



Högskolan
Kristianstad

Förekomst av PFAS och andra föroreningar i källsorterat avloppsvatten

Slutrapport NV-07193-24

Britt-Marie Svensson

Pille Kängsepp

Hamse Kjerstadius

Högskolan Kristianstad
Fakulteten för Naturvetenskap

291 88 Kristianstad

Förord

Projektet *Datautvärdering och vetenskaplig kommentar till analysresultat från analyser av urbant källsorterat avloppsvatten* har utförts från hösten 2024 till slutet av 2025 och har finansierats av Naturvårdsverket (dnr NV-07193-24). Provtagning inom projektet har genomförts vid Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB (NSVA) i Helsingborg och resultaten har utvärderats vid Högskolan Kristianstad (HKR).

Britt-Marie Svensson och Pille Kängsepp vid HKR har haft övergripande ansvar för dataanalys och sammanställning av rapport. Hamse Kjerstadius vid NSVA har ansvarat för provtagning och provhantering, samt bidragit med relevant information avseende avloppsrening vid Öresundsverket i Helsingborg, samt omräkning för jämförelse med föroreningar i källsorterat avloppsvatten. Analyserna är utförda av externa laboratorier.

Vi tackar Cezary Bose vid Naturvårdsverket för värdefull input under hela projektet. Drifttekniker Paul Lind vid NSVA tackas för provtagning av svartvatten och gråvatten. Vi vill också rikta ett tack till laboratoriepersonalen vid Eurofins och IVL för värdefulla diskussioner och specialistkompetens vid analyser av utmanande provmatriser. Tack också till forskningsmiljön Sustainable Multifunctional Landscapes (SMULA) vid HKR, för stöd och ekonomiskt bidrag i samband med arrangemang av möten.

Kristianstad, april 2026

Författarna

Innehållsförteckning

| | |
|--|----|
| Sammanfattning..... | 4 |
| Summary..... | 6 |
| Introduktion | 8 |
| Bakgrund | 10 |
| Högfluorerade ämnen (PFAS) | 10 |
| Klassificering och gruppering..... | 10 |
| Summaparametrar, gränsvärden och reglering..... | 11 |
| Bestämning av PFAS-prekursorer med TOP-analys..... | 13 |
| Särskilt förorenande ämnen (SFÄ)..... | 13 |
| Fallstudie: Källsorterat avloppsvatten från Oceanhamnen i Helsingborg..... | 14 |
| Ursprung på spillvatten | 14 |
| Provtagning och provhantering | 15 |
| Analysmetoder för PFAS och SFÄ..... | 17 |
| Beräkning av föroreningsbelastning | 17 |
| Resultat och diskussion..... | 20 |
| PFAS i gråvatten och svartvatten | 20 |
| Riktad PFAS-analys | 20 |
| Ultrakortkedjiga PFAS | 22 |
| PFAS-prekursorer genom TOP-analys | 23 |
| Föroreningsbelastning baserad på TOP-analyser | 24 |
| SFÄ i gråvatten och svartvatten | 25 |
| Metaller | 25 |
| Läkemedel..... | 27 |
| Klorerade organiska ämnen | 28 |
| Bekämpningsmedel..... | 28 |
| Övriga organiska ämnen | 29 |
| Slutsats | 30 |
| Referenser | 31 |
| Bilagor | 36 |
| Bilaga 1. Analyserade PFAS-ämnen med kvantifieringsgräns, analysmetod och mätosäkerhet. | 36 |
| Bilaga 2. Analysresultat för samtliga PFAS..... | 38 |
| Bilaga 3. Prioriterade ämnen och särskilt förorenande ämnen (SFÄ) | 41 |

Sammanfattning

Kommunal avloppsvattenhantering har traditionellt fokuserat på säker insamling av vatten samt effektiv rening av näringsämnen och organiskt material. Idag står den kommunala avloppsvattenhanteringen inför ett paradigmskifte, där fokus gradvis flyttas från konventionell rening till hållbar resursåtervinning, energieffektivitet och minskad miljö- och klimatpåverkan. Källsorterande system, där gråvatten (bad-, disk- och tvättvatten, BDT-vatten) och svartvatten (toalettavloppsvatten innehållande urin, fekalier och spolvatten) separeras vid källan, anses vara en lovande teknik för framtida urban vattenhantering. Dessa system möjliggör riktad behandling av olika avloppsfraktioner samt effektivare återvinning av näringsämnen.

Förekomsten av miljö- och hälsoskadliga föroreningar, som poly- och perfluorerade alkylsubstanter (PFAS), tungmetaller och läkemedelsrester kan påverka möjligheterna att återanvända slam och behandlat avloppsvatten. PFAS är syntetiska kemikalier med mycket hög kemisk stabilitet och stor spridningsförmåga i luft, mark, vatten och levande organismer. De används i många konsumentprodukter tack vare sina vatten- och fettavvisande egenskaper. Även om flera PFAS har förbjudits, utgör tidigare använda ämnen, på grund av deras persistens och det stora antalet identifierade PFAS-föreningar som förekommit i olika användningsområden, ett långsiktigt miljöproblem.

Syftet med denna studie är att utvärdera förekomsten av PFAS, samt särskild förorenande och prioriterade ämnen i källsorterade avloppsflöden. Resultatet ska bidra till ökad kunskap om spridning av föroreningar från hushåll och kommersiella verksamheter.

I stadsdelen Oceanhamnen i Helsingborg finns ett källsorterande spillvattensystem, benämnt "Tre rör ut". I detta system leds svartvatten från vakuumtoaletter och gråvatten, båda från hushåll, i separata ledningar till testanläggningen RecoLab hos Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB (NSVA). För att öka kunskapen om spridningsvägar och källor till PFAS insamlades prover från svart- och gråvatten under hösten 2024. Vattenprover skickades till ackrediterat laboratorium och analyserades för PFAS, särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och prioriterade ämnen (Prio45). Projektet omfattade både riktad analys av PFAS (target PFAS-analyser) samt analyser av Totala Oxiderbara Prekursorer (TOP-analyser).

Analysen av källsorterat avloppsvatten från Oceanhamnens försöksanläggning i Helsingborg visar generellt låga koncentrationer av PFAS jämfört med koncentrationer som rapporterats från traditionella avloppsreningsverk. De uppmätta PFAS koncentrationer i gråvatten var lägre än gällande riktvärden för dricksvatten. Summaparametrarna Σ PFAS4 i gråvatten uppmättes till 0,87 ng/l och Σ PFAS11 till 2,2 ng/l. Detta är betydligt lägre än tidigare uppmätta Σ PFAS11-halter vid två tillfällen (25 och 52 ng/l) i inkommande avloppsvatten till Öresundsverket som behandlar avloppsvatten från hela Helsingborgs stad. Trifluorättiksyra (TFA) detekterades i båda avloppsfraktionerna, med cirka tio gånger högre halter i svartvatten (4 960 ng/l) jämfört med gråvatten (444 ng/l). TFA-koncentrationerna i gråvatten är i liknande nivå med tidigare rapporterade koncentrationer i utgående avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk samt nära EU:s föreslagna gränsvärden för total PFAS i dricksvatten (0,5 µg/l).

Under TOP-analys oxideras potentiella PFAS-prekursorer till mer stabila perfluorerade karboxyl- och sulfonsyror. Vid TOP-analysen av gråvatten kunde elva parametrar detekteras. Halten av de analyserade 28 PFAS-föreningarna, uttryckt som Σ PFAS (TOP), uppgick till 170 ng/l i medelvärde med en standardavvikelse (SD) på 67 ng/l, dominerad av kortkedjiga (C3–C6) PFAS-föreningar. Med upprepade oxidation före extraktion (med en modifierad provberedning av svartvatten),

kunde kortkedjiga PFAS-föreningar som PFBA och PFPeA påvisas i både vatten- och slamfas från svartvatten. TOP-analyser visar att en väsentlig andel av PFAS förekommer i form av prekursorer, vilket understryker vikten av avancerade analysmetoder för en fullständig bedömning av PFAS-förekomst.

En jämförelse mellan de beräknade massbelastningarna för en personekvivalent vid Öresundsverket med belastningen från källsorterat avlopp beräknat med en per capita, kan användas för att få en uppfattning om hur mycket av PFAS-belastningen till ett reningsverk som härstammar från hushåll. Vid beräkning av massbelastning tas hänsyn till de olika flödena i gråvatten (100 l/capita/dygn) och svartvatten (10 l/capita/dygn) och flödet i Öresundsverkets kommunala avloppsreningsverk (330 l/pe/dygn). De PFAS-ämnen som detekterats med riktade PFAS-analyser förekommer i väsentligt lägre massbelastningar i källsorterat avlopp än i blandat kommunalt avlopp. Detta indikerar att bidraget av den totala PFAS-belastningen från hushåll och verksamheter från Oceanhamnen är begränsat.

Förekomsten av metaller var generellt låg i svart- och gråvatten från Oceanhamnen. Arsenik, kvicksilver och zink uppvisade dock högre halter i svartvatten, vilket överensstämmer med tidigare studier som visar att fekalier utgör en betydande källa, på grund av kroppens begränsade förmåga att ta upp dessa metaller. Vid en jämförelse baserad på massbelastning framgår tydligt att andelen metallbelastning som utgörs av det källsorterade avloppsvattnet är relativt liten i förhållande till den totala belastningen i det blandade kommunala avloppsvattnet. Läkemedlet Ciprofloxacin påträffades enbart i svartvatten med en koncentration om 7 µg/l, vilket avsevärt överskrider miljögränsvärdet för inlandsvatten, 0,1 µg/l. Klorerade paraffiner, bromerade flamskyddsmedel (PBDE, HBCD) samt polyklorerade bifenyler (PCB) förekom i mycket låga halter, långt under gällande gränsvärden. Bland bekämpningsmedel påvisade heptaklor och heptakloreoxid i halter som överskred miljögränsvärdena, särskilt i svartvatten. Nonylfenol, bisfenol A och ftalaten DEHP identifierades i båda fraktionerna i lågkoncentrationer, även om DEHP överskred sitt riktvärde något.

De uppmätta koncentrationerna i studien visar att källsorterat avloppsvatten i Oceanhamnen inte utgör någon betydande källa till miljöföroreningar. För framtida analyser av komplexa matriser, som svartvatten, rekommenderas användning av fler-stegs oxidation och kombination med separata analyser av vatten- och slamfas. Ett sådant tillvägagångssätt bedöms förbättra detektionsgränserna och öka tillförlitligheten i kvantifieringarna av PFAS.

Projektets resultat indikerar ett behov för en mer nyanserad undersökning av hushållens relativa bidrag till PFAS-belastningen på avloppssystem i Helsingborg. Vid en förnyad undersökning skulle provtagningen på inkommande avloppsvatten genomföras simultant i både källsorterat avloppsvatten i Oceanhamnen och konventionella avloppsvatten till Öresundsverket. För att säkerställa att resultat kan jämföras bör samtliga prover analyseras med samma analysmetoder och vid samma laboratorium. Ett sådant upplägg skulle skapa förutsättningar för jämförelse mellan källsorterade och konventionella avloppssystem under likvärdiga förhållanden och bidra till en tydligare identifiering av skillnader i PFAS-fördelning, utspädning och transport. Detta skulle i sin tur ge ett bättre underlag för att bedöma hur spridningen av PFAS sker i olika avloppslösningar i urbana miljöer.

Summary

Municipal wastewater management has traditionally focused on safe collection of wastewater and efficient treatment of nutrients and organic matter. Today, municipal wastewater management is facing a paradigm shift, where the focus is gradually shifting from conventional treatment to sustainable resource recovery, energy efficiency and reduced environmental and climate impact. Source-separating systems, in which greywater (from bathing, dishwashing and laundry) and blackwater (toilet wastewater containing urine, faeces and flush water) are separated at the source, are considered a promising technology for future urban water management. These systems reduced water consumption, and enable targeted treatment of different wastewater fractions, resulting in more efficient recovery of nutrients. The presence of environmental and health-harmful pollutants, such as poly- and perfluorinated alkyl substances (PFAS), heavy metals and pharmaceutical residues, can raise concerns and may affect the possibilities of reusing sludge and treated wastewater. PFAS are synthetic chemicals with very high chemical stability and high dispersibility in air, soil, water and living organisms. They are used in many consumer products due to their water and grease repellent properties. Although several PFAS have been banned, previously used substances persist and continue to constitute a long-term environmental problem.

The purpose of this study is to evaluate the presence of PFAS and specific priority pollutants in source-separated wastewater flows in urban environments. The results will contribute to increased knowledge about the spread of pollutants from households and businesses.

In the Oceanhamnen district of Helsingborg, there is a source-separated wastewater system, called “Three pipes out”. In this system, blackwater from vacuum toilets and greywater, both from households, are led in separate pipes to the RecoLab test facility at Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB (NSVA). To increase knowledge about the spread routes and sources of PFAS, samples from black- and greywater were collected over a five-week period in the fall of 2024. The samples were sent to an accredited laboratory and analysed for PFAS and other specific priority pollutants. The project included both PFAS target analysis and the Total Oxidizable Precursor (TOP) assay.

Analysis of source-separated wastewater from Oceanhamnen in Helsingborg showed generally low concentrations of PFAS compared with concentrations reported in conventional wastewater treatment plants. The measured PFAS concentrations in greywater were lower than the current guideline values for drinking water. The sum parameters Σ PFAS4 and Σ PFAS11 were measured at 0.87 ng/l and 2.2 ng/l, respectively. This is significantly lower than previously measured Σ PFAS11 levels on two occasions (25 and 52 ng/L) in incoming wastewater to the Öresundsverket treatment plant, which treats wastewater from the entire city of Helsingborg. Trifluoroacetic acid (TFA) was detected in both wastewater fractions, with approximately ten times higher levels in blackwater (4 960 ng/l) compared to greywater (444 ng/l). TFA concentrations in greywater are at a similar level to previously reported concentrations in effluent from Swedish wastewater treatment plants and close to the EU’s proposed limit values for total PFAS in drinking water (0.5 µg/l).

During TOP analysis, potential PFAS precursors are oxidized to more stable perfluorinated carboxylic and sulfonic acids. Eleven parameters could be detected in the TOP analysis of greywater. The concentration of the 28 PFAS compounds analysed via TOP assay was 170 ng/l in average with a standard deviation (SD) of 67 ng/l, dominated by short-chain (C3–C6) PFAS compounds. With repeated oxidation before extraction (with a modified sample preparation of

blackwater), short-chain PFAS compounds such as PFBA and PFPeA could be detected in both the aqueous and solid phases of blackwater. TOP analyses show that a significant proportion of PFAS occur in the form of precursors, which underlines the importance of advanced analytical methods for a complete assessment of PFAS occurrence.

A comparison between the calculated mass loads based on population equivalents at Öresundsverket and the per-capita mass load for source-separated wastewater, provides an indication of the relative contribution of households to the total PFAS load entering the treatment plant. The calculations account for the different wastewater volumes associated with each system: greywater (100 L/capita/day), blackwater (10 L/capita/day), and the average influent flow at Öresundsverket (330 L/pe/day). The results show that the PFAS compounds identified through targeted-PFAS-analyses occur in significantly lower mass loads in source-separated wastewater in mixed municipal wastewater. This indicates that the contribution to the total PFAS load from households and businesses in Oceanhamnen is relatively small.

The occurrence of metals was generally low in both black- and greywater. However, arsenic, mercury and zinc showed higher concentrations in blackwater. This is consistent with previous studies showing that faeces constitute a significant source, due to the body's limited ability to absorb certain metals. Comparison based on mass load indicates that the proportion of metal load from the source-separated wastewater is relatively small compared to the total load in the mixed municipal wastewater. The drug Ciprofloxacin was found in blackwater at a concentration of 7 µg/l, which significantly exceeds the environmental limit value for inland surface waters, 0.1 µg/l. Chlorinated paraffins, brominated flame retardants (PBDE, HBCD) and polychlorinated biphenyls (PCB) were found in very low concentrations, well below the applicable limit values. Among pesticides, heptachlor and heptachlor epoxide were detected in concentrations that exceeded the environmental limit values, especially in blackwater. Nonylphenol, bisphenol A and the phthalate DEHP were identified in both fractions in low concentrations, although DEHP slightly exceeded its guideline value.

The measured concentrations in this study indicate that source-separated wastewater in Oceanhamnen does not constitute a significant source of environmental contamination. For future analyses of complex wastewater matrices, such as blackwater, the use of multi-stage oxidation in combination with separate analyses of the aqueous and solid (sludge) phases is recommended. Such an approach is considered to improve method sensitivity, lower detection limits of method and increase the reliability of PFAS quantification.

The project results highlight a need for a more nuanced investigation of the relative contribution of households to the PFAS load within the sewage system in Helsingborg. In future studies, sampling of influent wastewater should be conducted simultaneously in both source-separated wastewater from Oceanhamnen and conventional wastewater at Öresundsverket. To ensure that results are comparable, all samples should be analysed using identical analytical methods and at the same laboratory. Such an approach would enable a comparison of source-separated and conventional sewage systems under equivalent conditions and contribute to clearer identification of differences in the distribution, dilution and transport of PFAS. This would, in turn, provide a better basis for assessing how PFAS spread is influenced by different wastewater management solutions in urban environments.

Introduktion

Under de senaste decennierna har fokus inom kommunal avloppsvattenhantering legat på säker insamling och behandling av avloppsvatten samt effektiv avskiljning av näringsämnen och organiskt material. VA-branschen står idag inför ett paradigmskifte, där krav på hållbarhet, energieffektivitet och cirkulär resursanvändning blir centrala för att minska samhällets miljö- och klimatpåverkan och bidra till att uppnå nationella och internationella klimatmål (Finnson och Lind, 2020).

Källsorterande system för avloppsvattenhantering i flerbostadshus har identifierats som en lovande lösning för framtidens VA-system. I källsorterande system separeras olika avloppsfraktioner vid uppkomst. Klosettwater (urin, fekalier och spolwater) och gråwater (bad-, disk- och tvättwater, BDT-water) leds i separata rörsystem från källan till reningsverket för att möjliggöra riktad behandling och effektivare resursåtervinning. I flera europeiska städer har pilot- och demonstrationsprojekt genomförts där ett specifikt hus eller en stadsdel har byggts med källsorterade system. Syftet har varit att samla praktisk kunskap och ta fram strategier som underlag för långsiktiga strukturella förändringar i infrastruktur och affärsmodeller inom VA-branschen.

Olika aspekter av källsorterande system har undersökts, där för- och nackdelar har vetenskapligt utvärderats i flera vetenskapliga studier (Lethoranta et al. 2022; Gros et al. 2020). Till exempel, visar Lethoranta et al. (2022) att källsorterande system kan återvinna upp till tio gånger mer kväve än konventionella system. För fosfor är återvinningsnivån liknande mellan alternativen, men växttillgängligheten är högre i källsorterande system eftersom en större andel förekommer i icke-kemiskt fälld form. I deras undersökning (Lethoranta et al. 2022) sammanfattar författarna att förbättrad återvinning av näringsämnen minskar både övergödning och klimatpåverkan.

Genomförda projekt på olika platser visar att tekniska lösningar redan är tillgängliga. Lagstiftningsändringar som stödjer hållbarhet, energieffektivitet och cirkulär resursanvändning är under framtagande för implementering inom Europeiska unionen (Europaparlamentets och rådets direktiv 2024/3019). Samtidigt kan nya typer av föroreningar som PFAS, mikroplaster och läkemedelsrester, skapa utmaningar för återanvändning av avloppsvatten och slam. Kunskapen om förekomsten av särskilt förorenande ämnen (SFÅ) i olika avloppsfraktioner i källsorterande system är fortfarande begränsade och otillräckligt undersökt. Enligt EU:s vattendirektiv (Europaparlamentets och rådets direktiv 2024/3019) ska medlemsländerna identifiera, övervaka och åtgärda nationellt problematiska föroreningar, vilka klassificeras under ekologisk status för de vattenförekomster som påverkas. Sverige har listat 32 SFÅ och 45 prioriterade ämnen, och bedömningsgrunder för dessa finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer för ytvatten (HVMFS 2019:25). Dessa ämnen återfinns i grupper som läkemedel, tungmetaller, pesticider, mjukgörare, flamskyddsmedel och näringsämnen.

Poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en grupp syntetiskt framställda organiska föreningar som kännetecknas av extrem hög kemisk och termisk stabilitet samt mycket lång persistens i miljön. På grund av dessa egenskaper kallas de ofta som evighetskemikalier. PFAS har under flera decennier använts i stor utsträckning i vardagliga konsumentprodukter på grund av sina fett, smuts- och vattenavvisande egenskaper, samt sin motståndskraft mot värme, olja och fläckar. De förekommer i mer än 200 olika tillämpningar, bland annat i livsmedelsförpackningar, färgprodukter, brandsläckningsskum, kosmetika och som polymerisationshjälpmedel i emulsioner (Ameduri, 2023).

PFAS är idag spridda i luft, mark, vatten, växter och djur. De förekommer i livsmedel, dricksvatten, avloppsvatten och avfall samt har även bioackumulerats i människokroppen (Baresel, 2022). Flera PFAS är redan förbjudna och gränsvärden har fastställts för olika miljöer, såsom ytvatten, grundvatten och dricksvatten (HVMFS 2019:25; SGU, 2024; LIVSFS 2022:12).

Avloppsreningsverk betraktas som en viktig spridningsväg för PFAS, särskilt i relation till den akvatiska miljön (Krlovic et al., 2024). Vid avloppsreningsverk kan åtgärder bli nödvändiga, särskilt om anläggningens utsläpp i betydande grad bidrar till PFAS-föroreningar i recipienten (Baresel, 2022). Det är därför viktigt att förstå de källor som bidrar med PFAS till avloppsvatten för att kunna prioritera lämpliga åtgärder för att minska spridningen till miljön (Jensen et al., 2023).

Vid Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB (NSVA) i Helsingborg finns en utvecklingsanläggning, dimensionerad för 2000 personekvivalenter, som behandlar källsorterat avloppsvatten. I anläggningen leds svartvatten (klosettwater) och gråvatten (bad-, disk- och tvättwater, BDT) separat till reningsverket (RecoLab.se, 2025). Dessa två avloppsfraktioner kan antas i hög grad motsvara de utsläpp som genereras från vanliga hushåll. Undersökningar av innehållet av PFAS och andra organiska föreningar i de respektive fraktionerna möjliggör en karakterisering av hur olika källor i hushållen bidrar till den totala PFAS-belastningen.

Detta projekt syftar till att utvärdera förekomsten av PFAS, särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och prioriterade ämnen i källsorterade avloppsflöden. Resultaten ska bidra till ökad kunskap och underlätta arbetet med framtida reglering och övervakning enligt EU:s nya avloppsdirektiv.

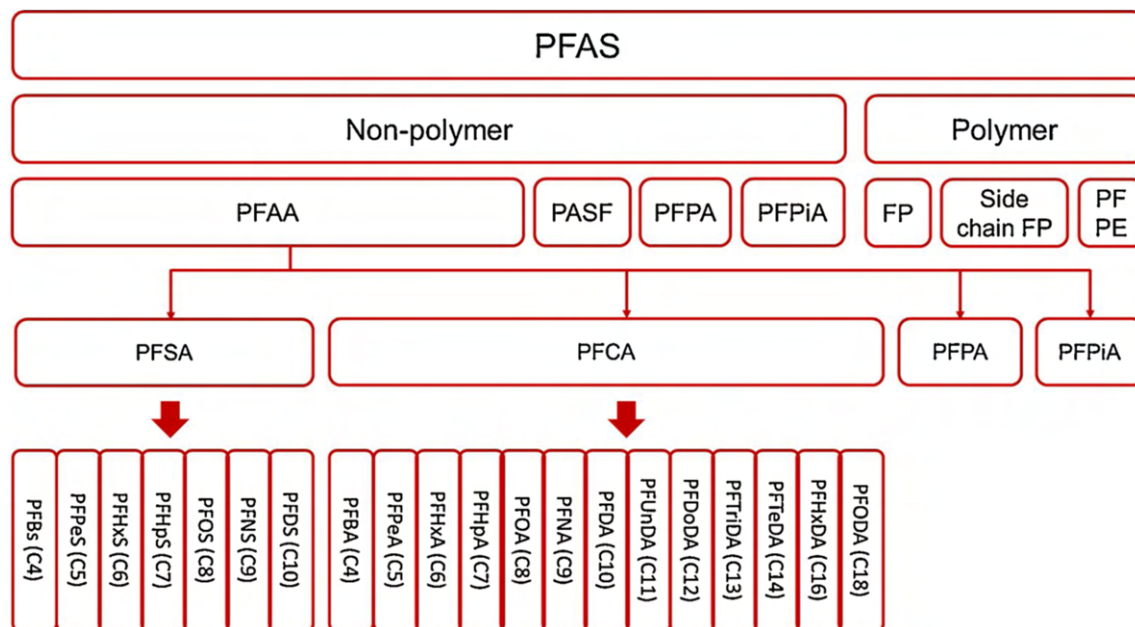
Bakgrund

Högfluorerade ämnen (PFAS)

Klassificering och gruppering

Enligt OECD (2021) definieras PFAS som fluorerade ämnen som innehåller minst en fullständig fluorerad metyl- eller metylengrupp (utan att någon väte-, klor-, brom- eller jodatombunden till den aktuella kolatomen). Med några få undantag innebär detta att varje kemikalie som innehåller minst en perfluorerad metylgrupp ($-CF_3$) eller en perfluorerad metylengrupp ($-CF_2-$) räknas som ett PFAS-ämne.

PFAS omfattar tusentals olika ämnen, vilka delas in i flera grupper, vilket illustreras i en figur av Vo et al. (2020), se figur 1. I ett första steg särskiljs polymerer och icke-polymerer åt. Dessa två grupper kan sedan delas in i flera undergrupper. Till icke-polymererna hör per- eller polyfluorerade kolkedjor som ofta är bundna till en funktionell grupp. Icke-polymera PFAS kan delas in i fyra undergrupper: perfluorerade alkylsyror (PFAA), perfluoralkylsulfonylfluorid (PASF)-baserade ämnen, fluorerade etrar och aromater, samt fluortelomerer. Fluortelomerer kan brytas ner till perfluorerade kolkedjor i miljön. Till gruppen PFAA hör perfluorerade sulfonsyror (PFSA), perfluorerade karboxylsyror (PFCA) och perfluorerade fosfinsyror (PFPA). Polymera PFAS delas in i tre undergrupper: fluorpolymerer (FP), polymerer med fluorerad sidokedja (Side chain FP) och perfluorerade polyeterar, PFPE (KEMI, 2025; Vo et al., 2020).



Figur 1. Förenklad PFAS klassificering (Vo et al., 2020)

En annan indelning av PFAS baseras på längden av den perfluorerade kolkedjan, vilket har stor betydelse för deras fysikalisk-kemiska egenskaper, miljöbeteende och toxicitet. Vanligtvis skiljer man mellan ultrakort-, kort- och långkedjiga PFAS (Wang et al., 2021).

Enlig EurEau (2021) avser långkedjiga:

- perfluorkarboxylsyror (PFCA) med kolkedjelängder om C8 och högre (inklusive perfluoroktansyra, PFOA);
- perfluoralkansulfonsyror (PFSA) med kolkedjelängder om C6 och högre (inklusive perfluorhexansulfonsyra, PFHxS, och perfluoroktansulfonat, PFOS);
- samt PFAA-prekursorer till dessa ämnen, som kan bildas eller förekomma i produkter (exempelvis många polyfluoralkylämnen) och som kan brytas ned till PFAA i levande organismer eller i miljön.

Kortkedjiga PFAS avser kolkedjelängder om C4 och C5 för PFSA och mellan C4 och C7 för PFCA. Ultrakorta PFAS omfattar föreningar som består av en till tre kolatomer i den perfluorerade kedjan. Dessa föreningar är mycket vattenlösliga, flyktiga och mobila i miljön. Den mest studerade föreningen inom denna grupp är trifluorättiksyra (TFA), men även fyra andra föreningar räknas hit: trifluormetansulfonsyra (TFMS; även kallad triflinsyra), perfluoretansulfonsyra (PFEtS), perfluorpropionsyra (PFPrA) och perfluorpropansulfonsyra (PFPrS) (Van Hees et al., 2023; Van Hees et al., 2024). De främsta källorna till TFA bedöms vara fluorerade köldmedier, främst hydrofluoroolefiner (t.ex. HFO-1234yf) i bilars luftkonditioneringssystem. TFA bildas i atmosfären vid fotokemisk nedbrytning av vissa hydro(klor)fluorkolväten (HFC) och hydrofluoroolefiner (HFO), som har ersatt ozonnedbrytande klorfluorkolväten (CFC) (EurEau, 2025). En del av dessa ämnen (bekämpningsmedel, läkemedel, fluorgaser, fluorerade polymerer osv.) fungerar som TFA-prekursorer, vilka kan brytas ned och därigenom frigöra TFA (EurEau, 2025). Det finns nästan 10 000 kända kemiska ämnen som innehåller minst en CF₃-grupp i sin molekylstruktur. TFA kan även bildas vid förbränning eller kemisk destruktion av långkedjiga PFAS (PAN Europe, 2024). Riktvärden för TFA i dricksvatten har hittills fastställts i flera europeiska länder: Nederländerna (2 200 ng/l), Danmark (9 000 ng/l) och Tyskland (60 000 ng/l) (Van Hees et al., 2023; Eurofins, u.å.). TFA-halter som påträffats i 32 dricksvattenprover från Sverige och Norge varierade mellan 70 och 720 ng/l (Van Hees et al., 2023).

Det har funnits en uppfattning om att kortkedjiga PFAS är mindre problematiska än de långkedjiga formerna. Det har visat sig vara en förenklad bedömning, eftersom egenskaperna inte bara beror på kolkedjans längd. Stabiliteten hos molekylerna beror främst på den extremt starka bindningen mellan kol och fluor, men även molekylens struktur kan påverka stabiliteten. Kortkedjiga PFAS-etrar innehåller starka syrebryggor som binder samman flera korta perfluorkedjor till en längre och stabil struktur. Även cykliska och grenade former av PFAS är stabila trots att de inte innehåller en lång traditionell kolkedja (KEMI, 2025).

Summaparametrar, gränsvärden och reglering

OECD:s definition av PFAS (från 2021) utgör även grunden för det lagförslag om begränsning av tillverkning och försäljning av PFAS inom EU, som Sverige tillsammans med fyra andra medlemsländer har lämnat in. Förslaget syftar till att den befintliga kunskapen om PFAS ska användas för att bedöma och reglera samtliga PFAS som en gemensam grupp. Användning ska endast tillåtas när det är nödvändigt för hälsa och säkerhet eller i andra samhällskritiska sammanhang där inga tillgängliga alternativ finns (Kemi, 2025). Flera PFAS regleras redan idag för dricksvatten, grund- och ytvatten på både nationell och EU-nivå. Vanligt förekommande summaparametrar inkluderar Σ PFAS₄, Σ PFAS₁₁, Σ PFAS₂₀, Σ PFAS₂₁ och Σ PFAS₂₄. En överblick över vilka specifika ämnen som ingår i respektive summaparameter presenteras i tabell 1.

Tabell 1. Summaparametrar och ingående specifika PFAS som används för reglering av halter i dricksvatten, grund- och ytvatten på nationell- och EU-nivå.

| Ämnesnamn med förkortning | ΣPFAS4 | ΣPFAS11 | ΣPFAS20 | ΣPFAS21 |
|--|--------|---------|---------|---------|
| Perfluorhexansulfonsyra (PFHxS) | X | X | X | X |
| Perfluoroktansyra (PFOA) | X | X | X | X |
| Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) | X | X | X | X |
| Perfluornonansyra (PFNA) | X | X | X | X |
| Perfluorbutansyra (PFBA) | | X | X | X |
| Perfluorbutansulfonsyra (PFBS) | | X | X | X |
| Perfluoropentansyra (PFPeA) | | X | X | X |
| Perfluorhexansyra (PFHxA) | | X | X | X |
| Perfluorheptansyra (PFHpA) | | X | X | X |
| Perfluordekansyra (PFDA) | | X | X | X |
| Fluortelomer 6:2-sulfonsyra (6:2 FTSA) | | X | | X |
| Perfluoropentansulfonsyra (PFPeS) | | | X | X |
| Perfluorheptansulfonsyra (PFHPS) | | | X | X |
| Perfluordekansulfonsyra (PFDS) | | | X | X |
| Perfluorundekansyra (PFUnDA) | | | X | X |
| Perfluordodekansyra (PFDoDA) | | | X | X |
| Perfluortridekansyra (PFTrDA) | | | X | X |
| Perfluornonansulfonsyra (PFNS) | | | X | X |
| Perfluorundekansulfonsyra (PFUnDS) | | | X | X |
| Perfluordodekansulfonsyra (PFDoDS) | | | X | X |
| Perfluortridekansulfonsyra (PFTrDS) | | | X | X |

ΣPFAS4 (EU EFSA) och ΣPFAS21 (LIVSFS 2022:12), har fastställda gränsvärden för dricksvatten enligt Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten. ΣPFAS11 omfattas av ett generellt riktvärde för grundvattenförekomster enligt Vattenmyndigheternas gällande beslut, samt ingår som särskilt förorenande ämnen i ytvatten enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. ΣPFAS20 (EU 2020/2184) har ett gränsvärde för dricksvatten enligt det europeiska dricksvattendirektivet (EU 2020/2184).

ΣPFAS24 (angivet som PFOA-ekvivalenter), har ett generellt tröskelvärde enligt SGU:s föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten (SGU-FS 2023:1). Kvantifierade halter ska räknas om till PFOA-ekvivalenter för varje ämne, genom multiplikation med det specifika ämnets toxicitetsfaktor. Det generella tröskelvärdet är 4,4 ng PFOA-ekvivalenter/l för ΣPFAS24. Detta värde baseras på EU-kommissionens förslag om revidering av grundvattendirektivet från 2022. Föreskrifterna gäller inom vattenförvaltningsarbetet avseende grundvatten och är framtagna baserat på skydd av human hälsa vid konsumtion av dricksvatten. Gränsvärdet är uttryckt som PFOA-ekvivalenter/l, och tar hänsyn till de specifika ämnenas skadlighet i syfte att ge en mer relevant riskvärdering. Ingående ämnen i ΣPFAS24 överlappar till stor del med dricksvattenregleringen, men inkluderar även nyare PFAS med eterstruktur, som Gen X (HFPO-DA), ADONA och C6O4, vilka används som ersättningar för PFAS som fasats ut, samt fluortelomeralkoholerna 6:2 FTOH och 8:2 FTOH (SGU, 2024a).

Kemikalieinspektionens PRIO-verktyg omfattar en databas med närmare 11 000 PFAS som uppfyller OECD:s definition av PFAS från 2021 (Kemi, 2025). PFAS omfattar ämnen med stor variation i molekylstorlek, från små molekyler till polymerer, samt med skilda kemiska, fysikaliska och biologiska egenskaper. Detta medför att de uppträder olika i olika matriser och

miljöer. Det är därför inte möjligt att utveckla analysmetoder som kan kvantifiera varje enskild PFAS-förening i alla typer av matriser. Dessutom krävs provberedning och provupparbetning före analysen, vilket är avgörande för att möjliggöra detektion av mycket låga PFAS-halter. Riktade analyser av utvalda PFAS-föreningar kan ge värdefull information om exponeringsnivåer.

Bestämning av PFAS-prekursorer med TOP-analys

På grund av begränsad kunskap om vilka specifika PFAS-föreningar som har använts i olika produkter, samt att endast ett fåtal föreningar kan detekteras med nuvarande analytiska metoder, utgör analysen av Total Oxiderbara Prekursorer (TOP-analys) en viktig kompletterande metod för att uppskatta förekomsten av oxiderbara PFAS-prekursorer. Vissa PFAS-föreningar, så kallade PFAS-prekursorer (föregångs- eller utgångsämnen), kan delvis omvandlas, främst genom oxidativa processer. Vid denna omvandling bildas ofta mer persistenta perfluorerade ämnen, vilka är kemiskt stabila och svårnedbrytbara. Dessa stabila slutprodukter kan innehålla perfluoralkyl- ($C_nF_{2n+1}-$) och perfluoroeter- ($C_nF_{2n+1}-O-C_mF_{2m+1}-$) grupper, exempelvis i långlivade perfluorocarboxylsyror (PFCA), perfluorosulfonsyror (PFSA), perfluoroeterkarboxylsyror (PFECA) och perfluoroetersulfonsyror (PFESA) (Wang et al., 2017). TOP-analysen indikerar förekomsten av andra okända PFAS-föreningar (så kallade PFAS-prekursorer) i proverna. Genom oxidering kan dessa omvandlas till kända och mätbara PFAS-föreningar, som kan kvantifieras. Metoden ger dock ingen information om vilka eller hur många prekursorer som förekommer. Vid TOP-analys bestäms PFAS-halterna i ett prov före och efter kemisk oxidation (upphettning i närvaro av ett oxidationsmedel), varefter förändringen i halter används för att indikera och uppskatta förekomsten av prekursorer.

Särskilt förorenande ämnen (SFÄ)

Särskilt förorenande ämnen (SFÄ) utgörs av ämnen som släpps ut eller tillförs i betydande mängd i en ytvattenförekomst. För dessa finns bedömningsgrunder i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25). Genom EU:s vattendirektiv från år 2000 etablerades ett gemensamt regelverk som gäller för alla vattendistrikt i Europa (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG). Det innebär att samma regler tillämpas och att alla bedömningar görs enligt gemensamma kriterier för att säkerställa god vattenkvalitet i europeiska vatten. Inom ramen för direktivet listas prioriterade ämnen (Prio45) som anses vara en betydande risk för förorening av vattenmiljöer. Vattendirektivet uppdaterades senast genom Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU, vilket innefattar miljö kvalitetsnormer som anger maximal tillåten koncentration för 45 prioriterade ämnen eller grupper av ämnen i vatten, sediment eller biota.

Fallstudie: Källsorterat avloppsvatten från Oceanhamnen i Helsingborg

Ursprung på spillvatten

Vid Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp AB (NSVA) finns ett unikt avlopps-och insamlingssystem, ”Tre rör ut”, som har byggts för att ta hand om spillvatten och matavfall från samtliga fastigheter i nybyggda området Oceanhamnen i Helsingborg. Oceanhamnen etapp 1 består av 10 fastigheter, varav 3 har enbart kommersiella verksamheter, medan 7 fastigheter består främst av lägenheter, sammanlagt 320 lägenheter. De kommersiella verksamheterna består främst av kontorsytor men också ett hotell, fyra restauranger-cafeer, skönhetsklinik, frisör och vårdcentral.

Det källsorterande avloppsvattensystemet samlar in flödena via tre separata ledningar: En ledning för svartvatten (klosettwater från vakuumpoletter), en ledning för gråvatten (inklusive bad-, disk- och tvättwater), samt en separat ledning för matavfall. De tre fraktionerna (se figur 2) hanteras vid RecoLabs utvecklingsanläggning för källsorterat avloppsvatten (Recolab.se, 2025). Svartvattensystemet är vakuumbaserat mellan fastigheterna och pumpstationen, varefter det leds vidare som trycksatt avlopp till reningsverket. I pumpstationen samlas svartvatten upp i en ståltank och pumpas med både vakuumpumpar och pumpar för trycksatt avlopp. Gråvattnet leds med självfall mellan fastigheterna och pumpstationen, där det samlas upp i en sumpbrunn av betong i gatan, varefter det leds vidare som trycksatt avlopp till reningsverket.



Figur 2. Ledningssystem för källsorterat spillvatten från fastigheter i Oceanhamnen i Helsingborg, med tre separata rör. Översta röret för gråvatten (markerat S1), kvadrat matavfall (S2) och nederst svartvatten (S3).

Ledningsmaterial i spillvattenledningarna redovisas i tabell 2. Materialval och driftform (vakuum, självfall och trycksatt avlopp) kan ha betydelse för uppmätta PFAS-halter, beroende på kontaktid mellan vatten och ledningsmaterial samt hydrauliska förhållanden. Redovisningen i denna rapport syftar till att ge underlag för tolkning av analysresultaten och utgör ingen

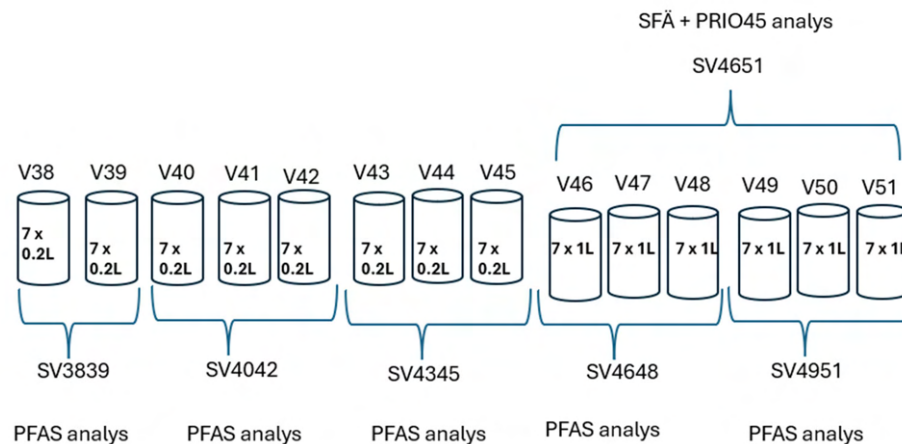
bedömning av PFAS-källor eller adsorption i rörsystemet. De aktuella materialen, polypropen (PP) och polyeten (PE), är vanligt förekommande i VA-system och har generellt god kemikaliebeständighet, men kan i viss utsträckning adsorbera organiska ämnen såsom PFAS (Zenobio et al., 2022; Wang et al. 2025).

Tabell 2. Material i spillvattenledningar och provtagningsutrustning.

| | Fastighetsnivå | Ledningsmaterial mellan fastighet och pumpstation | Ledningsmaterial mellan pumpstation och Öresundsverket |
|-------------|----------------------------|---|--|
| Svartvatten | PP, polypropen (vakuum) | PE, polyeten (vakuum) | PE, polyeten (trycksatt avlopp) |
| Gråvatten | PP, polypropen (självfall) | PP, polypropen (självfall) | PE, polyeten (trycksatt avlopp) |

Provtagning och provhantering

Flödesproportionella vattenprover av inkommande svartvatten och gråvatten togs vid RecoLab, under en 14-veckorsperiod hösten 2024 (figur 3). Under veckorna 38–45 togs dagliga delprover om 200 ml. Den dagliga provvolymen ökades från 200 ml till 1000 ml under vecka 46–51 för att, utöver PFAS-analyser, möjliggöra analyser av PRIO45 och särskilt förorenande ämnen (SFÄ).



Figur 3. Schema för provtagning och sammanslagning av prover av svartvatten (SV) under veckorna 38–51 (V38–V51). Samma provtagnings- och sammanslagningsschema tillämpades för gråvatten (GV).

Provtagningsutrustning var installerad för flödesproportionerliga provtagning från respektive spillvattenledning vid inloppet till reningsverket. Dessa provpunkter utgör kravställda provtagningspunkter enligt miljötillstånd, och all provtagning utfördes av utbildad provtagare. Provtagningen sker via giljotinventiler, Efcion ILS online provtagare, med packningar av Viton & PTFE. Prov leds med självfall genom silikon slang ned till provtagningsutrustningen. Som en del av det löpande underhållet för provtagningen byttes silikon slangarna ut mot nya slangar under provtagningsperioden (i vecka 45 för gråvattnet, och vecka 46 för svartvatten). I samband med slangbytet togs ett blankprov bestående av kranvatten som passerat hela provtagningsystemet. Blankprovet frystes vid -18 °C och analyser av PFAS genomfördes på Eurofins laboratorium. För gråvatten användes en automatisk provtagare av modellen Isco 6712FR (MJK automation) med

ett uppsamlingskärl av högdensitetspolyeten (HDPE), medan för svartvatten användes Economy-provtagen (Christian Berner) utrustad med ett provtagningskärl av polyeten (PE). Båda provtagarna var kylda till ca 5 °C. Dygnsprover samlades kontinuerligt upp och uppsamlingskärlen tömdes varje vardagsmorgon; på måndagar omfattade dygnsprover även från föregående fredag, lördag och söndag.

Prover från respektive ledningssystem togs in till labbutrymme på Öresundsverket och prover från varje veckodag överfördes till plastkärl av HDPE för att sammanföras till veckoprover. Efter varje vecka placerades veckoproven i fryns vid -18 °C. Proverna från gråvatten respektive svartvatten visar stora skillnader vad gäller färg och partikelhalt, vilket kan ses i figur 4A.

Prover från provtagningsperiod vecka 46–51 tinades i början av januari 2025 och behandlades på följande sätt. Prover som förvarats i 5-literskärl, togs ur frysen onsdagen i vecka 2 och tinades i rumstemperatur till fredagen, då proverna hade en temperatur av 5–8 °C. Därefter överfördes proverna till analysflaskor anpassade efter respektive analysparameter (se figur 3) och placerades i kyl. Prover från provtagningsperioden vecka 38–45, förvarade i 500-milliliterskärl, togs ur frysförvaring fredagen vecka 2 (2025) och överfördes till kylförvaring fram till måndag vecka 3, varefter de tinades i rumsmiljö till fullständig upptining, vid vilken tidpunkt proverna uppvisade en temperatur på 1–4 °C. Proverna överfördes till analysflaskor enligt instruktioner från det externa laboratoriet Eurofins, se figur 4B. Samtliga provkärl skickades med kyltransport till Eurofins i början av vecka 3.



Figur 4. (A) Gråvatten (vänster) och svartvatten (höger) från provtagningsperioden. (B) Provhantling vid Öresundsverkets laboratorium vid överföring av prover till analysflaskor inför transport till externt laboratorium.

Under provtagningsperioden uppgick flödet av svartvatten till i genomsnitt 10 m³/dygn med en standardavvikelse (SD) på 1,8 m³/d, medan flödet av gråvatten uppgick till 80 m³/dygn (SD, 23 m³/d). Suspenderad substans (kg TSS/dygn) i inkommande svartvatten och gråvatten, för respektive provtagningsperiod analyserade vid Öresundsverkets laboratorium. Fördelning per provtagningsvecka och beräknad massbalans för suspenderat material redovisas i tabell 3.

Tabell 3. Flöde (m³/dygn) och suspenderad substans (kg TSS/dygn) i inkommande svartvatten och gråvatten; redovisade som medelvärde, standardavvikelse (SD) och relativ standardavvikelse (RSD%) för respektive provtagningsperiod.

| Vecka | Svartvatten | | Gråvatten | |
|-------|-------------|----------------------|-----------|----------------------|
| | Flöde | Suspenderad substans | Flöde | Suspenderad substans |
| 38–39 | 11 | 59 | 77 | 14 |
| 40–42 | 9,5 | 45 | 75 | 14 |
| 43–45 | 10 | 54 | 84 | 15 |
| 46–48 | 9,8 | 47 | 91 | 15 |
| 49–51 | 9,7 | 38 | 74 | 36 |
| medel | 10 | 48 | 80 | 19 |
| SD | 0,6 | 7,0 | 5,9 | 8,0 |
| RSD% | 6 | 14 | 7 | 43 |

Analysmetoder för PFAS och SFÄ

Riktade analyser (target-analyser) av PFAS genomfördes vid Eurofins ackrediterade laboratorium, med en standardmetod baserad på solid phase extraction (SPE) och högpresterande vätskekromatografi kopplad till masspektrometrisk detektion (LC-MS/MS). För TOP-analyser använde Eurofins en intern metod med oxidering som är baserad på en metod presenterad av Houtz och Sedlak (2012). Utförlig information om analysmetoder och ackreditering, kvantifieringsgränser och mätosäkerheter redovisas i Bilaga 1. Medelvärde, standardavvikelse (SD) samt relativ standardavvikelse (RSD%) beräknades för varje enskilt ämne baserat på de 5 provtagningarna. Summahalter för jämförelse mot gräns- och tröskelvärden beräknades, samt summahalter per PFAS-kategori med avseende på kolkedjelängd. Vid beräkning av summahalter har av laboratoriet rapporterade värden lägre än kvantifieringsgränsen konsekvent satts till värdet noll (0).

Ett samlingsprov (vecka 46–51) från inkommande svartvatten skickades även till Sveriges Miljöinstitut (IVL) laboratorium för TOP-analyser baserade på en modifierad version av Houtz och Sedlak (2012), där oxidationen genomfördes i tre steg med olika dosnivåer (1, 4 och 9 doser)¹. I detta prov analyserades TOP både i vatten- och i slamfas.

Ett samlingsprov (vecka 46–51) från inkommande gråvatten respektive inkommande svartvatten, analyserades även av Eurofins ackrediterat laboratorium för särskilt förorenande ämnen (SFÄ) samt ämnen ingående i Prio45.

Beräkning av föroreningsbelastning

För jämförelse av föroreningsbelastning mellan ett källsorterat avloppsvatten och blandat avloppsvatten vid ett konventionellt reningsverk beräknades massbelastningar baserat på uppmätta koncentrationer och flöden. När det gäller spillvattenflöden per ansluten person (capita) respektive personekvivalent (pe) kan en jämförelse göras. Flödesmängderna för det källsorterade avloppet i Oceanhamnen uppgår till 10 l/capita/dygn för svartvatten (Abuzir et al., 2025) och uppskattningsvis 100 l/capita/dygn för gråvatten. Vid beräkningar användes då ett

¹ Personlig mailkommunikation med laboratorieansvarig vid IVL laboratorium den 26 september 2025.

total uppskattat flöde på 110 l/capita/dygn. Svenskt Vatten anger en genomsnittlig vattenförbrukning för hushåll på 140 l/person/dygn, vilken inkluderar både gråvatten och svartvatten. I denna siffra antas att klosettvattnet är baserat på en konventionell vattentoilet med en förbrukning på cirka 30 l/person/dygn, i kontrast till vakuumtoaletter som används i Oceanhamnen med en förbrukning på ca 10 l/capita/dygn. Båda dessa flöden avser förbrukning av hushållsvatten men till ett reningsverk tillkommer även andra avloppsströmmar, som dagvatten och ovidkommande vatten till följd av in- och utläckage i ledningsnätet. Således förväntas flödet per personekvivalent vid ett reningsverk vara högre än den genomsnittliga vattenförbrukningen.

För beräkning av belastning av blandat avloppsvatten vid ett konventionellt reningsverk används årsmedelsvärden av koncentrationer och flödesdata. Koncentrationer hämtades från NSVAs miljörapport för Öresundsverket (NSVA, 2023) och inkommande flödesdata under provtagningsveckorna hämtades från NSVAs SCADA-system. Medeflödet per ansluten personekvivalent till Öresundsverket år 2022 var 330 l/peBOD₇/dygn, vilket är avsevärt mer än de sammanlagda 110 l/capita/dygn för ett källsorterat avlopp samt Svenskt Vattens medelvattenförbrukning på 140 l/person/dygn. Med bakgrunds data från Öresundsverket kunde de uppmätta halterna av PFAS-ämnen användas och belastningen beräknas per personekvivalent (pe). Denna beräkning kompletterades med en motsvarande beräkning per capita för källsorterat avlopp. För vidare beräkningar används följande definitioner:

$$1 \text{ personekvivalent (pe)} = 70 \text{ g BOD}_7 \times \text{person}^{-1} \times \text{dygn}^{-1}$$

$$\text{Capita}_{\text{svartvatten}} = 10 \text{ L svartvatten} \times \text{person}^{-1} \times \text{dygn}^{-1}$$

$$\text{Capita}_{\text{gråvatten}} = 100 \text{ L gråvatten} \times \text{person}^{-1} \times \text{dygn}^{-1}$$

Öresundsverket:

$$\text{Personekvivalenter, pe} = \frac{\text{Flöde} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{dygn}} \right) \times \text{Koncentration} \left(\frac{\text{g BOD}_7}{\text{m}^3} \right)}{70 \frac{\text{g BOD}_7}{\text{person} \times \text{dygn}}}$$

$$\text{Belastning}_{\text{PFAS}} \left(\frac{\text{ng}}{\text{pe} \times \text{dygn}} \right) = \frac{\text{Flöde} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{dygn}} \right) \times \text{Koncentration}_{\text{PFAS}} \left(\frac{\text{ng}}{\text{l}} \right) \times 1000 \left(\frac{\text{l}}{\text{m}^3} \right)}{\text{Personekvivalenter (pe)}}$$

$$\text{Belastning}_{\text{PFAS}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{pe} \times \text{år}} \right) = \text{Belastning}_{\text{PFAS}} \left(\frac{\text{ng}}{\text{pe} \times \text{dygn}} \right) \times 365 \left(\frac{\text{dygn}}{\text{år}} \right) \times \frac{1}{1000} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{ng}} \right)$$

Källsorterat vatten:

$$\text{Belastning}_{\text{PFAS gråvatten}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{capita} \times \text{år}} \right) = \text{Koncentration}_{\text{PFAS}} \left(\frac{\text{ng}}{\text{l}} \right) \times 365 \left(\frac{\text{dygn}}{\text{år}} \right) \times 100 \left(\frac{\text{l}}{\text{person} \times \text{dygn}} \right) \times \frac{1}{1000} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{ng}} \right)$$

$$\text{Belastning}_{\text{PFAS svartvatten}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{capita} \times \text{år}} \right) = \text{Koncentration}_{\text{PFAS}} \left(\frac{\text{ng}}{\text{l}} \right) \times 365 \left(\frac{\text{dygn}}{\text{år}} \right) \times 10 \left(\frac{\text{l}}{\text{person} \times \text{dygn}} \right) \times \frac{1}{1000} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{ng}} \right)$$

$$\text{Belastning}_{\text{PFAS källsorterat}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{capita} \times \text{år}} \right) = \text{Belastning}_{\text{PFAS svartvatten}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{capita} \times \text{år}} \right) + \text{Belastning}_{\text{PFAS gråvatten}} \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{capita} \times \text{år}} \right)$$

Tidigare uppmätta halter av PFAS-ämnen från reningsverket Öresundsverket i Helsingborg kan jämföras med resultat som tagits fram i detta projekt. Halterna av ett urval PFAS-ämnen i det inkommande avloppsvattnet till Öresundsverket analyserades inom ramen för en utredning av behovet av läkemedelsrening (Karlsson et al., 2023). Provtagning genomfördes som 7-dygns flödesproportionella prover vid två tillfällen (vecka 45 år 2021 och vecka 33 år 2022). Proverna analyserades vid IVL:s laboratorium under år 2022 (NSVA, 2023). Baserat på resultaten genomfördes i detta projekt en beräkning av föroreningsbelastning enligt ovanstående beskrivning, vilken redovisas i tabell 4. Resultaten anges per personekvivalent (70g BOD₇/dygn) vilket inte är annorlunda än per capita som använts för det källsorterade avloppet. För vidare diskussion antas dock en pe vara jämförbart med per capita.

Tabell 4. Koncentrationer av PFAS i ingående avloppsvatten (ng/l) baserat på target-analys av PFAS-ämnen enligt Karlsson et al. (2023), samt beräknad belastning (µg/pe-BOD₇/år) i konventionellt avloppsvatten vid Öresundsverket. Beräkningarna är baserade på medeldygsflödet 48 925 m³/dygn för år 2022.

| PFAS | Öresundsverket | | |
|---------|---|------------------------------------|---|
| | Medelvärde av uppmätta koncentrationer n=2 (ng/l) | Massa vid medeldygsflöde (µg/dygn) | Belastning (µg/pe-BOD ₇ /år) |
| PFBA | 15 | 753 934 | 1856 |
| PFPeA | 3,0 | 146 286 | 360 |
| PFHxA | 1,5 | 73 388 | 181 |
| PFHpA | 1,5 | 74 366 | 183 |
| PFOA | 2,6 | 128 184 | 316 |
| PFNA | 0,6 | 29 355 | 72 |
| PFDA | 0,1 | 6 850 | 17 |
| PFBS | 0,6 | 26 909 | 66 |
| PFHxS | 2,5 | 121 823 | 300 |
| PFOS | 3,5 | 172 216 | 424 |
| 6:2 FTS | 7,2 | 349 814 | 861 |

Resultat och diskussion

PFAS i gråvatten och svartvatten

Riktad PFAS-analys

Vid jämförelse mellan summahalter av detekterade PFAS-ämnen i gråvatten och gränsvärden enligt olika förordningar kan noteras att samtliga summahalter ligger under aktuella riktvärden, se tabell 5. Halten av Σ PFAS4 i inkommande gråvatten, uttryckt som medelvärde och standardavvikelse ($0,87 \pm 0,14$ ng/l) är lägre än EU:s EFSA-gränsvärde för dricksvatten (4 ng/l). Detta kan jämföras med analyser utförda i november 2025 av utgående dricksvatten från Örbyverket till abonnenter i Helsingborg, vilka visar en halt av Σ PFAS4 på 0,43 ng/l. Övriga PFAS i inkommande gråvatten som detekterades gav halt på $2,2 \pm 0,89$ ng/l för Σ PFAS11. Detta är långt under gränsvärdet enligt HVMFS 2019:25 för dricksvatten (90 ng/l) och något högre än halten av Σ PFAS11 på 1,1 ng/l i utgående dricksvatten från Örbyverket i november 2025. Analyser av blankprov visar att provtagningsutrustningen inte bidrar till förhöjda halter av PFAS. För Σ PFAS4 är resultatet detsamma, medan halten i blankprovet är lägre än för övriga summaparametrar. Övriga summahalter av PFAS i gråvatten visar på halter under respektive kvantifieringsgräns, se Bilaga 2, tabell B2:1.

Analyserna på svartvatten var mer problematiska på grund av vattnets höga partikelhalt. Detta gällde såväl provupparbetning med solid phase extraction (SPE) som spädningar och kromatografiska interferenser orsakade av matriseffekter. Detta medförde att laboratorium behövde höja kvantifieringsgränserna, vilket innebar att inga halter av enskilda PFAS kunde detekteras². En sammanställning över kvantifieringsgränser, analysmetod och mätosäkerhet för provvattnen redovisas i Bilaga 1. På grund av matriseffekten, valdes att ett samlingsprov analyserades även med avseende på slamfasen i svartvattenprovet (vid IVL:s laboratorium). Mängden torrs substans i svartvattenprovet var 0,37 %. Analys med direktextraktion visade en halt av 0,23 ng/g (LOD 0,13 ng/g) för PFBA.

Tabell 5. Summahalter av PFAS (ng/l) i inkommande gråvatten (medelvärde \pm SD, n=5) jämförda med gällande gräns- och riktvärden enligt relevanta förordningar, halter i utgående dricksvatten från Örbyverket samt provtagningsutrustningsblankprov analyserat inom detta projekt.

| Summaparameter | Gräns- och riktvärde* | Utgående dricksvatten (Örbyverket) ³ | Blankprov (RecoLab) | Inkommande gråvatten (RecoLab) |
|-------------------------------------|-----------------------|---|---------------------|--------------------------------|
| Σ PFAS4 (EU EFSA) | 4 | 0,43 | 0,89 | $0,87 \pm 0,14$ |
| Σ PFAS11 (HVMFS 2019:25) | 90 | 1,1 | 0,89 | $2,2 \pm 0,89$ |
| Σ PFAS20 ((EU) 2020/2184) | 100 | 1,1 | 0,89 | $1,9 \pm 0,45$ |
| Σ PFAS21 (LIVSFS 2022:12) | 100 | 1,1 | 0,89 | $1,9 \pm 0,45$ |
| Σ PFAS24 (PFOA ekvivalenter) | 4,4 | e.a. | 1,3 | $1,5 \pm 1,2$ |

*SGU-FS 2023:1, e.a. - ej analyserat

² Personlig mailkommunikation med analysansvarig vid Eurofins laboratorium den 28 februari 2025.

³ Uppgifterna baseras på interna data från NSVA avseende utgående dricksvattenprover från Örbyverket. Enligt personlig mailkommunikation med representant vid NSVA den 10 mars 2025 togs proverna i november 2025 och analyserades av Eurofins laboratorium.

Karlsson et al. (2023) har vid två tillfällen undersökt PFAS i inkommande avloppsvatten till Öresundsverket som behandlar avloppsvatten från hela Helsingborg. Resultaten visar halter av Σ PFAS11 på 24,9 ng/l respektive 52,0 ng/l. PFBA utgjorde en av de största enskilda bidragen till den Σ PFAS11-halten, med koncentrationer på 3,5 ng/l respektive 27,3 ng/l vid de två analystillfällena (Karlsson et al. 2023). Σ PFAS11-halten i inkommande källsorterat gråvatten (2,2 ng/l) var betydligt lägre än halterna i inkommande avloppsvatten till Öresundsverket. Halten av PFBA i gråvatten låg under kvantifieringsgränsen (>3 ng/l), se tabell B2 i Bilaga 2. Σ PFAS11-halterna i inkommande gråvatten är låga jämfört med ingående avloppsvatten från andra svenska avloppsreningsverk, där Σ PFAS11-halterna varierar mellan 4 och 145 ng/l (Baresel et al. 2022). Dessa resultat avser reningsverk där avloppssystemet inte är källsorterande avloppssystem. Denna jämförelse indikerar att bidraget av PFAS från gråvatten inte är betydande.

Öresundsverket har beräknat att andelen tillskottsvatten, det vill säga vatten som inte är spillvatten, utan består av dagvatten eller inläckage, uppgick till ca 46%⁴ år 2024. En möjlig förklaring till att andra studier rapporterar högre koncentrationer av PFAS i inkommande avloppsvatten kan vara på grund av en stor volym tillskottsvatten som kan innehålla PFAS från andra källor. Johansson et al. (2024) visar att PFAS förekommer i urbana dagvattensystem och att urbana miljöer utgör både källor och spridningsvägar. De mest frekvent förekommande ämnena var PFOS, PFOA, PFNA, 6:2 FTS och PFHpA. Högst halter av Σ PFAS55 uppmättes i det mest heterogena urbana området (centrala Östersund och campus), med en median på 144 ng/l, jämfört med 12,6–20,6 ng/l i dagvatten som samlades in som samlingsprover från nedstigningsbrunnar från andra undersökta områden (Johansson et al., 2024).

Enligt Jönsson (2020) utgör utsläpp från konsumentprodukter till hushållsavloppet de dominerande källorna till PFAS i kommunalt avloppsvatten. Tänkbara källor för PFAS i avloppsvatten inkluderar konsumentprodukter som sköljs bort vid dusch och bad (exempelvis tvål, schampo och kosmetika). Vid tvätt och disk tillförs PFAS via fibrer från kläder samt rester av rengöringsmedel.

Även toaletter kan utgöra en spridningsväg för PFAS, både genom ämnen som passerat kroppen och via toalettpapper. Thompson et al (2023) visade förekomst av sex olika PFAS i toalettpapper, inklusive PFHxA, PFOA, PFDA samt di-polyfluoroalkylfosfatestrar (diPAP), inklusive 6:2 diPAP, 6:2/8:2diPAP och 8:2diPAP. Av dessa utgjorde 6:2 diPAP den dominanta bidraget till den totala PFAS-mängden. PFAS har historiskt använts som vätmedelstillsatser för att öka effektiviteten i massaprocessen och har påvisats i olika pappersprodukter. Dessutom används ofta returpapper med blandat och delvis okänt innehåll vid tillverkningen av toalettpapper, vilket kan bidra till förekomsten av PFAS (Thompson et al. 2023). Resultaten från denna undersökning (Bilaga 2, tabell B2:1 och B2:2) visar dock inte någon motsvarande förekomst av dessa PFAS i källsorterat avloppsvatten.

De beräknade massbelastningarna för en personekvivalent vid Öresundsverket kan jämföras med belastningen från källsorterat avlopp beräknat med en per capita. Jämförelsen kan användas för att få en uppfattning om hur mycket av PFAS-belastningen till ett reningsverk som härstammar från vanlig hushållsbelastning. I tabell 6 visas en uppskattning av belastningen, som bör granskas med viss försiktighet då analysvärdena från Öresundsverket är från åren 2021 och 2022, medan värdena för svart- och gråvatten är från 2024. Som framgår av tabellen förekommer de detekterade riktade analyserna (PFOA, PFHpA och PFHxA) i väsentligt lägre

⁴ Personlig mailkommunikation med representant vid NSVA den 8 oktober 2025.

massbelastningar i källsorterat avlopp än i blandat kommunalt avlopp. Detta indikerar att bidraget från Oceanhamnens område till den totala belastningen av dessa PFAS-ämnen är begränsat.

Tabell 6. Uppmätta koncentrationer (ng/l), beräknad årlig belastning ($\mu\text{g}/\text{pe-BOD}_7/\text{år}$), belastning per capita ($\mu\text{g}/\text{capita}/\text{år}$), samt förhållandet mellan innehåll av detekterade PFAS-ämnen i källsorterat avloppsvatten jämfört med konventionellt avloppsvatten. Den beräknade belastningen ($\mu\text{g}/\text{dygn}$ samt per capita eller personekvivalent) baseras på flöden om 100 l/capita/dygn (gråvatten), 10 l/capita/dygn (svartvatten) och 330 l/pe-BOD₇/dygn (Öresundsverket).

| Parameter | Öresunds- verket | Grå- vatten | Svart- vatten | Öresunds -verket | Grå- vatten | Svart- vatten | Summa källsorterat | Källsorterat / Öresunds- verket |
|--------------------------|---------------------|----------------|------------------|--|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|
| | ng/l | ng/l | ng/l | $\mu\text{g}/\text{pe-}$ $\text{BOD}_7/\text{år}$ | $\mu\text{g}/\text{capita}$ /år | $\mu\text{g}/\text{capita}/$ år | $\mu\text{g}/\text{capita}/$ år | % |
| ΣPFAS_{11} | 39 | 2,2 | u.d. | 4 635 | 80 | u.d. | 80 | 2 |
| PFHxA | 1,5 | 1,0 | u.d. | 181 | 37 | u.d. | 37 | 20 |
| PFHpA | 1,5 | 0,3 | u.d. | 183 | 12 | u.d. | 12 | 7 |
| PFOA | 2,6 | 0,8 | u.d. | 316 | 30 | u.d. | 30 | 9 |

u.d.- under detektionsgräns

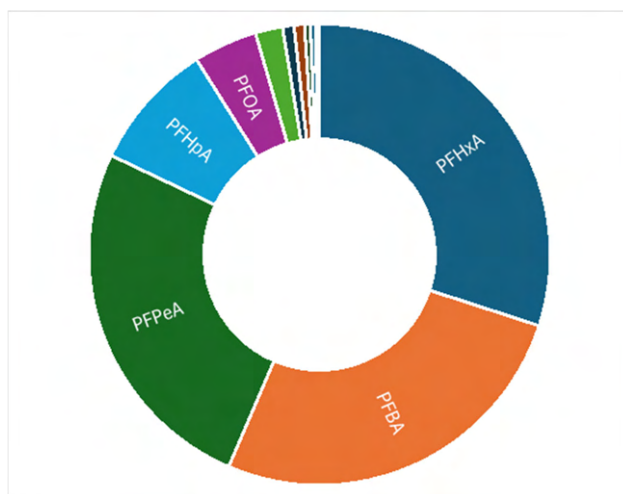
Ultrakortkedjiga PFAS

Trifluorättiksyra (TFA) tillhör gruppen ultrakortkedjiga PFAS och består av en karboxylsyragrupp bunden till ett fullständigt fluorerat kol ($\text{CF}_3\text{CO}_2\text{H}$). Föreningar som innehåller en fullständigt fluorerad metylgrupp bunden till ett kol ($-\text{C}-\text{CF}_3$) kan brytas ner till TFA, men själva TFA kan inte brytas ned i naturen. Ämnet är mycket vattenlösligt, extremt rörligt och extremt persistent, vilket innebär att halterna i miljön kontinuerligt ökar och därmed utgör en långsiktig miljörisk. En analys av 29 europeiska ytvatten- och grundvattenprover visade att 79 % av dem uppvisade ett överskridande av 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$, vilket är parametervärdet för PFAS-total i dricksvatten i det omarbetade dricksvattendirektivet (EurEau, 2025).

TFA kunde detekteras i båda provvattnen där svartvatten uppvisar cirka 10 gånger högre koncentrationer än gråvatten (medelvärde 4 960 ng/l, RSD 3% respektive 444 ng/l, RSD 8%). Den uppskattade belastningen med hänsyn tagen till de olika flödena (100 l/capita/dygn för gråvatten och 10 l/capita/dygn för svartvatten) är dock likvärdig för båda vattnen, (16 respektive 17 mg/capita/år). Haglund et al. (2024) rapporterar att koncentrationer i utgående avloppsvatten från svenska konventionella avloppsreningsverk är mellan 318 - 835 ng/l. Det är dock oklart om dessa nivåer beror på otillräcklig avskiljning av TFA i reningsprocesserna eller om andra fluorerade föreningar delvis har transformerats till TFA under behandlingen. Uppmätta koncentrationer i gråvatten i denna studie är jämförbara nivåer.

PFAS-prekursorer genom TOP-analys

En TOP-analys innebär att oxiderbara PFAS-prekursorer oxideras till mer stabila perfluorerade syror (främst till perfluorerade karboxylsyror, PFCA). Om halterna av PFAS (TOP) är högre än halterna från target-PFAS analyser, innebär det att det förekommer andra oxidationsbara PFAS-föreningar som inte ingår i target-analyslistan, men som kan omvandlas via oxidation till PFAS som kan detekteras. Denna analysmetodik ger en bättre uppskattning av förekomsten av ytterligare PFAS-föreningar i vattnet. Vid TOP-analysen av gråvatten kunde elva parametrar detekteras. Halten av de analyserade 28 PFAS-föreningarna, uttryckt som Σ PFAS (TOP), uppgick till 170 ng/l i medelvärde med en standardavvikelse (SD) på 67 ng/l (Bilaga 2, Tabell B2:3). De tre dominerande ämnen var PFHxA (51 ng/l), PFBA (45 ng/l) och PFPeA (43 ng/l), se figur 4. Dessa tillhör gruppen perfluorerade karboxylsyror (PFCA) med korta kolkedjor (C3-C6).



Figur 4. Fördelning av olika PFAS detekterade vid TOP-analys i inkommande gråvatten.

En möjlig tolkning av den högre andelen av perfluorerade karboxylsyror (PFCA) med korta kolkedjor som observeras vid TOP-analysen, kan vara nedbrytning av diPAPs samt fluortelomerkoholer (FTOH), inklusive 6:2-FTOH och 8:2-FTOH. Dessa är prekursorer, dvs. utgångsämnen till PFAS, som har förmågan att omvandlas till stabila PFCA (tex PFBA, PFHxA, PFOA eller PFDA) vilka inte vidare bryts ned eller omvandlas till andra kemiska former. Resultaten visar att det är kortkedjiga PFAS som dominerar vilket stämmer överens med resultat i andra studier. <

Vid TOP-analys av svartvatten uppstod problem med interferenser från provmatrisen, vilket påverkade provberedningen och oxidationseffektiviteten. Matrixeffekten medförde att kvantifieringsgränsen behövde höjas, vilket medförde att det inte var möjligt att fastställa några halter av TOP-parametrar i svartvatten med den analysmetod som användes ⁵.

Samlingsprovet av svartvatten analyserades även med en annan metodik för TOP-analys (vid IVL:s laboratorium), där provet upparbetades med flera antal doser av oxidationsmedel. För att förbättra separationen och detektionen av kortkedjiga föreningar användes en längre analytisk C18-kolonn samt en extra fördröjningskolonn⁶. Med hjälp av denna metod för TOP-analys kunde

⁵ Personlig mailkommunikation med Eurofins laboratorium den 29 februari 2025.

⁶ Personlig mailkommunikation med laboratorieansvarig vid IVL:s laboratorium den 27 oktober 2025.

fyra PFAS-föreningar detekteras: PFBA, PFPeA, PFBS och PFOS, se tabell 7. Resultaten visade att det krävdes nio doser för att kunna oxidera prekursorer och detektera PFBA och PFBS, medan PFPeA kunde detekteras efter fyra doser. Även om oxidationsdosen höjdes till nio doser detekterades inte ytterligare PFPeA och halten förändrades inte efter oxidation. PFOS kunde detekteras efter den första dosen och halterna förändrades inte efter fler doser.

Tabell 7. Medelvärden av TOP-analyser (n=2) i svartvatten i ng/l analyserat vid IVL:s laboratorium vid olika doser av oxideringsmedel, samt detektionsgräns (LOD).

| Antal doser | PFBA (T ₂ P) | PFPeA (T ₂ P) | PFBS (T ₂ P) | PF ₂ S (T ₂ P) |
|-------------|-------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------------------|
| 9 | 70,3 | 4,29 | 1,15 | 3,22 |
| 4 | 52,5 | 4,28 | u.d. | 2,41 |
| 1 | u.d. | u.d. | u.d. | 2,55 |
| LOD | 0,08 | 0,13 | 0,25 | 0,22 |

u.d.- under detektionsgräns

Det framgår tydligt att de PFAS-ämnen som har kunnat detekteras i både gråvatten och svartvatten, främst återfinns i gråvattnet. Detta indikerar att svartvattnet utgör ett relativt rent avlopp avseende PFAS-ämnen, men fler undersökningar behövs för att bekräfta detta, särskilt med hänsyn till svartvattnets svåranalyserade karaktär. Analysresultaten i denna studie visar på att analys av TOP-halter i komplicerade provmatriser med hög halt organiskt material kräver en provberedning med oxidation i flera steg före extraktion. Det rekommenderas också att filtrera vattenprovet och genomföra TOP-analysen separat på vattenfasen och på slammet⁷.

Föroreningsbelastning baserad på TOP-analyser

Genom att omvandla prekursorer till mer stabila perfluorerade ämnen kan den totala PFAS-belastningen uppskattas, vilket ger en mer heltäckande bild av föroreningssituationen i källsorterat avloppsvatten. TOP-analyser och PFAS-belastningsberäkning visar att källsorterat vatten innehåller dolda PFAS-källor i form av prekursorer, med en betydlig högre bildningspotential av mätbara PFAS än vad direkt uppmätta halter antyder. Samtidigt är resultaten förenade med osäkerheter, bland annat eftersom oxidationen inte alltid är fullständig i naturliga miljöer samt på grund av matriceffekter. Därför bör TOP-analys tolkas som en indikator snarare än ett exakt mått på den totala PFAS-halten.

Belastningen av flera PFAS-ämnen (som detekterades via TOP-analys) beräknades fram i mycket hög utsträckning för det källsorterade avloppet, se tabell 8. Här kan det antas att den höga andelen oxideringar som utfördes på de källsorterade proverna, kan ha medfört att fler PFAS-ämnen kunde detekteras vid analys. Främst återfinns de i gråvatten med högst belastning av PFBA, PFPeA och PFHxA medan belastningen av PFBA, PFPeA, PFBS och PFOS även kunde beräknas för svartvatten. Jämförelse med Öresundsverkets belastning av PFAS kan inte göras helt eftersom TOP analyser inte är gjorda på de proverna. Men resultaten indikerar att belastningen av PFAS-föreningar är högre än vad tidigare target-analyser gjorda på avloppsvatten till Öresundsverket visat. Detta visar vikten av att analysera PFAS-ämnen med TOP-analys för att den totala belastningen av PFAS-ämnen i avloppsvatten ska kunna bedömas.

⁷ Personlig mailkommunikation med laboratorieansvarig vid IVL:s laboratorium den 27 oktober 2025.

Tabell 8. Uppmätta koncentrationer (ng/l) baserat på TOP-analys av PFAS-ämnen och beräknad belastning ($\mu\text{g}/\text{capita}/\text{år}$) i källsorterat avloppsvatten från Oceanhamnen i Helsingborg. Beräknad belastning ($\mu\text{g}/\text{dygn}$ och per capita) bygger på antagna flöden om 100 l/capita/dygn (gråvatten) och 10 l/capita/dygn (svartvatten).

| Parameter | Gråvatten | Svartvatten | Gråvatten | Svartvatten | Summa källsorterat |
|---------------|-----------|-------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | ng/l | ng/l | $\mu\text{g}/\text{capita}/\text{år}$ | $\mu\text{g}/\text{capita}/\text{år}$ | $\mu\text{g}/\text{capita}/\text{år}$ |
| PFBA(TOP) | 45 | 70 | 1635 | 257 | 1892 |
| PFPeA (TOP) | 44 | 4,3 | 1584 | 16 | 1600 |
| PFHxA (TOP) | 51 | u.d. | 1854 | u.d. | 1854 |
| PFHpA (TOP) | 15 | u.d. | 555 | u.d. | 555 |
| PFOA (TOP) | 7,6 | u.d. | 277 | u.d. | 277 |
| PFNA (TOP) | 3,2 | u.d. | 118 | u.d. | 118 |
| PFDA (TOP) | 1,3 | u.d. | 49 | u.d. | 49 |
| PFBS (TOP) | 0,68 | 1,2 | 25 | 1,1 | 26 |
| PFHxS (TOP) | u.d. | u.d. | u.d. | u.d. | u.d. |
| PFOS (TOP) | 1,3 | 3,2 | 46 | 12 | 58 |
| 6:2 FTS (TOP) | u.d. | u.d. | u.d. | u.d. | u.d. |

u.d. – under detektionsgräns

SFÄ i gråvatten och svartvatten

Resultaten från analyserna av SFÄ och Prio45-ämnen är sammanställda enligt ”Bilaga 2: Bedömningsgrunder för fysikaliska och kemiska kvalitetsfaktorer för sjöar och vattendrag” i HVMFS 2019:25. Ett stort antal kemiska ämnen och föreningar har analyserats, varav de flesta uppvisar halter under gällande bedömningsgrunder, och där flertalet ligger under laboratoriets detektionsgränser. Nedan kommenteras utvalda resultat kopplade till ämnesgrupper, tolkning av tänkbara källor i hushållet och jämförelser med förekomst i andra typer av avloppsvatten. Analysresultat, tillsammans med gränsvärden, redovisas i Bilaga 3, tabell B3:1, medan samtliga analys svar från Eurofins presenteras i Bilaga 3, tabell B3:2.

Metaller

Generellt är halterna av metaller högre i svartvatten än i gråvatten. Exempelvis är halten av kvicksilver fem gånger högre i svartvatten (25 ng/l) jämfört med gråvatten (<5,0 ng/l). Skillnaden är ännu större för arsenik, zink och kadmium, se tabell 9. Däremot är halten av koppar och uran högre i gråvatten än i svartvatten. Halterna av metallerna jämförs med generella tröskelvärden för grundvattenförekomster, vilka representerar de koncentrationer som kan förväntas vara rörliga i grundvattenmiljön (SGU-FS 2023:1). Halten av arsenik i svartvatten (9,7 $\mu\text{g}/\text{l}$) överskrider tröskelvärdet på 5 $\mu\text{g}/\text{l}$, medan alla övriga parametrar ligger under de generella tröskelvärdena.

Det är dock viktigt att beakta att flödesmängderna skiljer sig avsevärt mellan de två avloppsfraktionerna. Källsorterat svartvatten från vakuumtoaletter uppgår till 8–11 l/capita/dygn (Abuzir et al., 2025), medan gråvatten uppskattas till cirka 100 l/capita/dygn. I tabell 9 nedan jämförs därför i stället den specifika belastningen per capita. Det framgår tydligt att andelen metallbelastning som utgörs av det källsorterade avloppsvattnet (summan av gråvatten och svartvatten) är relativt liten i förhållande till den totala belastningen.

Tabell 9. Halter av metaller ($\mu\text{g/l}$) i inkommande gråvatten och svartvatten till Oceanhamnen, Helsingborg (samlingsprov vecka 46–51 år 2024), generella tröskelvärden enligt SGU-FS 2023:1, samt årsmedelvärde för metaller i ingående avloppsvatten till konventionellt avloppsreningsverk Öresundsverket i Helsingborg år 2022. Beräknad belastning ($\mu\text{g/dygn}$ och per capita eller personekvivalent) bygger på flöden om 100 l/capita/dygn (gråvatten), 10 l/capita/dygn (svartvatten) och 330 l/pe-BOD₇/dygn (Öresundsverket).

| Parameter | Koncentration ($\mu\text{g/l}$) | | | | Belastning ($\mu\text{g/capita/dygn}$ respektive $\mu\text{g/pe/dygn}$) | | | |
|-----------|-----------------------------------|-------------|-----------------------|------------------------|---|--------------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| | Gråvatten | Svartvatten | Inlopp Öresundsverket | Generellt tröskelvärde | Gråvatten ¹ | Svartvatten ¹ | Inlopp Öresundsverket ² | Källsorterat/ Öresundsverket (%) |
| As | 1,1 | 9,7 | 1,2 | 5 | 110 | 97 | 396 | 52 |
| Pb | 0,35 | 0,81 | 1,7 | 5 | 35 | 8,1 | 560 | 8 |
| Cd | <0,004 | 0,12 | 0,09 | 0,5 | <0,4 | 1,2 | 30 | 5 |
| Cu | 19 | 6,8 | 53 | 500 | 1 900 | 68 | 17 500 | 11 |
| Cr | 0,64 | 1,3 | 3,2 | e.t. | 64 | 13 | 1 056 | 7 |
| Hg | <0,005 | 0,025 | 0,06 | 25 | <0,5 | 0,25 | 20 | 4 |
| Ni | 3,8 | 11 | 3,8 | 0,5 | 380 | 110 | 1 250 | 39 |
| Zn | 27 | 210 | 86 | 20 | 2 700 | 2 100 | 28 400 | 17 |

e.t. - ej tillgängligt

¹ Enhet ($\mu\text{g/capita/dygn}$)

² Enhet ($\mu\text{g/pe/dygn}$)

Halterna av metaller i klosettwater påverkas enligt Vinnerås (2002) av det generellt låga upptaget av metaller i människokroppen, vilket medför att koncentrationerna i fekalier är dock högre än i urin. En betydande andel av metallerna i avloppsvatten återfinns även i gråvattnet, som huvudsakligen härrör från hushållens kök, bad och tvätt. Vinnerås (2002) rapporterar att bly, krom och koppar i klosettwater uppgick till cirka 2%, 3% respektive 15% av motsvarande mängder i gråvatten. Zink uppvisade något högre koncentrationer i fekalier än i gråvatten Vinnerås (2002), vilket överensstämmer med resultaten från det källsorterade avloppsvattnet i föreliggande studie (210 $\mu\text{g/l}$ i svartvatten jämfört med 27 $\mu\text{g/l}$ i gråvatten).

Halten av kvicksilver var förhållandevis hög i svartvatten (25 ng/l). Även Vinnerås (2002) noterar en betydande andel kvicksilver i klosettwater, dock med högre koncentrationer i fekalier än i urin. Som jämförelse uppmättes ett årsmedelvärde på 19 ng/l kvicksilver i inkommande avloppsvatten till Öresundsverket under 2024 (Öresundsverket, 2024). Det bör dock noteras att Öresundsverket i genomsnitt tar emot cirka 300 l/pe/dygn, jämfört med cirka 10 l/capita/dygn, från svartvatten i vakuumtoaletter. Enligt Engqvist et al. (1998) kan en stor del av det kvicksilver som påträffas i fekalier härledas till tandfyllningar, vilket utgör en viktig källa till metallens förekomst i hushållsavloppsvatten.

Halterna av kadmium och nickel kan jämföras med halter som redovisas av Flodgren (2015) i en studie vid Himmerfjärdsverket, som behandlar avloppsvatten från den södra delen av Stockholmsregionen. Enligt studien kan cirka 71% av kadmium och 43 % av nickel i inkommande avloppsvatten härledas till hushållens utsläpp. Nickel bedöms huvudsakligen härröra från vatten som används i kök, badrum och tvätt, vilket motsvarar de fraktioner som i det källsorterat systemet benämns gråvatten. Kadmium bedöms till omkring en tredjedel komma från livsmedel och dryck, vilket indikerar att kostintaget utgör en betydande källa till ämnets förekomst i avloppsflödet. Flodgren (2015) rapporterade halter av kadmium under 0,05 $\mu\text{g/l}$ samt nickel på 4,0 $\mu\text{g/l}$ vid höga vattenflöden och 4,9 $\mu\text{g/l}$ vid låga vattenflöden i inkommande

avloppsvatten till Himmerfjärdsverket, vilket är snarlikt de koncentrationer som uppmätts vid Öresundsverket (se tabell 8). I den aktuella studien av källsorterat avloppsvatten uppmättes högre koncentrationer av både kadmium och nickel i svartvatten än i gråvatten. Men när hänsyn har tagits till flödesmängderna och beräkning av massan, ser man att belastningen av nickel och kadmium från svartvatten, endast tycks utgöra en liten del av belastningen jämfört belastningen i Öresundsverket.

Kopparhalten är lägre än årsmedelvärdet för inkommande avloppsvatten till Öresundsverket under 2022 (53 µg/l). De uppmätta halterna (19 µg/l i gråvatten och 6,8 µg/l i svartvatten) är långt under Livsmedelverkets gränsvärde (2 mg/l) för tjänligt dricksvatten (LIVSFS 2022:12), och räknas som en låg halt i grundvatten (SGU 2022). Förekomsten av koppar i avloppsvatten kan i huvudsak härledas till korrosion av kopparrör och andra ledningskomponenter i fastigheternas interna distributionssystem, vilket har identifierats som en källa till koppar i hushållens spillvatten (Boncz et al., 2025). Detta får även anses som sannolikt i Helsingborg då endast 11% av kopparmängden beräknades härröra från källsorterat avlopp, och i stort sett uteslutande från gråvatten.

Läkemedel

Två läkemedelssubstanser analyserades i detta projekt, Diklofenak, som tillhör gruppen icke-steroida antiinflammatoriska läkemedel (non-steroidal anti-inflammatory drugs, NSAID) och antibiotikan Ciprofloxacin. Inget av ämnena påträffades över detektionsgränsen i gråvattnet, medan Ciprofloxacin uppmättes till 7 µg/l i svartvatten. Detta värde överstiger den maximalt tillåtna koncentrationen i inlandsvatten, som är 0,1 µg/l enligt HVMFS 2019:25. Att Ciprofloxacin återfinns i svartvatten är förväntat. En tidigare studie på svartvatten fann Diklofenak i halter av 2,5–3,2 µg/l respektive Ciprofloxacin på 1–2 µg/l i vätskefasen (Leven et al., 2016).

Läkemedel är utformade för att påverka olika biologiska processer i kroppen (Halldin et al., 2023). De är kemiskt stabila för att motstå nedbrytning under transport i kroppen och undgå att brytas ned innan de når sitt målorgan i tillräckligt hög koncentration. Efter intag utsöndras läkemedel via urin eller avföring, vilket innebär att de huvudsakligen hamnar i klosettwater. Därtill finns en risk att de läkemedel som inte används (uppskattningsvis omkring fem procent) felaktigt spolats ut i avloppet i stället för att lämnas in till apotek (Halldin et al., 2023). De uppmätta halterna understryker behovet av effektiva reningsmetoder för att minska läkemedelsrester i avloppsvatten.

Halter av läkemedelsrester i gråvattnet från Oceanhamnen har tidigare (september 2021 till februari 2022) analyserats och publicerats i en avhandling vid Twente universitet (Rutten, 2024). I dessa prover återfanns Ciprofloxacin aldrig över detektionsgränsen på 0,05 µg/l vid 34 stickprov. Diklofenak återfanns vid 33 av 34 stickprov och hade ett medelvärde på 2,2 µg/l, det vill säga avsevärt högre än i nuvarande studien, där Diklofenak inte återfanns över detektionsgränsen. Man kan dock spekulera i att tidpunkten för provtagningen spelar roll, eftersom åren 2021–2022 var nära efter att Voltaren gel blev receptbelagd (juni 2020), men sannolikt fortfarande fanns kvar i omlopp i hushållen.

Klorerade organiska ämnen

Klorerade alkaner, eller så kallade klorparaffiner, är klorerade raka kolvätekedjor som delas in utifrån kolkedjans längd. Kortkedjiga klorparaffiner består av 10 till 13 kolatomer (C₁₀-C₁₃), mellankedjiga har 14 till 17 kolatomer och långkedjiga har fler än 17 kolatomer. De kortkedjiga klorparaffinerna är de mest skadliga för miljön och finns upptagna på Prio-listan. De regleras bland annat genom FN:s Stockholmskonvention, Luftvårdskonvention (CLRTAP) och EU:s Vattendirektiv (2000/60/EG). Klorparaffiner har historiskt använts som mjukgörare och flamskyddsmedel, samt som tillsatsmedel i fogmassor, färg, plast och gummi, liksom i kyl- och smörjmedel i metallbearbetningsindustrin. Enligt Naturvårdsverket (u.å.a) har kortkedjiga klorparaffiner påvisats i olika miljömatriser, bland annat i sediment, biota och reningsverks slam. I denna studie på källsorterat avloppsvatten återfinns både kort- och mellankedjiga klorparaffiner i låga halter. I svartvatten detekterades en högre halt av kortkedjiga klorparaffiner än i gråvatten (876 ng/l respektive 249 ng/l). För de mellankedjiga klorparaffinerna, observeras det motsatta mönstret, med något högre halter i gråvatten (877 ng/l) än i svartvatten (753 ng/l).

Polybromerade difenyletrar (PBDE) regleras genom prioriterade ämnesdirektivet (2013/39/EU), och därmed för ytvatten inom vattenförvaltningen genom Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (SGU, 2024b). De bromerade flamskyddsmedel som kunde detekteras i de båda vattentyperna, visade att summan av 24 bromerade difenyletrar (PBDE) var 1,86 ng/l i inkommande gråvatten, medan halten i inkommande svartvatten var högre, 3,3 ng/l. Ett gränsvärde som omfattar sex specifika kongener (PBDE nr 28, 47, 99, 100, 153 och 154) för ytvatten är 140 ng/l, uttryckt som maximal tillåten koncentration (vilket baseras på akuttoxicitet för vattenlevande organismer) (SGU, 2024b). Den totala halten av hexabromcyklododekan (HBCD) var något högre i svartvatten (0,373 ng/l) jämfört med gråvatten (0,277 ng/l). Även hexabromcyklododekan (HBCDD) regleras för ytvatten med gränsvärdena 1,6 ng/l som årsmedelvärde (SGU, 2024b). Att dessa ämnen påträffas i avloppsvattnen indikerar att de sannolikt härrör från material och produkter i hushållsmiljön, exempelvis textilier, möbelstoppningar, elektronik och byggnadsmaterial som innehåller flamskyddsmedel (Naturvårdsverket, u.å.b).

Polyklorerade bifenyler (PCB) och dioxiner kvantifierades i mycket låga halter, på pikogramnivå. PCB utgör en grupp av 209 olika toxiska ämnen med liknande egenskaper. I denna studie analyserades tolv enskilda PCB-kongener, där PCB118 återfanns med den högsta koncentrationen (328 pg/l) i svartvatten. För dioxiner är det oktaklordibenso-p-dioxin (OktaCDD) som kvantifierades med högst halt, 42 pg/l i gråvatten och 48 pg/l i svartvatten. Ett annat sätt att tolka resultaten är att beräkna toxisk ekvivalens (TEQ), som uttrycker den kombinerade toxiska effekten hos ämnen med liknande verkningsmekanismer. Analysresultaten, uttryckta som i WHO (2005) -PCB TEQ-värden, är betydligt högre i svartvatten (0,0293 pg/l) än i gråvatten (0,000948 pg/l). För dioxiner, uttryckta som WHO (2005) -PCDD/F TEQ, återfanns liknande halter i båda vattentyperna, med 0,107 pg/l i gråvatten och 0,109 pg/l i svartvatten.

Bekämpningsmedel

Bekämpningsmedel används för att förhindra att djur, växter eller mikroorganismer orsakar skada på egendom eller utgör en risk för människors eller djurs hälsa. Bekämpningsmedel brukar kategoriseras som antingen biocider eller växtskyddsmedel. Enligt SGU (2024c) kan biocider (till exempel desinfektionsmedel och myggmedel) spridas till miljön. Spridning kan ske via avloppsvatten från industri, reningsverk eller enskilda avlopp. Besprutning med

växtskyddsmedel på jordbruksmark och inom trädgårdsodling är också viktiga källor till påverkan och spridning av bekämpningsmedel i mark- och vattenmiljön.

Länsstyrelsen Skåne (2017) redovisar i en undersökning av 27 grundvattentäkter, att i 22 av dem uppmättes halter av bekämpningsmedel som överskrider gränsvärden för dricksvatten. I denna studie av källsorterat avloppsvatten kunde heptaklor och heptaklorepoxid, som ingår i Prio-listan kvantifieras till halter högre än rekommenderat gränsvärde för maximal tillåten koncentration i inlandsytavatten (0,0003 µg/l) (HVMFS 2019:25). Halten i gråvatten uppmättes till 0,001 µg/l, och en tio gånger högre halt i svartvatten (0,01 µg/l). Belastningen uttryckt som massa blir då densamma för båda vattnen när flödet för gråvatten är tio gånger högre än flödet för svartvatten. Bekämpningsmedlet glyfosat kunde inte detekteras i något av vattentyperna, men däremot kvantifierades en låg halt (0,36 µg/l) av aminometylfosfonsyra (AMPA) i gråvatten. AMPA är en nedbrytningsprodukt av glyfosat (SGU, 2024d). Vissa bekämpningsmedel har mycket hög ekototoxicitet och extremt låga gränsvärden för ytvatten, till exempel heptaklor och heptaklorepoxid (0,0000002 µg/l), medan motsvarande värde för till exempel glyfosat är 100 µg/l (en faktor på 500 miljoner). Även enligt dricksvattendirektivet har heptaklor och heptaklorepoxid lägre gränsvärde i dricksvatten (0,03 µg/l) jämfört med de flesta andra bekämpningsmedel vars gränsvärde ligger på 0,1 µg/l (SGU, 2024e). För båda vattentyperna gäller att ingen av de analyserade pesticiderna cypermetrin, terbutryn och imidacloprid kunde kvantifieras, samt att flertalet analyserade klorbenser hamnade under kvantifieringsgränsen på 1,0 ng/l. Endast pentaklorbensen återfanns i en halt av 5,8 ng/l i gråvatten och 6,1 ng/l i svartvatten, medan monoklorbensen endast hittades i gråvatten (1,8 ng/l) och 1,4-diklorbensen endast i svartvatten (7,1 ng/l).

Övriga organiska ämnen

Nonylfenoler regleras av EU:s Vattendirektiv (2000/60/EG). Alkylfenoler används för att framställa alkylfenoletoxilater, vilka i sin tur används som rengöringsmedel, emulgeringsmedel eller ytaktiva ämnen (Naturvårdsverket, u.å.c). När det gäller de fenoliska substanser som analyserades återfanns nonylfenol i båda proverna med likande halter (0,25 µg/l i gråvatten och 0,22 µg/l i svartvatten). Även Bisfenol A kvantifierades i båda proverna, men med en högre halt i svartvatten (0,63 µg/l) jämfört med gråvatten (0,085 µg/l). Butylfenol kunde endast kvantifieras i svartvatten med en halt på 0,13 µg/l. Analysresultatet för det antibakteriella triklosan hamnade för båda vattnen under kvantifieringsgränsen (<0,01 µg/l).

Bland övriga ämnen som kunde kvantifieras finns ftalaten di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) där halten i gråvatten (5,5 µg/l) var högre jämfört med i svartvatten (1,9 µg/l). Dessa värden är något högre än gränsvärdet för årsmedelvärde på 1,3 µg/l. Även för organotennföreningen, tributyltennoxid, visade analysresultaten att halterna i gråvatten (0,0028 µg/l) ligger något över det förslagna gränsvärdet (0,0015 µg/l). För svartvatten försvårade matriseffekten analysen och resultatet anges som under detektionsgränsen (<0,002 µg/l).

Slutsats

Generellt är belastningen av föroreningar (PFAS, metaller, läkemedelsrester och andra organiska föreningar) i det källsorterade avloppsvatten från Oceanhamnen låga. Nivåer som rapporterats i inkommande vatten till kommunala avloppsreningsverk i andra undersökningar är ofta högre än de halter som kvantifierats i denna studie. Uppmätta koncentrationer i grå- och svartvatten är i många fall under tillgängliga gränsvärden och bedömningsgrunder för yt-, inlands-, grund- eller dricksvatten.

Halten av Σ PFAS4 i gråvatten är i nivå med halten i dricksvattnet, som ligger under 4 ng/l och som distribueras till hushåll och verksamheter i området. Summaparametrar för PFAS i svartvatten kunde inte kvantifieras på grund av matriseffekter som störde analyserna. De riktade analyserna för 24 olika PFAS och motsvarande TOP-analyser som genomfördes visade att många halter hamnade vid eller under detektions- eller kvantifieringsgränserna för analysmetoden. Detta visar att de valda analysmetoderna, med aktuella kvantifieringsgränser, ger mycket lite användbar information om innehållet av PFAS i vattenproverna. Vid en kompletterande analys av svartvatten där en mer utvecklad provberedningsmetod användes, kunde några nedbrytningsprodukter av PFAS kvantifieras. Detta indikerar att analys av TOP-halter i komplicerade provmatriser med hög halt organiskt material kräver provberedning med oxidation i flera steg före extraktion. Det rekommenderas även att separera vattenprovet och genomföra TOP-analysen separat på vattenfasen och på slammet.

Analyser av TOP indikerar att kortkedjiga PFAS-föreningar och deras prekursorer förekommer i både gråvatten och svartvatten, men i låga halter. Halterna av TFA i svartvatten är höga, både jämfört med uppmätta koncentrationer i gråvatten och med rapporterade halter i undersökningar av dricksvatten. Detta understryker vikten av att inkludera ultrakortkedjiga PFAS vid framtida övervakning.

En jämförelse mellan de beräknade massbelastningarna för en personekvivalent vid Öresundsverket med belastningen från källsorterat avlopp beräknat med en per capita, kan användas för att få en uppfattning om hur mycket av PFAS-belastningen till ett reningsverk som härstammar från vanlig hushållsbelastning. De PFAS-ämnen som detekterats med riktade PFAS-analyserna förekommer i väsentligt lägre massbelastningar i källsorterat avlopp än i blandat kommunalt avlopp. Detta indikerar att bidraget från Oceanhamnens område till den totala PFAS-belastningen av dessa PFAS-ämnen är begränsat. Hushåll och verksamheter inom området kopplat till Oceanhamnens försöksanläggning tycks, baserat på resultaten i denna studie, inte utgöra någon betydande källa till föroreningar.

Projektets resultat indikerar ett behov för en mer nyanserad undersökning av hushållens relativa bidrag till PFAS-belastningen på avloppssystem i Helsingborg. Vid en förnyad undersökning skulle provtagningen på inkommande avloppsvatten genomföras simultant i både källsorterat avloppsvatten i Oceanhamnen och konventionella avloppsvatten till Öresundsverket. För att säkerställa att resultat kan jämföras bör samtliga prover analyseras med samma analysmetoder och vid samma laboratorium. Ett sådant upplägg skulle skapa förutsättningar för jämförelse mellan källsorterade och konventionella avloppssystem under likvärdiga förhållanden och bidra till en tydligare identifiering av skillnader i PFAS-fördelning, utspädning och transport. Detta skulle i sin tur ger ett bättre underlag för att bedöma hur spridningen av PFAS sker i olika avloppslösningar i urbana miljöer.

Referenser

- Abuzir, S., Gren, L., Domini, M., Bertanza, G., Davidsson, Å., & Kjerstadius, H. (2025). Performance of a full-scale anaerobic UASB digester treating blackwater from an urban city district in Helsingborg, Sweden. *Cleaner Water*, 4. <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2025.100082>
- Ahrens, L., Taniyasu, S., Yeung, L. W. Y., Yamashita, N., Lam, P. K. S., & Ebinghaus, R. (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*, 79(3), 266–272. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.045>
- Ameduri, B. (2023). Fluoropolymers: A special class of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) essential for our daily life. *Journal of Fluorine Chemistry*, 267: 110117. [10.1016/j.jfluchem.2023.110117](https://doi.org/10.1016/j.jfluchem.2023.110117)
- Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahren, L., & Winkens Pütz, K. (2022). PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? *Svenskt Vatten*.
- Berg, T., Petersen, A., Pedersen, G.A., Petersen, J., & Madsen, C. (2000). The release of nickel and other trace elements from electric kettles and coffee machines. *Food Addit Contam*, 17(3), 189-96. <https://doi.org/10.1080/026520300283441>
- Boncz, L.B., Holmegaard, L., Lykke Sørensen, J., Hald, J., & Jellesen, M.S. (2025). Flow-induced corrosion of brass flowmeters used for drinking water, *Engineering Failure Analysis*, 171, 109394, ISSN 1350-6307. <https://doi.org/10.1016/j.engfailanal.2025.109394>
- Engqvist, A., Colmsjö, A., & Skare, I. (1998). Speciation of Mercury Excreted in Feces from Individuals with Amalgam Fillings. *Archives of environmental health*, 53(3), 205-13. <https://doi.org/10.1080/00039899809605697>
- EurEau (2021). PFAS and wastewater. Current knowledge from European water sector and the case for control-at-source. Briefing note. May 2021. <https://www.eureau.org/resources/briefing-notes/5612-briefing-note-on-pfas-and-waste-water/file> [Hämtad 2025-11-23]
- EurEau (2025). TFA in Drinking Water Resources. Position Paper. <https://www.eureau.org/resources/position-papers/8167-eureau-position-paper-on-tfa/file> [Hämtad 2025-10-27]
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG. *Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX:32000L0060> [Hämtad 2025-11-23]
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2024/3019. *Europaparlamentets och rådets direktiv 2024/3019 av den 27 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202403019 [Hämtad 2025-11-12]
- Finsson, A., & Lind, S. (2020). Hållbar och cirkulär VA- från avlopp till resurs. Delegationen för cirkulär ekonomi. <https://www.delegationcirkularekonomi.se/49bfc8/globalassets/mikrosajter/delegationen-for-cirkular-ekonomi/rapporter/2020/expertgruppen-hallbar-och-cirkular-va-2020.pdf> [Hämtad 2026-02-16]

- Flodgren, J. (2015). Kartläggning av tungmetaller uppströms Himmerfjärdsverket: en studie av möjliga källor till kadmium och nickel i avloppsslam, LUP Student Papers. <https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/5043457> [Hämtad 2025-11-12]
- Gros, M., Ahrens, L., Levén, L., Koch, A., Dalahmeh, S., Ljung, E., Lundin, G., Jönsson, H., Eveborn, D., & Wiberg, K. (2020). Pharmaceuticals in source separated sanitation systems: Fecal sludge and blackwater treatment, *Science of The Total Environment*, 703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135530>
- Haglund, P., Liljelund, P., & Hjelt, M. (2025). Miljöövervakning av utgående vatten och slam från svenska avloppsreningsverk: Resultat från år 2022 och 2023 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004–2023. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1946211/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad 2025-05-21]
- Halldin, K., Berg, C., Bergström, U., & Scholz, B. (2023). Läkemedelsboken. Uppsala: Läkemedelsverket den 3 juli 2023. <https://lakemedelsboken.se/generella-kapitel/lakemedel-i-miljon/atgarder-for-att-skydda-miljon/atgarder-rorande-avloppsrening/> [Hämtad 2025-11-13]
- Havs- och vattenmyndigheten (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten* HVMFS 2019:25. <https://www.havochvatten.se/download/18.67e0eb431695d8639337366a/1708778082076/2013-19-keu-2019-01-01-ersatt-av-2019-25-201925.pdf> [Hämtad 2025-04-08]
- Houtz, E.F., & Sedlak, D.L. (2012). Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff. *Environ Sci Technol.*, 46(17), 9342-9. <https://doi.org/10.1021/es302274g>
- Jensen, J., Fauser, P., Sanderson, H., Vorkamp, K., Andersen, R., & Rasmussen, D. (2023). Derivation of cut-off values for PFAS in sewage sludge. Revised edition. The Danish Environmental Protection Agency. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2023/03/978-87-7038-497-1.pdf> [Hämtad 2025-05-21]
- Johansson, H., Flanagan, K., Viklander, M. & Österlund, H. (2024). Förekomst av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i dagvatten från urbana områden i Östersund. Luleå Tekniska Universitet. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1926388/FULLTEXT02> [Hämtad 2026-04-20]
- Jönsson, H. (2020). Läkemedel, PFAS och mikroplaster i avlopp –kunskapssammanställningar om provtagning, förekomst, effekter och uppströmsåtgärder. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. Energi och teknik, 106. https://pub.epsilon.slu.se/17226/1/jonsson_h_200813.pdf [Hämtad 2025-11-23]
- Karlsson, L., Baresel, C., & Önnby, L. (2023). Avancerad rening av mikroföreningar på NSVA:s reningsverk. Kartläggning, miljöpåverkan och Åtgärdsförslag. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Nr U 6702. <https://www.svenskvatten.se/globalassets/dokument/avlopp-och-miljo/bestallargrupp/slutrapporter/241210/nsva---kartlaggning.pdf> [Hämtad 2025-11-06]
- Kemikalieinspektionen, KEMI (2025). PFAS. <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas>. [Hämtad 2025-04-02]
- Krlovic, N., Saracevic, E., Derx, J., Gundacker, C., Krampe, J., Zessner, M., & Zoboli, O. (2024). A source-based framework to estimate the annual load of PFAS in municipal wastewater. *Sci. Total Environ.*, 920, 170997. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170997>

Levén, L., Gros Calvo, M., Dalahmeh, S., Ljung, E., Lundin, G., Ahrens, L., Wiberg, K., Jönsson, H., & Eveborn, D. (2016). Pharmaceuticals in blackwater and fecal sludge - treatment and risks. Report 54, Recycling & Organic waste. JTI - Swedish Institute of agriculture and Environmental Engineering, Uppsala.

LIVSFS 2022:12 *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten* Stockholm: Livsmedelsverket den 15 december 2022. https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2022-12_web_t.pdf [Hämtad 2025-11-12]

Länsstyrelsen Skåne (2017). Bekämpningsmedel i skånska grundvatten. Redovisning av resultaten från den regionala miljöövervakningen 2016. *Rapport 2017:14*. Länsstyrelsen Skåne.

Naturvårdsverket (2008). Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen, Rapport 5799. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1631949&dswid=-5176> [Hämtad 2025-11-13]

Naturvårdsverket (u.å.a). Klorparaffiner. <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Klorerade-organiska-amnen/Klorparaffiner/> [Hämtad 2025-11-17]

Naturvårdsverket (u.å.b). Bromerade difenyletrar (flamskyddsmedel). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Klorerade-organiska-amnen/Bromerade-difenyletrar-flamskyddsmedel/> [Hämtad 2025-11-20]

Naturvårdsverket (u.å.c). Nonylfenol och nonylfenoletoxilater. <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/Alkylfenol/> [Hämtad 2025-11-18]

NSVA (2023). Miljörapport Öresundsverket 2022. Rapport Nordvästra Skånes Vatten och avlopp AB. <https://nsva.se/wp-content/uploads/2024/06/miljorapport-oresundsverket-2022.pdf> [Hämtad 2025-12-17]

OECD (2022). Fact Cards of Major Groups of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs), OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/59e7ffc6-en>

OECD (2025). Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) and Alternatives in Hydraulic Oils and Lubricants: Report on Commercial Availability and Current Uses, OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris. <https://doi.org/10.1787/fed2872b-en>

Pesticide Action Network Europe, PAN Europe (2024). TFA in Water Dirty PFAS Legacy Under the Radar. https://cdn.naturskyddsforeningen.se/uploads/2024/05/TFAinWater_report_final.pdf [Hämtad 2025-11-18]

Vo, H. N. P., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. M. H., Li, J., Liang, H., ... & Nguyen, T. A. H. (2020). Poly- and perfluoroalkyl substances in water and wastewater: A comprehensive review from sources to remediation. *Journal of Water Process Engineering*, 36, 101393. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101393>

RecoLab (2025). Stadsutveckling med cirkulär infrastruktur är här! <https://www.recolab.se/> [Hämtad 2025-04-02]

Rutten, S. (2024). *Nanofiltration of Greywater to Remove Micropollutants*. Avhandling, Twente Universitet Nederländerna. ISBN 978-90-365-5949-2.

Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU (2022). Nationell grundvattenövervakning – databas (GRVO). Grundvatten i jord 2012–2021. Sverige. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnen/koppar/> [Senast uppdaterad 2024-01-29, Hämtad 2025-11-12]

Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU (2024a). PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser, PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/pfas--gransvarden-och-tillstandsklasser/>. [Senast ändrad 2024-06-18, Hämtad 2025-03-27]

Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU (2024b). Bromerade flamskyddsmedel – gränsvärden och tillståndsklasser. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/bromerade-flamskyddsmedel/bromerade-flamskyddsmedel-gransvarden-och-tillstandsklasser/> [Senast ändrad 2024-01-29, Hämtad 2025-11-20]

Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU (2024c). Bekämpningsmedel. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/bekampningsmedel/> [Senast ändrad 2024-01-29, HSveriges Geologiska Undersökningar, SGU (2024d). Bekämpningsmedel-datasammanställning. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/bekampningsmedel/bekampningsmedel-datasammanstallning/> [Senast ändrad 2024-01-29, Hämtad 2025-11-17]

Sveriges Geologiska Undersökningar, SGU (2024e). Bekämpningsmedel – gränsvärden och tillståndsklasser. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/bekampningsmedel/bekampningsmedel-gransvarden-och-tillstandsklasser/> [Senast ändrad 2024-01-29, Hämtad 2025-11-18]

SGU-FS 2023:1. Föreskrifter om ändring i Sveriges geologiska undersöknings föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten. Konsoliderad version av SGU-FS 2023:1 med ändringar till SGU-FS 2024:1 [Hämtad 2025-04-08]

Thompson, J. T., Chen, B., Bowden J. A., & Townsend T. G. (2023). Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Toilet Paper and the Impact on Wastewater Systems. *Environmental Science & Technology Letters*, 10(3), 234-239. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.estlett.3c00094>

van Hees, P., Sundelin, T., & Karlsson, P. (2023). Ultrashort PFAS in Swedish and Norwegian Drinking Water. Eurofins publication: https://cdnmedia.eurofins.com/european-east/media/2867434/eurofins_ultrashort_pfas_drink_water_23.pdf [Hämtad 2025-10-27]

van Hees, P., Karlsson, P., Bucuricova, L., Olsman, H., & Yeung, L. (2024). Trifluoroacetic acid (TFA) and trifluoromethane sulphonic acid (TFMS) in juice and fruit/vegetable purees. White paper. https://cdnmedia.eurofins.com/european-east/media/uxcnaa2c/eurofins_tfa_tfms_juice_24_final.pdf [Hämtad 2025-10-27]

- Vinnerås, B. (2002). Possibilities for Sustainable Nutrient Recycling by Faecal Separation Combined with Urine Diversion, Doctoral thesis, SLU, Uppsala.
https://pub.epsilon.slu.se/332/1/Agraria_353.pdf [Hämtad 2025-11-17]
- Wang, Z., DeWitt, J.C., Higgins, C.P., & Cousins, I.T. (2017). A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)? *Environmental Science & Technology*, 51(5), 2508–2518.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04806>
- Wang, Z., Buser, A., Cousins, I.T., Demattio, S., Drost, W., Johansson, O., Ohno, K., Patlewicz, G., Richard, A., Walker, G., White, G., & Leinala, E. (2021). A New OECD Definition for Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Environmental Science & Technology*, 55(23), 15575 – 15578.
doi.org/10.1021/acs.est.1c06896
- Wang, Q., Xu, R., Zha, F., Xu, L., Kang, B., & Han, H. (2025). Molecular insights into the adsorption behavior of PFAS on montmorillonite, polyethylene, and polypropylene: A molecular dynamics study. *Computers and Geotechnics*, 187, 107461.
<https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2025.107461>
- Zenobio, J. E., Salawu, O. A., Han, Z., & Adeleye, A. S. (2022). Adsorption of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to containers. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7, 100130. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100130>
- Öresundsverket (2024). Miljörapport 2024. <https://nsva.se/wp-content/uploads/2025/04/miljorapport-2024-oresundsverket.pdf> [Hämtad 2025-11-23]

Bilagor

Bilaga 1. Analyserade PFAS-ämnen med kvantifieringsgräns, analysmetod och mätosäkerhet.

Tabell B1. Eurofins redovisning av analyserade PFAS-ämnen med kvantifieringsgräns, analysmetod och mätosäkerhet för svartvatten (SV) och gråvatten (GV).

| Parameter | Kvantifieringsgräns (ng/l) GV / SV | Metod/referens | Mätosäkerhet |
|----------------|---------------------------------------|--|--------------|
| AOF | 0,000006 / 0,00012 | Intern metod | |
| Fluorid | 0,002 / ej angett | DIN EN ISO 10304-1 (D20): 2009-07 | 12.14% |
| 10:2 FTS | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 3:3 FTCA | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 4:2 FTS | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 4:2 FTS (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol.2012,46,9342-9349 | 31% |
| 5:3 FTCA | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 6:2 CI-PFAES | 0,30 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 6:2 FTAB | 10 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 6:2 FTOH | 50 / 250 | Intern metod | 30% |
| 6:2 FTS | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 6:2 FTS (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol.2012,46,9342-9349 | 31% |
| 7:3 FTCA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 8:2 CI-PFAES | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 8:2 FTOH | 10 / 50 | Intern metod | 30% |
| 8:2 FTS | 0,30 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| 8:2 FTS | 0,30 / 200 | Environ.Sci.Technol.2012,46,9342-9349 | 31% |
| C6O4 HAc | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| diSAmpPAP | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| DONA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| DPOSA | 10 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| EtFOSA | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| EtFOSA (TOP) | 10 / 200 | Environ.Sci.Technol.2012,46,9342-9349 | 31% |
| EtFOSAA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| EtFOSAA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol.2012,46,9342-9349 | 31% |
| EtFOSE | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| EtFOSE (TOP) | 10 / 100 | Environ.Sci.Technol.2012,46,9342-9349 | 31% |
| FOSAA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol.2012,46,9342-9349 | 31% |
| HFPO-DA (GenX) | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| HFPO-TA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| HPFHpA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| MeFOSA (TOP) | 10 / 200 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| MeFOSAA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| MeFOSAA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| MeFOSE | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| MeFOSE (TOP) | 10 / 200 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| NFDHA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| P37DMOA (TOP) | 2,0 / 1000 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFBA | 3,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFBA (TOP) | 0,6 / 200 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFBS | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFBS (TOP) | 0,3 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFBSA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFDA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFDA (TOP) | 0,3 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFDaA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFDaA (TOP) | 0,3 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFDoS | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |

| | | | |
|--------------|------------|--|-----|
| PFDS | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFDS (TOP) | 0,30 / 200 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFECHS | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFEESA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFEtS | 3,0 / 3,0 | Internal Method LidPest.OA.01.34 | 38% |
| PFHpA | 0,3 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFHpA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFHpS | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFHpS (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFHxA | 0,3 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFHxA (TOP) | 0,3 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFHxDA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFHxDA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFHxPA | 0,3 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFHxS | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFHxS (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFHxSA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFMBA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFMPA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFNA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFNA (TOP) | 0,3 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFNS | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFOA | 0,3 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFOA (TOP) | 0,3 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFODA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFOS | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFOS (TOP) | 0,2 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFOSA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFOSA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFPeA | 1,0 / 20 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFPeA (TOP) | 0,3 / 200 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFPeS | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFPrA | 3,0 / 30 | Internal Method LidPest.OA.01.34 | 38% |
| PFPrS | 3,0 / 3,0 | Internal Method LidPest.OA.01.34 | 38% |
| PFPrS | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFTeDA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFTeDA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFTrDA | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFTrDA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFTrDS | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFUdA | 0,30 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| PFUdA (TOP) | 0,30 / 100 | Environ.Sci.Technol. 2012,46,9342-9349 | 31% |
| PFUnDS | 1,0 / 10 | DIN38407-42, UNEP Chemicals Branch 2015 mod. | 31% |
| TFA | 50 / 50 | Internal Method LidPest.OA.01.34 | 38% |
| TFMS | 1,0 / 1,0 | Internal Method LidPest.OA.01.34 | 38% |

Bilaga 2. Analysresultat för samtliga PFAS

Tabell B2:1. Halt i ng/l av olika PFAS i dricksvatten till konsument (utgående vatten från Örbyverket), blankprov samt medelvärde (n=5) och standardavvikelse (SD) av grävatten från Oceanhamnen, analyserat vid Eurofins.

| PFAS | Örbyverket utgående | Blank | Grävatten | |
|--|---------------------|-------|------------|------|
| | | | Medelvärde | STD |
| PFBA (Perfluorbutansyra) | 2,0 | <3,0 | <3,0 | 0 |
| PFBS (Perfluorbutansulfonsyra) | <0,30 | <0,60 | <0,60 | 0 |
| PFBSA (Perfluorbutansulfonamid) | | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFDA (Perfluordekansyra) | <0,30 | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFDoA (Perfluordodekansyra) | <0,30 | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFDoS (Perfluordodekansulfonat) | <1,0 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFDS (Perfluordekansulfonsyra) | <0,30 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFECHS(Perfluor-4-etylcyklohexansulfonat) | | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFEESA (Perfluor-(2-etoxyetan)-sulfonsyra) | | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFEtS (Perfluoretansulfonsyra) | | <3,0 | <3,0 | 0 |
| PFHpA (Perfluorheptansyra) | 0,48 | <0,30 | 0,3 | 0 |
| PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra) | <0,30 | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFHxA (Perfluorhexansyra) | <0,30 | <0,30 | 0,91 | 0,38 |
| PFHxDA(Perfluorhexadekansyra) | | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFHxPA (Perfluorhexylfosfonat) | | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra) | 0,31 | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFHxSA (Perfluorhexansulfonamid) | | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFMBA (Perfluor-4-metoxybutansyra) | | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFMPA (Perfluor-3-metoxypropion syra) | | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFNA (Perfluorononansyra) | <0,30 | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFNS (Perfluorononsulfonat) | <0,30 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFOA (Perfluoroktansyra) | 0,63 | 0,51 | 0,81 | 0,15 |
| PFODA (Perfluoroktadekansyra) | 0,34 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyra) | | 0,38 | <1,0 | 0 |
| PFOSA (Perfluoroktansulfonamid) | | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFPeA (Perfluorpentansyra) | <0,30 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFPeS (Perfluorpentansulfonat) | <0,30 | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFPrA (Perfluorpropansyra) | | <3,0 | <3,0 | 0 |
| PFPrS (Perfluorpropansulfonsyra) | | <3,0 | <3,0 | 0 |
| PFPrS (Perfluorpropionsulfonat) | | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFTeDA (Perfluortetradekansyra) | | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFTrDA (Perfluortridekansyra) | <1,0 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFTrDS (Perfluortridekansulfonsyra) | <0,30 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| PFUdA (Perfluorundekansyra) | <0,30 | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFUnDS (Perfluorundekansulfonsyra) | <0,30 | <1,0 | <1,0 | 0 |
| TFA (Trifluorättiksyra) | | 420 | 444 | 35 |
| TFMS (Trifluormetansulfonsyra) | | <1,0 | 4,0 | 0,54 |

Tabell B2:2. Detektions- och kvantifieringsgränser samt analysresultat för olika PFAS vid analys av svartvatten vid IVL:s laboratorium, där vattenfas och slamfas separerats via centrifugering innan analys. (Enhet i vattenfas: ng/l, enhet i slamfas: ng/g per torrsvikt, NA = not available, - halt under detektionsgräns).

| PFAS | Detektionsgräns | Kvantifieringsgräns | Vattenfas | | Slamfas | |
|-----------|-----------------|---------------------|-----------|----------|----------|----------|
| | | | Replik 1 | Replik 2 | Replik 1 | Replik 2 |
| PFPPrA* | 0,08 | 0,27 | - | - | - | - |
| PFBA* | 0,13 | 0,43 | - | - | 0,20 | 0,26 |
| PFPeA* | 0,25 | 0,84 | - | - | - | - |
| PFFHxA | 0,13 | 0,43 | - | - | - | - |
| PFFHpA | 0,28 | 0,93 | - | - | - | - |
| PFOA | 0,44 | 1,45 | - | - | - | - |
| PFNA | 0,10 | 0,34 | - | - | - | - |
| PFDA | 0,22 | 0,72 | - | - | - | - |
| PFUnDA | 0,70 | 2,34 | - | - | - | - |
| PFDODA | 0,26 | 0,85 | - | - | - | - |
| PFFTrDA | 0,07 | 0,25 | - | - | - | - |
| PFFTeDA | 0,16 | 0,55 | - | - | - | - |
| PFFHxDA | 0,43 | 1,42 | - | - | - | - |
| PFODA | 1,16 | 3,87 | - | - | - | - |
| PFEtS | 0,16 | 0,52 | - | - | - | - |
| PFBS | 0,22 | 0,73 | - | - | - | - |
| PFPPrS | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| PFPeS | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| PFFHxS | 0,21 | 0,72 | - | - | - | - |
| PFFHpS | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| PFOS | 0,22 | 0,72 | - | - | - | - |
| PFNS | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| PFDS | 0,08 | 0,26 | - | - | - | - |
| PFUnDS | 0,07 | 0,25 | - | - | - | - |
| PFDODS | 0,07 | 0,25 | - | - | - | - |
| PFFTrDS | 0,07 | 0,25 | - | - | - | - |
| 4:2FTS | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 6:2 FTS | 0,151 | 0,502 | - | - | - | - |
| 8:2 FTS | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 10:2 FTS | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| Gen-X | 0,13 | 0,44 | - | - | - | - |
| ADONA | 1,38 | 4,61 | - | - | - | - |
| C6O4 | 0,05 | 0,15 | - | - | NA | NA |
| PFOSA | 0,08 | 0,26 | - | - | - | - |
| Me-FOSA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| Et-FOSA | 0,13 | 0,44 | - | - | - | - |
| FOSAA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| Me-FOSAA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| Et-FOSAA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| FPrPA | 0,06 | 0,21 | - | - | - | - |
| FPePA | 0,14 | 0,47 | - | - | - | - |
| FHpPA | 0,16 | 0,52 | - | - | - | - |
| 6:2 FTA | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| 8:2 FTA | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| 10:2 FTA | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| 6:2 FTUA | 0,08 | 0,28 | - | - | - | - |
| 8:2 FTUA | 0,08 | 0,28 | - | - | - | - |
| 10:2 FTUA | 0,08 | 0,28 | - | - | - | - |
| PF4OPeA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| PFSOHxA | 0,09 | 0,29 | - | - | - | - |
| FBSA | 0,07 | 0,24 | - | - | - | - |

| | | | | | | |
|----------------|------|------|---|---|---|---|
| Et-FBSA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| FHxSA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| PFEESA | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 3.6-OPFHpA 201 | 0,09 | 0,31 | - | - | - | - |
| C10-CI PFSA | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| C12-CI PFSA | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| PFHxPA* | 0,87 | 2,88 | - | - | - | - |
| CI-PFHxPA* | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| PFOPA* | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| CI-PFOPA* | 0,15 | 0,50 | - | - | - | - |
| PFDPa* | 0,20 | 0,67 | - | - | - | - |
| 6:2PAP | 0,71 | 2,38 | - | - | - | - |
| 8:2PAP | 0,50 | 1,66 | - | - | - | - |
| 6:2diPAP | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 6:2/8:2 diPAP | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 8:2 diPAP | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 6:6 PFPi | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 6:8 PFPi | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| 8:8 PFPi | 0,05 | 0,15 | - | - | - | - |
| SAmPAP | 1,62 | 5,41 | - | - | - | - |
| diSAmPAP | 0,06 | 0,21 | - | - | - | - |

* analyter som detekteras med enbart en produkt-jon i MS/MS

Tabell B2:3. Halt i ng/l av olika PFAS (TOP-analys) i blankprov och i inkommande grävatten till RecoLab, analyserat vid Eurofins, angivet som medelvärde och standardavvikelse (SD) (n=5).

| TOP analys | Blankprov | Grävatten Inkommande | |
|--|-----------|----------------------|------|
| | | Medelvärde (ng/l) | SD |
| PFBA (Perfluorbutansyra) (TOP) | 2,4 | 45 | 11 |
| PFBS (Perfluorbutansulfonsyra) (TOP) | 0,42 | 0,68 | 0,22 |
| PFDA (Perfluordekansyra) (TOP) | <0,30 | 1,34 | 0,11 |
| PFDoA (Perfluordodekansyra) (TOP) | <0,30 | 0,46 | 0,08 |
| PFDS (Perfluordekansulfonsyra) (TOP) | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFHpA (Perfluorheptansyra) (TOP) | 1,4 | 15 | 1,3 |
| PFHpS (Perfluorheptansulfonsyra) (TOP) | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFHxA (Perfluorhexansyra) (TOP) | 3,5 | 51 | 37 |
| PFHxDA (Perfluorhexadekansyra) (TOP) | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra) (TOP) | 0,31 | <0,30 | 0 |
| PFNA (Perfluoronansyra) (TOP) | <0,30 | 3,2 | 0,31 |
| PFOA (Perfluoroktansyra) (TOP) | 0,49 | 7,6 | 1,6 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyra) (TOP) | 0,65 | 1,3 | 0,32 |
| PFOSA (Perfluoroktansulfonamid) (TOP) | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFPeA (Perfluorpentansyra) (TOP) | 1,9 | 43 | 18 |
| PFTeDA (Perfluortetradekansyra) (TOP) | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFTrDA (Perfluortridekansyra) (TOP) | <0,30 | <0,30 | 0 |
| PFUdA (Perfluorundekansyra) (TOP) | <0,30 | 0,62 | 0,08 |
| ΣPFAS (TOP) | 11 | 170 | 67 |

Bilaga 3. Prioriterade ämnen och särskilt förorenande ämnen (SFÄ)

Tabell B3:1 Prioriterade ämnen (markerat med x) och SFÄ med gränsvärden för inlandsytvatten, jämfört med halt i grävatten (GV) och svartvatten (SV) från Oceanhamnen, inkommande till RecoLab, Helsingborg.

Samlingsprov från vecka 46–51 år 2024. (e.a.= ej analyserat, e.t. = ej tillgängligt).

| Ämne | Fastställt som Prioriterat ämne ⁽¹⁾ | Gränsvärde (µg/l) ⁽²⁾ | GV (µg/l) | SV (µg/l) |
|---|--|----------------------------------|---------------------|--------------------------|
| 1,2 di klorethan | | 10 ⁽³⁾ | <0,10 | <0,10 |
| 17-alfaetynylöstradiol | | e. t. | <0,0050 | <0,070 |
| 17-beta-östradiol | | e. t. | <0,010 | <0,0050 |
| Aklonifen | | 0,12 | <0,1 | <0,1 |
| Alaklor | | 0,7 | <0,05 | <0,05 |
| Ammoniak (NH ₃ -N) | | e.t. | 1900 ⁽⁸⁾ | 1 000 000 ⁽⁸⁾ |
| Antracen | x | 0,1 | <0,010 | <0,10 |
| Arsenik och arsenikföreningar | | 0,5 | 1,1 | 9,7 |
| Atrazin | | 2 | <0,1 | <0,1 |
| Bensen | | 50 | e. a. | e. a. |
| Bentazon | | 30 | <0,1 | <0,1 |
| Bifenox | | 0,04 | <0,1 | <0,5 |
| Bisfenol A | | 1,5 | 0,085 | 0,63 |
| Bly och blyföreningar | | 14 | 0,35 | 0,81 |
| Bromerade difenyletrar ⁽⁴⁾ | x | 0,14 | 0,00186 | 0,0033 |
| Bronopol | | 0,7 | <20 | <20 |
| C10-13 Kloralkaner | x | 1,4 | <50 | <100 |
| Ciprofloxacin | | 0,1 | < 1 | 7 |
| Cybutryn (Irgarol) | | 0,016 | <0,01 | <0,01 |
| Cypermترین | | 0,0006 | <0,3 | <0,3 |
| Dekametylcyklopentasiloxan (D5) | | e. t. | e. a. | e. a. |
| Di(2 -etylhexyl)ftalat (DEHP) | x | 1,3 ⁽³⁾ | 5,5 | 1,9 |
| Diflufenikan | | 0,005 | <0,1 | <0,1 |
| Diklofenak | | 0,1 | <0,03 | <0,01 |
| Diklormetan | | 20 ⁽³⁾ | <0,10 | <0,10 |
| Diklorprop-P | | 10 | <0,1 | <0,1 |
| Diklorvos | | 0,0007 | <0,025 | <0,025 |
| Dikofol | x | 0,0013 (3) | <0,050 | <0,050 |
| Dioxiner och dioxinlika föreningar ⁽⁶⁾ | x | e. t. | <0,0010 | <0,010 |
| Diuron | | 1,8 | <0,1 | <0,1 |
| Endossulfan | x | 0,01 | <0,0010 | <0,010 |
| Fluoranten | | 0,12 | <0,030 | <0,10 |
| Glyfosat | | 100 | <0,1 | <0,5 |
| Heptaklor och heptakloreoxid | x | 0,0003 | 0,001 | 0,01 |
| Hexabromcyklododekan (HBCDD) | x | 0,5 | 0,000277 | 0,000373 |
| Hexaklorbensen | x | 0,05 | <0,001 | <0,001 |
| Hexaklorbutadien | x | 0,6 | <0,0010 | <0,010 |
| Hexaklorcyklohexan | x | 0,04 | <0,0010 | <0,010 |
| Imidakloprid | | 0,005 | <0,1 | <0,1 |
| Isoproturon | | 1 | <0,1 | <0,1 |
| Kadmium och kadmiumföreningar | x | 0,45 - 1,5 ⁽⁴⁾ | <0,0040 | 0,12 |
| Kinoxifen | x | 2,7 | <0,02 | <0,02 |
| Klorfenvinfos | | 0,3 | <0,1 | <0,1 |
| Kloridazon | | 10 | <0,1 | <0,1 |
| Klorpyrifos | | 0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Koppar och kopparföreningar | | 4 | 19 | 6,8 |
| Krom och kromföreningar | | 3 | 0,64 | 1,3 |
| Kvicksilver och kvicksilverföreningar | x | 0,07 | <0,0050 | 0,025 |
| MCCP (C14-C17 Klorparaffiner) | | 1 | 0,877 | 0,753 |
| MCPA | | 1 | <0,1 | <0,1 |
| Mekopro och Mekoprop p | | 20 | <0,1 | <0,1 |
| Metribuzin | | 0,08 | <0,1 | <0,1 |

| | | | | |
|--|---|--------------------------|----------|--------|
| Metsulfuronmetyl | | 0,02 | <0,1 | <0,1 |
| Naftalen | | 130 | <0,010 | <0,10 |
| Nickel och Nickelföreningar | | 34 | 3,8 | 11 |
| Nitrat (NO ₃ -N) (mg/l) | | e. t. | <0,010 | <0,010 |
| Nonylfenoler | x | 2 | 0,25 | 0,22 |
| Nonylfenoletoxilater (summa fenoletoxilater) | | e. t. | <0,1 | <0,1 |
| Oktametylcyclotetrasiloxan, D4 | | e. t. | e. a. | e. a. |
| Oktylfenoler | | 0,1 ⁽³⁾ | <0,02 | <0,04 |
| Pentaklorbensen | x | 0,007 ⁽³⁾ | 0,0061 | 0,0058 |
| Pentaklorfenol | | 1 | <10 | <0,01 |
| Perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och dess derivat | x | 36 | 0,00125 | <0,100 |
| Pirimikarb | | 0,09 | <0,1 | <0,1 |
| Poly- och perfluorerade alkylsubstanser, PFAS11 | | e. t. | 0,0018 | e. a. |
| Polyaromatiska kolväten (PAH) ⁽⁷⁾ | x | 0,27 | <0,010 | <0,10 |
| Polyklorerade bifenyler, PCB, ej dioxinlika (pg/l) | | e. t. | 0,000948 | 0,0293 |
| Simazin | | 4 | <0,1 | <0,1 |
| Sulfosulfuron | | 0,05 | <0,1 | <0,1 |
| Terbutryn | | 0,34 | <0,1 | <0,1 |
| Tributyltennföreningar | x | 0,0015 | 0,0028 | <0,002 |
| Triclosan | | 0,05 | <0,01 | <0,01 |
| Trifuralin | x | 0,03 ⁽³⁾ | <0,05 | <0,05 |
| Triklorbensener | | 0,4 ⁽³⁾ | <0,001 | <0,001 |
| Triklormetan | | 2,5 ⁽³⁾ | <0,10 | <0,10 |
| Uran | | 8,6 | 0,27 | 0,13 |
| Zink | | 3,0 - 8,0 ⁽⁵⁾ | 27 | 210 |

1) Enligt EU direktiv 2013/39/EU, bilaga 1, Lista över prioriterade ämnen inom vattenpolitikens område

2) Enligt Naturvårdsverket rapport 5799 (2008), Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen

3) Årsmedelvärde

4) Summa av PBDE kongener 28, 47, 99, 100, 153, 154

5) Gränsvärde beroende på vattenhårhetsklass

6) Summa av 7 st PCDD, 10 st PCDF och 12 st PCB (kongener 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189)

7) Bensen(a)pyren kan ses som markörför övriga PAH

8) Angett som Ammoniumkväve (NH₄-N)

9) Summa klorbensener

Tabell B3:2. Provsvar från Eurofins för samtliga analyserade parametrar i gråvatten (GV) och svartvatten (SV) från Oceanhamnen, inkommande till RecoLab, Helsingborg. Samlingsprov från vecka 46–51 år 2024.

| Ämne | Enhet | GV | SV |
|---|-------|---------|---------|
| Bens(a)antracen | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Krysen | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Benso(b,k)fluoranten | µg/l | <0,020 | <0,20 |
| Benso(a)pyren | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | µg/l | <0,010 | <0,11 |
| Dibens(a,h)antracen | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Naftalen | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Acenaftylen | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Acenaften | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Fluoren | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Fenantren | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Antracen | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Fluoranten | µg/l | <0,030 | <0,10 |
| Pyren | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Benso(g,h,i)perylen | µg/l | <0,010 | <0,10 |
| Summa cancerogena PAH | µg/l | <0,035 | <0,36 |
| Summa övriga PAH | µg/l | <0,055 | <0,45 |
| Summa PAH med låg molekylvikt | µg/l | <0,015 | <0,15 |
| Summa PAH med medelhög molekylvikt | µg/l | <0,035 | <0,25 |
| Summa PAH med hög molekylvikt | µg/l | <0,040 | <0,41 |
| PBDE 17 | ng/l | <0,0500 | <0,0500 |
| PBDE 28 | ng/l | 0,0836 | 0,0796 |
| Summa av analyserade TriBDEer (exkl. LOQ) | ng/l | 0,0836 | 0,0796 |
| Summa av analyserade TriBDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 0,134 | 0,13 |
| PBDE 47 | ng/l | 0,912 | 1,26 |
| PBDE 49 | ng/l | <0,117 | <0,117 |
| PBDE 66 | ng/l | <0,117 | <0,117 |
| PBDE 71 | ng/l | <0,117 | <0,117 |
| PBDE 77 | ng/l | <0,117 | <0,117 |
| Summa av analyserade TetraBDEer (exkl. LOQ) | ng/l | 0,912 | 1,26 |
| Summa av analyserade TetraBDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 1,38 | 1,73 |
| PBDE 85 | ng/l | <0,233 | <0,233 |
| PBDE 99 | ng/l | 0,867 | 1,61 |
| PBDE 100 | ng/l | <0,233 | 0,352 |
| PBDE 119 | ng/l | <0,233 | <0,233 |
| PBDE 126 | ng/l | <0,233 | <0,233 |
| Summa av analyserade PentaBDEer (exkl. LOQ) | ng/l | 0,867 | 1,96 |
| Summa av analyserade PentaBDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 1,8 | 2,66 |
| PBDE 138 | ng/l | <0,350 | <0,350 |
| PBDE 153 | ng/l | <0,350 | <0,350 |
| PBDE 154 | ng/l | <0,350 | <0,350 |
| PBDE 156 | ng/l | <0,350 | <0,350 |
| Summa av analyserade HexaBDEer (exkl. LOQ) | ng/l | ND | ND |
| Summa av analyserade HexaBDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 1,4 | 1,4 |
| PBDE 183 | ng/l | <0,583 | <0,583 |
| PBDE 184 | ng/l | <0,583 | <0,583 |
| PBDE 191 | ng/l | <0,583 | <0,583 |
| Summa av analyserade HeptaBDEer (exkl. LOQ) | ng/l | ND | ND |
| Summa av analyserade HeptaBDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 1,75 | 1,75 |
| PBDE 196 | ng/l | <1,17 | <1,17 |
| PBDE 197 | ng/l | <1,17 | <1,17 |
| Summa av analyserade OktaBDEer (exkl. LOQ) | ng/l | ND | ND |
| Summa av analyserade OktaBDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 2,33 | 2,33 |
| PBDE 206 | ng/l | <2,33 | <2,33 |
| PBDE 207 | ng/l | <2,33 | <2,33 |
| Summa av analyserade NonBDEer (exkl. LOQ) | ng/l | ND | ND |

| | | | |
|---|------|------------|---------|
| Summa av analyserade NonBDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 4,67 | 4,67 |
| PBDE 209 (DekaBDE) | ng/l | <5,83 | <5,83 |
| Summa av analyserade BDEer (exkl. LOQ) | ng/l | 1,86 | 3,3 |
| Summa av analyserade BDEer (inkl. LOQ) | ng/l | 19,3 | 20,5 |
| alfa-HBCD | ng/l | 0,277 | <0,300 |
| Beta-HBCD | ng/l | <0,100 | <0,300 |
| gamma-HBCD | ng/l | <0,100 | 0,373 |
| HBCD (total alfa, beta, gamma) | ng/l | 0,277 | 0,373 |
| Diklormetan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| Triklormetan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| Tetraklormetan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| Trikloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| Tetrakloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| 1,1-Dikloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| 1,2-Dikloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| 1,1,1-Trikloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| 1,1,2-Trikloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| cis-1,2-Dikloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| trans-1,2-Dikloretan | µg/l | <0,10 | <0,10 |
| pH | | 6,9 | 8,5 |
| Temperatur vid pH-mätning | °C | 20,2 | 20,3 |
| TOC | mg/l | 130 | 1500 |
| DOC | mg/l | 48 | 580 |
| Ammoniumkväve (NH ₄ -N) | mg/l | 1,9 | 1000 |
| Nitratkväve (NO ₃ -N) | mg/l | <0,010 | <0,010 |
| Kalcium Ca (filtrerat) | mg/l | 33 | 37 |
| Magnesium Mg (filtrerat) | mg/l | 2,4 | 2,2 |
| Arsenik As (filtrerat) | mg/l | 0,0011 | 0,0097 |
| Bly Pb (filtrerat) | mg/l | 0,00035 | 0,00081 |
| Kadmium Cd (filtrerat) | mg/l | <0,0000040 | 0,00012 |
| Koppar Cu (filtrerat) | mg/l | 0,019 | 0,0068 |
| Krom 6+ | mg/l | <0,0010 | <0,10 |
| Krom Cr (filtrerat) | mg/l | 0,00064 | 0,0013 |
| Kvicksilver, Hg (filtrerat) | µg/l | <0,0050 | 0,025 |
| Nickel Ni (filtrerat) | mg/l | 0,0038 | 0,011 |
| Uran, U (filtrerat) | mg/l | 0,00027 | 0,00013 |
| Zink Zn (filtrerat) | mg/l | 0,027 | 0,21 |
| Triclosan | µg/l | <0,01 | <0,01 |
| 2,3,7,8-TetraCDD | pg/l | <0,360 | <0,360 |
| 1,2,3,7,8-PentaCDD | pg/l | <0,480 | <0,480 |
| 1,2,3,4,7,8-HexaCDD | pg/l | <0,960 | <0,960 |
| 1,2,3,6,7,8-HexaCDD | pg/l | <0,960 | <0,960 |
| 1,2,3,7,8,9-HexaCDD | pg/l | <0,960 | <0,960 |
| 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD | pg/l | 8,51 | 7,52 |
| OktaCDD | pg/l | 42 | 48,1 |
| 2,3,7,8-TetraCDF | pg/l | <0,640 | <0,640 |
| 1,2,3,7,8-PentaCDF | pg/l | <0,860 | <0,860 |
| 2,3,4,7,8-PentaCDF | pg/l | <0,860 | <0,860 |
| 1,2,3,4,7,8-HexaCDF | pg/l | <0,800 | <0,800 |
| 1,2,3,6,7,8-HexaCDF | pg/l | <0,800 | <0,800 |
| 1,2,3,7,8,9-HexaCDF | pg/l | <0,800 | <0,800 |
| 2,3,4,6,7,8-HexaCDF | pg/l | <0,800 | <0,800 |
| 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF | pg/l | 0,838 | 1,85 |
| 1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF | pg/l | <0,760 | <0,760 |
| OktaCDF | pg/l | 1,71 | 4,09 |
| WHO(2005)-PCDD/F TEQ exkl. LOQ | pg/l | 0,107 | 0,109 |
| WHO(2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ | pg/l | 1,91 | 1,91 |
| I-TEQ (NATO/CCMS) exkl LOQ | pg/l | 0,137 | 0,146 |
| I-TEQ (NATO/CCMS) inkl LOQ | pg/l | 1,89 | 1,9 |
| PCB 77 | pg/l | <18,0 | 74,9 |

| | | | |
|-------------------------------------|------|----------|--------|
| PCB 81 | pg/l | <2,40 | <4,80 |
| PCB 105 | pg/l | <39,0 | 126 |
| PCB 114 | pg/l | <4,70 | 18,6 |
| PCB 118 | pg/l | <140 | 328 |
| PCB 123 | pg/l | <4,00 | <8,00 |
| PCB 126 | pg/l | <2,30 | <4,60 |
| PCB 156 | pg/l | 27 | 169 |
| PCB 157 | pg/l | 4,57 | 29,5 |
| PCB 167 | pg/l | <11,0 | 38,2 |
| PCB 169 | pg/l | <12,0 | <24,0 |
| PCB 189 | pg/l | <4,00 | 17,8 |
| WHO(2005)-PCB TEQ exkl. LOQ | pg/l | 0,000948 | 0,0293 |
| WHO(2005)-PCB TEQ inkl. LOQ | pg/l | 0,6 | 1,21 |
| S:a C10-C13 Klorparaffiner exkl LOQ | ng/l | 249 | 876 |
| S:a C10-C13 Klorparaffiner inkl LOQ | ng/l | 252 | 876 |
| S:a C14-C17 Klorparaffiner exkl LOQ | ng/l | 877 | 753 |
| S:a C14-C17 Klorparaffiner inkl LOQ | ng/l | 889 | 764 |
| Monoklorbensen | ng/l | 1,8 | <1,0 |
| 1,2-Diklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| 1,3-Diklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| 1,4-Diklorbensen | ng/l | <1,0 | 7,1 |
| 1,2,3-Triklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| 1,2,4-Triklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| 1,3,5-Triklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| S:a Triklorbensen | ng/l | - | - |
| 1,2,3,4-Tetraklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| 1,2,3,5- tetraklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| 1,2,4,5-Tetraklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| Pentaklorbensen | ng/l | 6,1 | 5,8 |
| Hexaklorbensen | ng/l | <1,0 | <1,0 |
| Glyfosat | µg/l | <0,1 | <0,5 |
| AMPA | µg/l | 0,36 | <0,5 |
| Atrazine | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Bentazone | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Chlorfenvinphos | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Cypermethrin | µg/l | <0,3 | <0,3 |
| Diclorprop | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Diuron | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Imidacloprid | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Irgarol | µg/l | <0,01 | <0,01 |
| Isoproturon | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Kloridazon | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| MCPA | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Mekoprop | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Metribuzin | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Metsulfuron-metyl | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Simazine | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| 4-tert-oktylfenol | ng/l | <20 | <40 |
| Aclonifen | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Alachlor | µg/l | <0,05 | <0,05 |
| Bifenox | µg/l | <0,1 | <0,5 |
| Chlorpyrifos-ethyl | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Di-2-etylhexylftalat (DEHP) | µg/l | 5,5 | 1,9 |
| Dichlorvos | µg/l | <0,025 | <0,025 |
| Diflufenikan | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Diklofenak | µg/l | <0,03 | <0,01 |
| Hårdhet | °dH | 5,2 | 5,7 |
| Hexaklorobensen | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| Kloralkaner C10-C13 | µg/l | <50 | <100 |
| Pirimicarb | µg/l | <0,1 | <0,1 |

| | | | |
|---------------------------------|------|---------|---------|
| Sulfosulfuron | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Terbutryn | µg/l | <0,1 | <0,1 |
| Trifluralin | µg/l | <0,05 | <0,05 |
| 4-n-nonylfenol | ng/l | <10 | <10 |
| HCH, alpha- | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| HCH-beta | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| iso-nonylfenol | ng/l | 250 | 220 |
| 4-tert-butylfenol | ng/l | <40 | 130 |
| HCH,gamma- (Lindane) | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 4-tert-pentylfenol | ng/l | <10 | <30 |
| Heptachlor (3 sig) | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| Bisfenol A | ng/l | <1,0 | 84 |
| Heptaklorepoxid (cis) | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| Aldrin | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| iso-nonylfenolmonoetoxyilat | ng/l | <100 | <100 |
| Dieldrin | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| iso-nonylfenoldietoxyilat | ng/l | <100 | <100 |
| Endrin | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| iso-nonylfenoltrietoxyilat | ng/l | <100 | <100 |
| Endosulfan-alpha | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| iso-nonylfenoltetraetoxyilat | ng/l | <100 | <100 |
| 4,4-DDE | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| iso-nonylfenolpentaetoxyilat | ng/l | <100 | <100 |
| 2,4-DDD | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| iso-nonylfenolhexaetoxyilat | ng/l | <100 | <100 |
| 4,4'-DDD | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 4-t-oktylfenolmonoetoxyilat | ng/l | <10 | <10 |
| 2,4-DDT | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 4-t-oktylfenoldietoxyilat | ng/l | <10 | <10 |
| 4,4-DDT | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 4-t-oktylfenoltrietoxyilat | ng/l | <10 | <10 |
| 4-t-oktylfenoltetraetoxyilat | ng/l | <10 | <10 |
| Isodrin | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 4-t-oktylfenolpentaetoxyilat | ng/l | <10 | <10 |
| Isobenzan | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 4-t-Oktylfenolhexaetoxyilat | ng/l | <10 | <10 |
| Heptachlorepoxide - trans | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 2,4-DDE | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| Hexaklorbutadien (HCBD) | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| Hexakloretan | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| Pentaklorbensen | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| HCH-delta | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| chlorodane (cis) | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| chlorodane (trans) | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| 17a-Etinylestradiol | µg/l | <0,0050 | <0,070 |
| 17-beta-östradiol | µg/l | <0,010 | <0,0050 |
| 6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat) | ng/l | <0,30 | <10 |
| Bisfenol-a | µg/l | 0,085 | 0,63 |
| Bronopol | µg/l | <20 | <20 |
| Chloordaan (som) (factor 0,7) | | 0,001 | 0,01 |
| Ciprofloxacín | µg/l | < 1 | 7 |
| DDD, DDE, DDT | | 0,004 | 0,04 |
| Dicofol, p,p | µg/l | <0,050 | <0,050 |
| Heptachlor epoxide, sum (4) | | 0,001 | 0,01 |
| OKB (summa) | | 0,013 | 0,13 |
| PCB 101 | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| PCB 118 | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| PCB 138 | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| PCB 153 | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| PCB 180 | µg/l | <0,0010 | <0,010 |

| | | | |
|---------------------------------|------|---------|--------|
| PCB 28 | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| PCB 52 | µg/l | <0,0010 | <0,010 |
| Pentaklorfenol | µg/l | <10 | <0,01 |
| PFBA (Perfluorbutansyra) | ng/l | <3,0 | <20 |
| PFBS (Perfluorbutansulfonsyra) | ng/l | <0,60 | <10 |
| PFDA (Perfluordekansyra) | ng/l | <0,30 | <10 |
| PFHpA (Perfluorheptansyra) | ng/l | <0,30 | <10 |
| PFHxA (Perfluorhexansyra) | ng/l | 0,99 | <10 |
| PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra) | ng/l | <0,30 | <10 |
| PFNA (Perfluoronansyra) | ng/l | <0,30 | <10 |
| PFOA (Perfluoroktansyra) | ng/l | 0,81 | <10 |
| PFOS (Perfluoroktansulfonsyra) | ng/l | <1,0 | <10 |
| PFPeA (Perfluorpentansyra) | ng/l | <1,0 | <20 |
| Quinoxifen | µg/l | <0,02 | <0,02 |
| S:a HCH | | 0,003 | 0,03 |
| S:a PCB 7 | µg/l | 0,005 | 0,05 |
| sum drins (3) | | 0,002 | 0,02 |
| sum HCH (3) | | 0,002 | 0,02 |
| Summa PFAS SLV 11 | ng/l | 1,8 | ND |
| Summa PFAS7 | ng/l | 1,8 | ND |
| Tributyltenn (TBT) | µg/l | 0,0028 | <0,002 |