade impregneringen fortsatte. Under 1960-talet började lösningsmedelsbaserade impregneringsmedel användas, exempelvis klorfenolpreparat (1958–1978) och preparat av tennorganiska föreningar (1974–1995). CCA- och kreosotimpregnering förekommer fortfarande men med restriktioner.

Det finns många olika preparat som är tillåtna för träimpregnering. Virket kan impregneras med olika metoder; saftförträngning (Boucherie-metoden), open tank-impregnering, tryckimpregnering, vacuumimpregnering och doppning, där de olika processerna, impregneringsmedlen som används och hur de hanteras påverkar omfattningen och belastningen av föroreningar på närliggande yt- och grundvatten. Föroreningar som förknippas till denna bransch är metaller (främst koppar, krom, arsenik, zink), pentaklorfenol, dioxiner, tennorganiska föreningar (TBT och dess nedbrytningsprodukter), insektsmedel från virkesupplag (DDT, hexaklorcyklohexan (lindan), hexaklorbensen, TBT). Även PAH:er och PCB:er från exempelvis eldningsoljor, hydrauloljor och petroleumprodukter.

<sup>40</sup> <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/branscher-och-verksamheter/textilproduktion/>

<sup>41</sup> Naturvårdsverket. Tillsynsvägledning Textilproduktion. <https://www.naturvardsverket.se/4af4c2/contentassets/9111cc6f0880424f90b08fd7faf23518/tillsynsvagledning-textilproduktion.pdf>

Lästips: Rapporterna Sågverk - Fakta om branschen och dess miljöpåverkan<sup>39</sup> och Efterbehandlingen av träskyddsanläggningar<sup>42</sup>

## Tätort

Tätorter är egentligen ingen bransch utan ett geografiskt område i form av stadsmiljö, eller industri- och handelsområden som utgör en samlad belastning av närliggande yt- och grundvatten, exempelvis via utsläpp av dagvatten till recipienter eller infiltrering av föroreningar i marken och vidare till grundvattnet. Olika hårdgjorda ytor, kulverteringar och vad det är för verksamheter som bedrivs på eller vid de hårdgjorda ytorna ger olika typer av föroreningar i dagvattnet, och beroende på hur dagvattnet hanteras ger det olika typer av belastning på recipienterna. Dagvattennätet kan vara påkopplat på avloppsreningsverken varvid vissa föroreningar från dagvattnet. Sedimentationsdammar eller utjämningsdammar för dagvatten reducerar också till viss del en del av föroreningarna. Föroreningar som förknippas med dagvatten från tätorter är exempelvis tungmetaller, PAH:er, PFAS, bekämpningsmedel och klorerade bekämpningsmedel, alkylfenoler, ftalater och tennorganiska föreningar.

Lästips: Rapport Föroreningar i dagvatten<sup>43</sup>

## Varv

Varv är en bransch som förekommer både längs med kusten och i inlandsvatten, men inom undersökningarna förekom den bara vid undersökningsområden av inlandsvatten.

Båttillverkning har skett under lång tid, troligtvis tillverkades skinnbåtar redan under förhistorisk tid. De första fynden av stockbåtar (urholkade trädstammar) är från bronsåldern (1500 f.Kr. – 500 f.Kr.), men skeppsbyggeri på skeppsvarv tog fart i Sverige först under 1500- och 1600-talet. Skeppsbygget förändrades under 1800-talet då skeppen byggdes av järn i stället för trä och fartygen började drivas av ångmaskiner. Vid varven fanns mekaniska verkstäder, gjuterier och ytbehandlare för tillverkning av olika skeppsdelar. Efter andra världskriget var efterfrågan av handelsskepp stor och varvsindustrin var en av de största industrierna i Sverige, men under 1970-talet lades många varv ner eller flyttade till andra världsdelar för bättre lönsamhet. Under slutet av 1800-talet startade tillverkningen av fritidsbåtar, vilken har ökat sedan dess. På 1960-talet började plastbåtar produceras som var mycket enklare och billigare att tillverka. När skeppsvarven avslutade produktionen fortsatte dock reparationsverksamhet på många varv och även underhåll av skeppsskrov och båtbottnar som skrapning, blästring och målning av båtbottnfärger för att skydda mot rost och påväxt.

Föroreningar som kan spridas från varv är metaller från skeppstillverkning och båtbottnfärger (till exempel bly, koppar, zink, arsenik och kvicksilver), organiska lösningsmedel från skeppstillverkningen (till exempel trikloretylen), tjära och pentaklorfenol (och dioxiner från kontamineringen av dioxiner i pentaklorfenolpreparat) från impregnering av träbåtar, TBT (och dess nedbrytningsprodukter), PCB, irgarol och diuron från båtbottnfärger.

Lästips: Rapport Förorenade områden - Inventering av varv och hamnar i Stockholms län<sup>34</sup>

<sup>42</sup> Norberg & Stenberg. 2005. Efterbehandlingen av träskyddsanläggningar. Examensarbete Luleå tekniska universitet 2005. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1031476/FULLTEXT01.pdf>

<sup>43</sup> Wiklader. 2017. Föroreningar i dagvatten. Rapport Luleå tekniska universitet. <https://www.naturvardsverket.se/499c59/contentassets/c359cc8a4bec41b398ae0bc866460014/fororeningar-i-dagvatten.pdf>

## Verkstadsindustri

Verkstadsindustri är en bransch som är en typ av tillverkningsindustri som förädlar råvaror, framför allt metall, men även trä och plast. Vid industrin kan färdiga produkter, men även halvfabrikat, tillverkas. Exempel på olika typer av verkstadsindustrier är metallbearbetning/metallmanufaktur, maskinindustri, elektrisk/elektronisk industri, transportmedelsindustri och instrumenttillverkning.

Verkstadsindustrin tog fart i Sverige under slutet av 1800-talet. Exempelvis omvandlades många smedjor till mekaniska verkstäder under den tiden med en verkstads- och en gjuteridel. Under början av 1900-talet övergick produktionen inom verkstadsindustrin generellt från att producera många olika slags varor till specialisering av en produkt. Eftersom branschen är så bred med många olika typer av verksamheter kan många olika typer av föroreningar spridas, från beredning av blandningar, utsläpp av processvatten (skärvätskor, värmebad, avfettningssmedel, med mera) till avloppsledningsnätet eller via golvbrunnar till recipient, hantering och spill av kemikalier och petroleumprodukter, eventuell torkning av produkter och avfallshantering.

Det avfall som uppstår i en verkstadsindustri är framför allt stoft, metallslam, oljehaltigt spån, oljeemulsioner, färgslam och lösningsmedelsavfall. Avfallshanteringen har för många verksamheter skett inom industriområdet i deponier. Föroreningar som kan spridas från verkstadsindustrier är metaller från metallprodukterna och behandlingen av metallprodukterna (till exempel zink, koppar, krom, bly, kvicksilver, barium), klorparaffiner, alkylfenoler och organofosfater från olika metallbearbetningsvätskor, oljeföroreningar från smörj, hydraul- och motoroljor (PAH:er, PCB:er, dioxiner) cyanider från värmebehandling/kylning, alkylfenoler, klorerade lösningsmedel (tri- och pentakloretylen och tetrakloreten) och PFAS från avfettning. Användning av klorerade bekämpningsmedel kan även ha förekommit på industriområdet.

Lästips: Bransch PM Verkstadsindustri<sup>44</sup>

## Ytbehandling

Branschen ytbehandling omfattar verksamheter som förändrar ytan på produkter. Generellt omfattar ytbehandling metallprodukter, men det kan även utföras ytbehandling av trä- och plastprodukter. Ytbehandling kan även ske inom stål- och verkstadsindustrin som en del av stålproduktionen eller metallbearbetningen. Ytbehandling av metallprodukter har skett sedan mitten av 1800-talet. Fram till 1960- och 1970-talet släpptes processavloppsvatten utan rening direkt ut till recipienten. Förbrukade betningsbad, eller processkemikalier kunde tömmas direkt på marken inom industriområdet, hållas i diken eller grävas ner. När rening av processvattnet introducerades var det främst för att neutralisera vattnet och minska utsläppen av metaller. De reningssteg som har installerats renar dock inte processvattnet från de flesta andra föroreningar som kan förekomma.

Slammet som uppkommer vid reningen samlades i tomfat vilka kunde grävas ner eller lagras på industritomten. Vid pågående verksamheter transporteras slammet för destruktions. Som ett första steg vid ytbehandling behöver produkten avfettas, och avfettningen sker med organiska lösningsmedel, vattenbaserad avfettning eller emulsionsavfettning. Ytbehandlingen kan sedan

<sup>44</sup> Länsstyrelse i Jönköpings län. 2022. Att tänka på vid inventering enligt MIFO fas 1 av industrier som använt klorerade lösningsmedel. PM. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.518491c118529d7e6f7ad162/1675680673587/PM%20-%20Verkstadsindustri%20MIFO%20fas%201.pdf>

ske på olika sätt; mekaniskt (genom mekanisk nötning, trumling), kemiskt (till exempel betning i syrabad, eller fosfatering för att få ett korrosionsskydd av finkristallint skikt av fosfater), elektrolytiskt (elektroplätning för korrosionsskydd eller försköning) eller termiskt (till exempel varmförzinkning då metallen doppas i flytande 460-gradig zink). Även lackering är en typ av ytbehandling. Föroreningar som förknippas till denna bransch är metaller (krom, sexvärt krom, zink, koppar, bly, tenn, kvicksilver), klorerade lösningsmedel (tri- och pentakloretylen och tetrakloreten), alkylfenoler, PFAS, cyanider, föroreningar från petroleumprodukter (PAH:er och PCB:er), syror och baser.

Lästips: Bransch PM Verkstadsindustri med ytbehandling<sup>45</sup>

---

<sup>45</sup> Länsstyrelse i Jönköpings län. 2022. Att tänka på vid inventering enligt MIFO Fas 1 av verkstadsindustrier med ytbehandling. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.518491c118529d7e6f7ad15e/1675680673657/PM%20-%20Ytbehandling%20MIFO%20fas%201.pdf>

# Bilaga C PRIORITERADE BRANSCHER PER UNDERSÖKNINGSOMRÅDE

**Tabell C1.** Undersökningsområden i sjöar, vattendrag och kustvatten (S: sjö, V: vattendrag, K: kust) tillhörighet till vattendistrikt (BH: Bottenvikens vattendistrikt, BH: Bottenhavets vattendistrikt, NÖ: norra Östersjöns vattendistrikt, SÖ: södra Östersjöns vattendistrikt, VH: Västerhavets vattendistrikt) och de 19 utvalda branscher som identifierades som potentiella påverkanskällor på sedimenten inom områdena.

Undersökningsområde	Län	Områdets beteckning	Vattenkategori	Vattendistrikt	Avfallshant. & deponi	Avloppsreningsverk	Garveri	Gasverk	Glasbruk	Gruvor	Hamn & småbåtshamn	Kemisk industri	Kloratindustri	Massa- & pappersbruk	Stål-, järn- & manufaktur	Sågverk med dopkning	Sågverk utan dopkning	Textilindustri	Träimpregnering	Tätort	Varv	Verkstadsindustri	Ytbehandling
Saivatj/Aisjaure	Norrbottnen	1	S	BV						X													
Småträskan	Norrbottnen	2	S	BV						X													
Mannöfjärden	Norrbottnen	A	K	BV															X				
Ruttjejaure	Västerbotten	3	S	BV						X													
Brutrasket	Västerbotten	4	S	BV						X													
Ursviksfjärden	Västerbotten	C	K	BV	X					X	X			X		X				X			
Nätraån, Åfjärden	Västernorrland	5	V	BH	X											X							
Storsjön, Jämtland	Jämtland	8	S	BH	X															X			
Gesunden	Jämtland	9	S	BH										X							X	X	
Holmsjön/Aldern	Västernorrland	7	S	BH	X														X			X	
Ljungan, Ringdalsforsen	Västernorrland	6	V	BH								X	X			X						X	
Svartviksfjärden	Västernorrland	G	K	BH							X			X		X							
Sågån (Faluån)	Dalarna	10	V	BH														X					
Lill-Gösken	Gävleborg	11	S	BH	X										X								X
Storsjön, Gävleborg	Gävleborg	12	S	BH											X								X
Gavleån, Gävle	Gävleborg	14	V	BH														X		X		X	X
Inre fjärden & Avan	Gävleborg	H	K	BH	X	X		X		X				X				X		X		X	X
Untrafjärden	Uppsala	20	S	BH	X										X						X		X
Skutskär	Gävleborg/ Uppsala	I	K	BH						X				X									
Dannemorasjön	Uppsala	21	S	NÖ	X					X													
Östhammarsfjärden	Uppsala	J	K	NÖ	X	X				X						X						X	X
Addarn	Stockholm	23	S	NÖ												X			X				
Gavel-Långsjön	Stockholm	24	S	NÖ												X							
Skurusundet	Stockholm	L	K	NÖ						X				X						X			
Gårlången	Dalarna	15	S	NÖ	X					X									X	X		X	X
Kolbäcksjön, Fagersta	Västmanland	16	V	NÖ	X										X		X						X
Stora Aspen	Västmanland	17	S	NÖ		X									X								X
Östersjön	Västmanland	18	S	NÖ	X	X									X						X		
Kolbäcksjön, Strömsholm	Västmanland	19	V	NÖ		X									X						X	X	

Tabell C1. Fortsättning

Undersökningsområde	Län	Områdets beteckning	Vattenkategori	Vattendistrikt	Avfallshant. & deponi	Avloppsreningsverk	Garveri	Gasverk	Glasbruk	Gruvor	Hamn & småbåtshamn	Kemisk industri	Kloratindustri	Massa- & pappersbruk	Stål-, järn- & manufaktur	Sågverk m dopkning	Sågverk m dopkning	Textilindustri	Träimpregnering	Tätort	Varv	Verkstadsindustri	Ytbehandling	
Fyrisån, Uppsala	Uppsala	22	V	NÖ	X	X												X		X	X	X		
Björken	Örebro	25	S	NÖ						X				X										
Vedevågssjön	Örebro	26	S	NÖ																			X	
Näsnaren	Södermanland	27	S	NÖ	X										X				X	X				
Duveholmssjön	Södermanland	28	S	NÖ										X						X		X		
Stadsfjärden & Mellanfjärden	Södermanland	M	K	NÖ	X	X					X							X		X		X	X	
Motala Ström, Motala	Östergötland	29	V	SÖ																X		X		
Glan	Östergötland	30	S	SÖ					X					X	X									
Loddbyviken & Pampusfjärden	Östergötland	N	K	SÖ		X		X			X			X		X		X		X		X	X	
Gåsfjärden	Kalmar	Q	K	SÖ					X	X						X								
Lilla Nätaren	Jönköping	31	S	SÖ		X			X															
Krön	Kalmar	32	S	SÖ		X									X	X			X					
Visby	Gotland	P	K	SÖ				X			X										X			
Gothemån, Roma	Gotland	40	V	SÖ																			X	
Alsterån, Alsterbro	Kalmar	33	V	SÖ	X				X															
Lesseboån, Lessebo	Kronoberg	34	V	SÖ										X									X	X
Oset/Sörsjön	Kronoberg	35	S	SÖ	X	X								X										
Öjen	Kronoberg	36	S	SÖ												X								
Pukaviksbukten	Blekinge	S	K	SÖ	X						X			X				X					X	X
Mörrumsån, Fridafors	Blekinge	37	V	SÖ		X												X					X	X
Lyckebyån, Karlskrona	Blekinge	38	V	SÖ																			X	X
Västersjön	Blekinge	39	S	SÖ	X																			
Helge å, Östanå	Skåne	41	V	SÖ	X									X										
Helge å, Broby	Skåne	42	V	SÖ										X	X								X	
Landskrona	Skåne	U	K	SÖ	X	X		X			X										X		X	X
Rönne å, Ängelholm	Skåne	43	V	VH	X		X																	
Hammarsjön	Skåne	44	S	VH		X															X		X	X
Liälven	Dalarna	45	V	VH																				
Lisjön	Dalarna	46	S	VH	X	X								X										
Varnumsviken, Vänern	Värmland	47	S	VH	X							X				X					X	X	X	
Hären	Jönköping	48	S	VH		X									X								X	X
Lagan, Strömsnäsbruk	Kronoberg	49	V	VH										X									X	
Tännerydsdammen	Kronoberg	50	S	VH										X	X								X	
Nedre Upperudshöljen	Västra Götaland	51	S	VH	X									X										
Viaredsjön	Västra Götaland	52	S	VH														X		X				
Yasjön	Halland	53	S	VH												X								

Tabell C1. Fortsättning

Undersökningsområde	Län	Områdets beteckning	Vattenkategori	Vattendistrikt	Avfallshant. & deponi	Avloppsreningsverk	Garveri	Gasverk	Glasbruk	Gruvor	Hamn & småbåtshamn	Kemisk industri	Kloratindustri	Massa- & pappersbruk	Stål-, järn- & manufaktur	Sågverk m dopkning	Sågverk m dopkning	Textilindustri	Träimpregnering	Tätort	Varv	Verkstadsindustri	Ytbehandling
Nissan, Halmstad	Halland	55	V	VH			X											X		X		X	
Kungsbackafjorden	Halland	X	K	VH	X	X					X							X		X		X	X
Göteborg	Västra Götaland	Y	K	VH	X	X		X			X			X		X		X		X		X	X
Saltkällefjorden	Västra Götaland	Z	K	VH							X			X									

Tabell C2. Undersökningsområden i Vänern (vattenkategori S: sjö) tillhörighet till vattendistrikt (VH: Västerhavets vattendistrikt) och de 15 utvalda branscher som identifierades som potentiella påverkanskällor på sedimenten inom områdena.

Undersökningsområde	Län	Vattenkategori	Vattendistrikt	Avfallshant. & deponi	Betning av utsäde	Flygplats	Fotoindustri	Gasverk	Gjuteri	Glasbruk	Hamn & småbåtshamn	Kemisk industri	Massa- & pappersbruk	Stål-, järn- & manufaktur	Sågverk med dopkning	Textilindustri	Varv	Verkstadsindustri
Brandsfjorden	Västra Götaland	S	VH	X	X	X		X							X	X		X
Köpmannebro	Västra Götaland	S	VH								X	X	X	X	X			
Ämålsviken	Västra Götaland	S	VH								X				X		X	X
Byviken	Värmland	S	VH								X		X		X			
Åsfjorden	Värmland	S	VH							X	X	X	X		X	X		
Kattfjorden	Värmland	S	VH	X							X	X	X		X			
Sätersholmsfjärden	Värmland	S	VH					X	X		X		X	X	X			X
Otterbäcken	Västra Götaland	S	VH	X							X				X			
Mariestadsfjärden	Västra Götaland	S	VH								X		X		X		X	

# Bilaga D ANALYSERADE ÄMNEN, JÄMFÖRVÄRDEN OCH RAPPORTERINGSGRÄNSER

**Tabell D1.** Gränsvärden (miljö kvalitetsnormer) enligt HVMFS 2019:25 som används som jämförvärden vid utvärderingen av resultaten. Enheten är mikrog/kg torrsvikt.

Ämne	Värde (µg/kg torrsvikt)
Bly	130 000 (inlandsvatten)
	120 000 (kustvatten)
Kadmium	2300
Koppar	52 000 (kustvatten, vid 5 % TOC) (före avdrag av naturlig bakgrund ca 15 000)
	36 000 (inlandsvatten, vid 5 % TOC)
Antracen	24 (vid 5 % TOC)
Fluoranten	2000 (vid 5 % TOC)
Oktametylcyklotetrasiloxan (D4)	15 (inlandsvatten, vid 5 % TOC)
Dekametylcyklopentasiloxan (D5)	11 000 (inlandsvatten, vid 5 % TOC)
	2200 (kustvatten, vid 5 % TOC)
Tributyltenn (TBT, katjon)	1,6 (vid 5 % TOC)

**Tabell D2.** Indikativa värden för sediment som används som jämförvärden vid utvärderingen av resultaten. Från Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2018:31, samt för dioxiner norsk bedömningsgrund från Miljödirektoratet 2020. Enheten är mikrog/kg torrsvikt.

Ämne	Värde (µg/kg torrsvikt)
Kvicksilver	9300 (vid 5 % TOC)
Benso(a)pyren	92 (vid 5 % TOC)
Benso(g,h,i)perylen	42 (inlandsvatten, vid 5 % TOC)
	4,2 (kustvatten, vid 5 % TOC)
Benso(b)fluoranten	71 (vid 5 % TOC)
Benso(k)fluoranten	68 (vid 5 % TOC)
Naftalen	138 (vid 5 % TOC)
Nonylfenol (4-nonylfenol)	180 (vid 10 % TOC)
Oktylfenol (4-tert-oktylfenol)	34 (inlandsvatten, vid 10 % TOC)
	3,4 (kustvatten, vid 10 % TOC)
HBCDD	860 (inlandsvatten, vid 5 % TOC)
	170 (kustvatten, vid 5 % TOC)
Di-(2etylhexyl)-ftalat, DEHP	100 000 (vid 5 % TOC)
Hexaklorbutadien	493 (vid 10 % TOC)
Hexaklorcyklohexan, (HCH, lindan)	10,3 (inlandsvatten, vid 10 % TOC)
	1,1 (kustvatten, vid 10 % TOC)
Triklorbensener	90 <b>OBS!</b> våtvikt (vid 10 % TOC)
Pentaklorbensen	400 (vid 10 % TOC)



**Tabell D2.** Fortsättning.

Ämne	Värde (µg/kg torrsvikt)
Hexaklorbensen, HCB	16,9 (vid 10 % TOC)
Heptaklor/epoxid	0,015 (inlandsvatten, vid 5 % TOC) 0,0015 (kustvatten, vid 5 % TOC)
Pentaklorfenol	119 (vid 10 % TOC)
Klorparaffiner, SCCP (C10-13, kortkedjiga)	998 (vid 10 % TOC)
17α-etinylöstradiol	0,0084 (vid 5 % TOC)
17β-östradiol	0,33 (vid 5 % TOC)
TBT-ersättare, Irgarol (cybutryn)	0,18 (vid 5 % TOC)
Oktametylcyclotetrasiloxan (D4)	1,5 (kustvatten, vid 5 % TOC)
Dioxiner (PCDD/F + dioxinlika PCB)	0,00086 TEQ

**Tabell D3.** Tillståndsklasser för metaller som används vid utvärderingen av resultaten i denna rapport. Från Naturvårdsverket rapport 4913, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag. Enheten är mg/kg torrsvikt.

Ämne	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Cu	50	15–25	25–100	100–500	>500
Zn	<150	150–300	300–1000	1000–5000	>5000
Cd	<0,8	0,8–2	2–7	7–35	>35
Pb	<50	50–150	150–400	400–2000	>2000
Hg	<0,15	0,15–0,3	0,3–1,0	1,0–5	>5
Cr	<10	10–20	20–100	100–500	>500
Ni	<5	5–15	15–50	50–250	>250
As	<5	5–10	10–30	30–150	>150

**Tabell D4.** Tillstånd

sklasser för organiska föroreningar som används vid utvärderingen av resultaten i denna rapport. Från SGU-rapport 2017:1, Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. Enheten är mikrog/kg torrsvikt.

Ämne	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Naftalen		<4,9	4,9–19	19–63	>63
Acenaften			<5,5	5,5–33	>33
Fluoren		<2,0	2,0–9,4	9,4–35	>35
Fenantren	<7,0	7,0–17	17–50	50–150	>150
Antracen	<1,0	1,0–3,1	3,1–11	11–45	>45
Fluoranten	<18	18–45	45–140	140–390	>390
Pyren	<12	12–30	30–100	100–380	>380
Bens(a)antracen	<7,5	7,5–19	19–62	62–180	>180
Krysen	<11	11–26	26–67	67–200	>200
Bens(b)fluoranten	<32	32–69	69–200	200–440	>440
Bens(k)fluoranten	<11	11–28	28–79	79–180	>180
Bens(a)pyren	<12	12–30	31–99	99–240	>240
Dibens(ah)antracen	<4,4	4,4–8,9	8,9–27	27–79	>79

Tabell D4. Fortsättning.

Ämne	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Bens(ghi)perylen	<22	22–62	62–180	180–400	>400
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<24	24–76	76–220	220–530	>530
Summa PAH 11	<170	170–440	440–1200	1200–2800	>2800
Summa PAH 15	<250	250–440	440–1200	1200–4700	>4700
Summa PAH M1	<57	57–110	110–320	320–1700	>1700
Summa PAH H2	<180	180–320	320–940	940–2600	>2600
PCB 28		<0,066	0,066–0,30	0,30–1,3	>1,3
PCB 52		<0,12	0,12–0,40	0,40–1,9	>1,9
PCB 101	<0,10	0,10–0,34	0,34–1,1	1,1–5,5	>5,5
PCB 118	<0,084	0,084–0,31	0,31–0,84	0,84–3,6	>3,6
PCB 138	<0,21	0,21–0,67	0,67–2,0	2,0–9,1	>9,1
PCB 153	<0,20	0,20–0,61	0,61–2,0	2,0–7,9	>7,9
PCB 180	<0,081	0,081–0,29	0,29–0,90	0,90–4,9	>4,9
Summa PCB 7	<0,81	0,81–2,5	2,5–7,6	7,6–34	>34
PBDE 47		<0,045	0,045–0,11	0,11–0,37	>0,37
PBDE 85			<0,15	0,15–0,55	>0,55
PBDE 99		<0,047	0,047–0,13	0,13–0,47	>0,47
PBDE 100			<0,041	0,041–0,14	>0,14
PBDE 209			<2,4	2,4–13	>13
HCB	<0,020	0,020–0,15	0,15–0,45	0,45–1,6	>1,6
Hexaklorbensen (HCB)	<0,020	0,020–0,15	0,15–0,45	0,45–1,6	>1,6
Hexaklorcyklohexan ( $\alpha$ -HCH)	<0,006	0,006–0,04	0,04–0,17	0,17–0,36	>0,36
Hexaklorcyklohexan ( $\beta$ -HCH)	<0,003	0,003–0,11	0,11–0,57	0,57–1,2	>1,2
Hexaklorcyklohexan ( $\gamma$ -HCH, lindan)	<0,006	0,006–0,034	0,034–0,12	0,12–0,30	>0,30
Summa HCH	<0,025	0,025–0,21	0,21–0,87	0,87–2,0	>2,0
p,p'-DDT		<0,019	0,019–0,29	0,29–2,0	>2,0
p,p'-DDD	<0,029	0,029–0,32	0,32–1,7	1,7–5,3	>5,3
p,p'-DDE	<0,057	0,057–0,32	0,32–1,2	1,2–3,6	>3,6
Summa DDT	<0,32	0,32–0,89	0,89–3,5	3,5–10	>10
Monobutyltenn (MBT)		<1	1–10	10–20	>20
Dibutyltenn (DBT)		<1	1–10	10–26	>26
Tributyltenn (TBT)		<1	1–19	19–55	>55

**Tabell D5.** Rapporteringsgränser för ämnesgrupper inom grundpaketet och tilläggspaketet.

<b>Ämnesgrupper/ämnen</b>	<b>Rapporteringsgräns (mg/kg TS)</b>
<b>Alifater &amp; aromater</b>	<0,48 - <30
<b>BTEX</b>	<0,01 - <2,12
<b>Metaller</b>	-
<b>PAH<sub>16</sub></b>	<0,01 - <2,5
<b>PCB<sub>7</sub></b>	<0,0001 - <0,01
<b>Alkylfenoler</b>	<0,001 - <2,6
<b>Alkylerade PAHer</b>	<0,05
<b>Bromerade flamskyddsmedel</b>	<0,00005 - <0,01
<b>Cr<sup>6+</sup></b>	<0,00006 - <0,0004
<b>Cyanid</b>	<0,4 - <2,6
<b>Ftalater</b>	<0,05 - <2,5
<b>Klorerade bekämpningsmedel</b>	<0,0001 - <0,047
<b>Klorfenoler</b>	<0,02 - <10
<b>Klorparaffiner</b>	<0,005 - <500
<b>Läkemedel</b>	<0,0001 - <0,1
<b>Oljeindex</b>	<5,0 - <30
<b>Organofosfater</b>	<0,05 - <0,5
<b>DL-PCB</b>	<0,00083 - <0,990
<b>PCDD/F</b>	<0,00000021 - <0,00094
<b>PFAS<sub>35</sub></b>	<0,00005 - <0,02
<b>Siloxaner</b>	<0,0005 - <0,005
<b>Tennorganiska föreningar</b>	<0,0002 - <0,001
<b>TBT-ersättare</b>	<0,00018 - <0,01

# **Kartläggning av föroreningar i sediment i svenska vattendrag, sjöar och kustområden**

Resultatredovisning från fältundersökningar utförda inom  
regeringsuppdrag om förorenade sediment (M2019/01427/Ke)