



# Omvandla fibersediment till hydrokol

---

**En ny teknik för att eliminera deponering och utvinna energi vid sanering av fiberbankar**

---

Tuffo 2024-3

2024-08-12

Rapport inom SGI:s externa forsknings- och teknikutvecklingsprogram Tuffo

Författare	Anna-Karin Dahlberg	Sveriges lantbruksuniversitet
	Alizée P Lehoux	Uppsala universitet
	Peter Axegård	C-Green

Diariernr: 1.1-2204-0409

Totalt antal sidor 31

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Dahlberg. A-K., Lehoux. A.P., Axegård. P., 2023, Omvandla fibersediment till hydrokol, En ny teknik för att eliminera deponering och utvinna energi vid sanering av fiberbankar, Tuffo 2024-3, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2024-08-12.

Refer to this document as follows:

Dahlberg. A-K., Lehoux. A.P., Axegård. P., 2023, Convert fiber sediment to hydrochar, new technology to eliminate landfilling and extract energy when remediating fiberbanks 2024-3, Statens geotekniska institut, Linköping, 12/08/2024

Foto på omslag: Fältprovtagning av fibersediment vid Karshäll fiberbank, Luleå. Anna-Karin Dahlberg, SLU.

## Förord

Detta är en projektrapport inom Statens geotekniska instituts externa forsknings- och teknikutvecklingsprogram Tuffo. Målet med Tuffo är att ta fram ny kunskap som kan bidra till att saneringstakten av förorenade områden i Sverige ökar samt till att miljö kvalitetsmålet "giftfri miljö" kan uppnås.

I denna rapport redovisas förstudien "Omvandla fibersediment till hydrokol - ny teknik för att eliminera deponering och utvinna energi vid sanering av fiberbankar". Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har varit projektledare för forskningsprojektet som genomförts tillsammans med Uppsala universitet och företaget C-Green. Projektet beviljades bidrag inom Tuffos utlysning 2021. Utlysningen 2021 var inriktad mot innovativa lösningar för förorenade områden omfattande åtgärdsteknik nära praktisk tillämpning.

Projektet har finansierats av Statens geotekniska instituts forsknings- och teknikutvecklingsprogram Tuffo samt medfinansierande samverkanspartners; SLU, Uppsala universitet och C-Green.

Statens geotekniska institut (SGI) har godkänt att forskningsprojektet har utförts i enlighet med den forskningsansökan som beviljats bidragsmedel men författarna svarar ensamma för föreliggande rapportens resultat och slutsatser.

Statens geotekniska institut, augusti 2024



## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	7
Summary .....	8
1 Introduktion .....	10
2 Metod.....	12
2.1 Beskrivning av sediment från utvalda fiberbankar .....	12
2.1.1 Väja fiberbank .....	13
2.1.2 Sandviken fiberbank.....	13
2.1.3 Karshäll fiberbank .....	14
2.2 Hydrotermisk karbonisering och våtoxidering .....	14
2.2.1 Hydrotermisk karbonisering (HTC) .....	14
2.2.2 Avvattning .....	15
2.2.3 Våtoxidering .....	15
2.3 Kemiska analyser.....	15
2.3.1 Polyklorerade bifenyler (PCB), diklordifenyltrikloretan (DDT) och dess nedbrytningsprodukter (DDE och DDD) .....	16
2.3.1.1 Sediment .....	16
2.3.1.2 Våtoxiderat filtrat.....	16
2.3.2 Polyklorerade dibenzo- <i>p</i> -dioxiner (PCDD), polyklorerade dibenzofuraner (PCDF) .....	17
2.3.3 Metaller .....	17
2.3.4 Kol och kväve.....	17
3 Resultat och diskussion .....	17
3.1 Materialets egenskaper.....	17
3.2 Organiska miljögifter .....	19
3.2.1 Polyklorerade bifenyler (PCB) .....	19
3.2.2 Polyklorerade dibenzo- <i>p</i> -dioxiner (PCDD), polyklorerade dibenzofuraner (PCDF) .....	20
3.2.3 Diklordifenyltrikloretan (DDT) och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD .....	22
3.3 Metaller .....	24
3.3.1 Metylkviksilver (Metyl-Hg) .....	28
3.4 Efterbehandlingsalternativ för hydrokol från fibersediment.....	29

3.5	Teknisk potential för uppskalning – kapacitet, energieffektivitet, ekonomi .....	29
3.6	Kunskapsluckor .....	29
3.7	Slutsatser .....	30
3.8	Tillkännagivanden och tack .....	30
	Referenser .....	31

## Sammanfattning

Vid tillverkning av papper och pappersmassa släpptes tidigare stora mängder cellulosa och träfibermaterial direkt ut i hav, sjöar och floder, tillsammans med olika miljöföroreningar. Fiber materialet har på många platser ansamlats på botten och bildat så kallade fiberbankar. Fiberbankarna innehåller ofta höga halter av klorerade organiska miljögifter och metaller som riskerar att spridas till den omgivande vattenmiljön. Muddring och rening på land kan vara ett saneringsalternativ för fiberbankar, men att placera sådana sediment i en deponi utan förbehandling skulle kunna orsaka oacceptabla utsläpp av växthusgaser.

Syftet med den här förstudien var att utvärdera om hydrotermisk karbonisering (HTC) i kombination med våtoxideration av det separerade vattnet kan användas för att omvandla förorenat fibermaterial från fiberbankar till hydrokol samtidigt som energi kan utvinnas. Hydrokol har ett högt energivärde (cirka 25% av olja) och skulle lättare kunna förbrännas i en avfallsklassad förbränningsanläggning så att de organiska miljögifterna kan destrueras fullständigt.

Förstudien gjordes i samarbete med företaget C-Green som har utvecklat en process (OxyPower HTC™) där värmen som bildas vid våtoxiderationen återanvänds, vilket gör processen cirka 90% mer energieffektiv än utan värmeåtervinning. I förstudien testades sediment från tre olika fiberbankar, som bestod av olika typer av träfibrer och miljöföroreningar, i företaget C-Greens labbreaktor. I kombination med kemiska analyser av metaller och organiska miljögifter (PCB; polyklorerade bifenyler, PCDD; polyklorerade dioxiner, PCDF; polyklorerade furaner och DDX; diklordifenyltrikloretan (DDT) och dess nedbrytningsprodukter) undersöktes om ämnena återfanns i hydrokolet eller i det våtoxiderade vattnet efter behandling.

Resultaten visade att samtliga sediment kunde omvandlas till hydrokol på ett effektivt sätt. Utbytet av total kol (TC) i hydrokolet var 71-92 % jämfört med sedimentet. Genom att omvandla sedimentet till hydrokol reducerades volymen med 70-88 %, vilket minskar behovet av transporter och förenklar hanteringen av materialet. De organiska miljögifterna (PCB, PCDD, PCDF and DDX) återfanns i hydrokolet men kunde inte hittas i några kvantifierbara halter i det våtoxiderade vattnet. Nedbrytning av diklordifenyltrikloretan (DDD) samt bildning av högklorerade dioxiner kunde dock observeras i HTC-reaktionen. Metallerna återfanns i både hydrokol och det våtoxiderade vattnet, men för de 11 metaller som vi studerade närmare så visade massbalansen att merparten av metallerna återfanns i hydrokolet.

Resultaten visar att ytterligare rening av det våtoxiderade vattnet med avseende på metaller skulle behövas om tekniken ska användas för förorenade sediment i större skala. Man bör också säkerställa att processen inte ger oönskade utsläpp via gasavgång till atmosfären vilket inte var möjligt att utvärdera i dessa labbskaleförsök. Vår förstudie visar dock på potentialen av att omvandla fibersediment till hydrokol med OxyPower HTC™ tekniken. Erfarenheter från ett pilotskaleförsök skulle kunna ge säkrare energi och kostnadskalkyler för eventuella framtida saneringsprojekt.

## Summary

During the production of paper and pulp, large amounts of cellulose and wood fiber material were historically released directly into ocean, lakes and rivers, together with various pollutants. In many places, the fiber material has accumulated on the bottom and formed so-called fiberbanks. The fiberbanks often contain high levels of chlorinated organic environmental toxins and metals that risk spreading to the surrounding aquatic environment. Dredging and treatment on land may be a remediation option for fiberbanks, but placing such sediments in a landfill without pretreatment may risk generating unacceptable greenhouse gas emissions. The purpose of this study was to evaluate whether hydrothermal carbonization (HTC) combined with wet oxidation of the separated water can be used to convert contaminated fiber material from fiberbanks to hydrochar while recovering energy. Hydrochar has a high energy value (about 25% of oil) and could be more easily incinerated in a waste-classified incineration plant so that the organic pollutants can be destroyed. The preliminary study was done in collaboration with the company C-Green, which has developed a process (OxyPower HTC™) where the heat generated during the wet oxidation step is reused, which makes the process approx. 90% more energy efficient than when the heat is not reused. In the preliminary study, sediments from three different fiberbanks, which consisted of different types of wood fibers and environmental pollutants, were tested in the company's C-Green's lab-scale reactor. In combination with chemical analyzes of metals and organic pollutants (PCB; polychlorinated biphenyls, PCDD; polychlorinated dioxins, PCDF; polychlorinated furans and DDX; dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) and its degradation products), it was investigated whether the substances were found in the hydrochar or the wet oxidized water after treatment.

The results showed that all sediments could be converted to hydrochar efficiently. The yield of total carbon (TC) in the hydrochar was 71-92 % compared to the sediment. By converting the sediment to hydrochar, the volume was reduced by 70-88 %, which would reduce transport and simplify handling of the material. The organic pollutants (PCB, PCDD, PCDF and DDX) were found in the hydrochar but could not be found at quantifiable levels in the wet oxidized water. However, degradation of dichlorodiphenyldichloroethane (DDD) and formation of highly chlorinated dioxins was observed in the HTC reaction. The metals were found in both the hydrochar and the wet oxidized water, but for the 11 metals studied more closely, the mass balance showed that most of the metals were found in the hydrochar. The results show that further purification of the wet oxidized water with respect to metals would be needed if the technology is to be used for contaminated sediments on a larger scale. It should also be ensured that the process does not produce unwanted gas emissions to the atmosphere, which was not possible to evaluate in this lab-scale experiment. However, or preliminary study shows the potential of converting fibrous sediment to hydrochar with the OxyPower HTC™ technology. Experiences from a pilot-scale trial would provide more certain energy and cost calculations for possible future remediation projects.

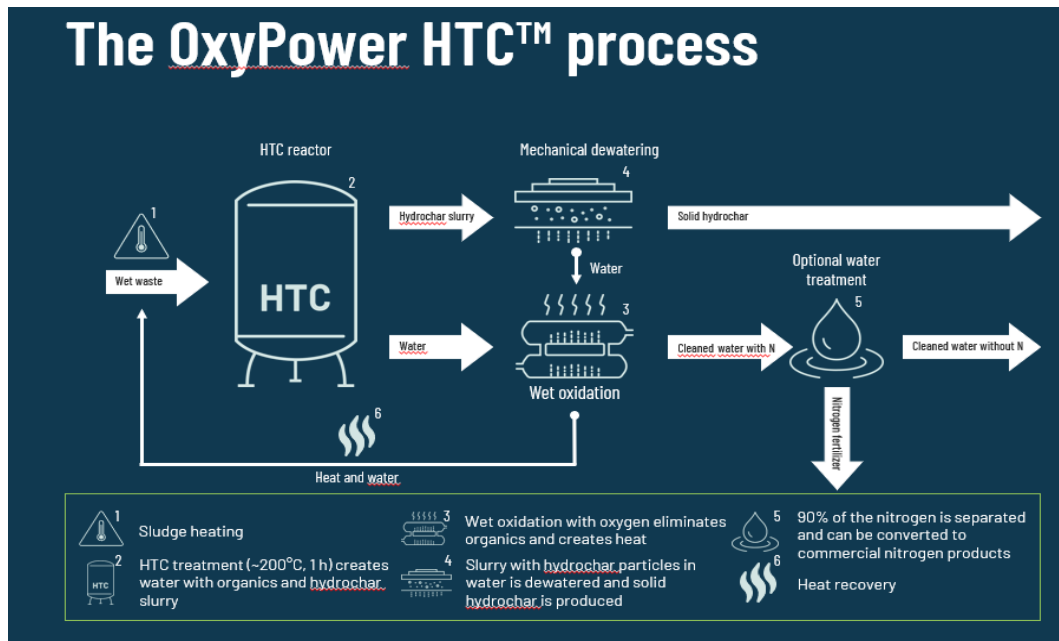


# 1 Introduktion

Historiskt har svenska pappers-, massa- och träfiberskiveindustrier släppt ut stora mängder träfibrer i vattenmiljön. Dessa utsläpp har lett till stora ansamlingar av träfibermaterial (så kallade fiberbankar) på botten längs kuster, sjöar och floder (Apler et al. 2014; Larsson et al. 2021). En typisk fiberbank kan ha en mäktighet på flera meter och täcka tusentals kvadratmeter. En inventering av historiska träindustrier som kan ha producerat fiberavfall visar att fiberbankar troligen finns på cirka 400 platser i Sverige. Hittills har dock endast ett 40-tal platser undersökts och man har hittat fiberförorenat sediment motsvarande en volym på cirka 7 miljoner kubikmeter (Norrlin and Josefsson 2017). Om förekomsten av fiberbankar är lika omfattande i de återstående, ännu inte undersökta, områdena kan volymen fiberbanksmaterial potentiellt uppgå till så mycket som 70 miljoner kubikmeter i Sverige (Lehoux et al. 2021). Fiberbankar har också hittats i andra länder med tidig skogsindustri så som Kanada och Finland (Hoffman et al. 2017; Kokko et al. 2018).

Fiberbankarna innehåller ofta höga halter av klorerade organiska miljögifter (Dahlberg et al. 2020) och tungmetaller (Apler et al. 2014; Apler et al. 2019) som riskerar att spridas till den omgivande vattenmiljön (Apler et al. 2019; Dahlberg et al. 2021; Goransson et al. 2021). Mikrobiell nedbrytning av det organiska materialet under syrefria förhållanden leder också till att fiberbankarna producerar stora mängder växthusgaser (koldioxid och metan)(Lehoux et al. 2021). Muddring och rening på land kan vara ett saneringsalternativ för fiberbankar, men att placera sådana sediment i en deponi utan förbehandling skulle kunna orsaka oacceptabla utsläpp av växthusgaser (Fischer et al. 1999). Deponering av sediment med hög organisk halt kräver därför dispens från förbudet att deponera organiskt avfall i Sverige (Naturvårdsverket 2004a, b). Eftersom det finns stora volymer sediment med hög vattenhalt kan avvattning av det muddrade sedimentet också vara kostsamt och tidskrävande. Samtidigt är det viktigt att kunna komprimera materialet så mycket som möjligt för att minska mängden material som behöver hanteras och transporteras.

Syftet med den här studien var att utvärdera om hydrotermisk karbonisering (HTC) i kombination med våtoxideration av det separerade vattnet kan användas för att omvandla förorenat fibermaterial från fiberbankar till hydrokol på ett effektivt och säkert sätt. Hydrotermisk karbonisering är en pyrolytisk process där organiskt material karboniseras partiellt i närvaro av vatten till hydrokol. HTC-tekniken beskrevs första gången av Friedrich Bergius 1917 (Bergius 1928). Processen möjliggör att blöta organiska restströmmar, som till exempel bioslam från kommunala och industriella reningsverk, rötrest från biogasanläggningar och fiberbanksslam, kan omvandlas till en fast produkt, hydrokol, utan att torkas. Hydrotermisk karbonisering har rapporterats kunna bryta ner flera olika typer av organiska föreningar så som läkemedel, pesticider och industrikemikalier (Weiner et al. 2013). Processen utförs normalt mellan 200-260 °C vilket betyder att värme behöver tillföras. I företaget C-Greens process (kallad OxyPower HTC™) sker HTC-reaktionen vid 200 °C och värme genereras genom att det separerade HTC-vattnet, som innehåller organiska ämnen, våtoxideras med syrgas varvid de organiska ämnena oxideras.



**Figur 1.** Schematisk illustration av företaget C-Green`s OxyPower HTC™ process.

C-Green`s OxyPower HTC™ process består av flera delmoment. De olika stegen i processen som illustreras i **Figur 1**, beskrivs mer i detalj i efterföljande text:

**Steg 1)** Det inkommande slammet späds med varmt recirkulerat processvatten till en pumpningsbar konsistens med en torrsubstanshalt på cirka 10-12 %. Slammet värms sedan i flera steg med intern ånga, som genereras via så kallad flashning av utgående HTC-vatten och HTC-slurry av hydrokol från HTC-reaktorn, innan slammet matas in i HTC-reaktorn.

**Steg 2)** I HTC-reaktorn (200 °C, 60 minuter) bildas partiklar av organiska ämnen genom en partiell karbonisering. Dessa partiklar sedimenterar och bildar en förtjockad fas i botten på reaktorn (slurry av hydrokol) och kvar blir ett partikelfattigt HTC-vatten, även kallat råfiltrat.

**Steg 3)** HTC-vattnet innehåller en blandning av vattenlösliga organiska och oorganiska föreningar. Denna behandlas i en andra reaktor i en våtoxideringsprocess där syrgas tillsätts under högt tryck. Under våtoxideringen omvandlas organiska substanser till koldioxid, vatten och organiska syror samtidigt som organiskt kväve omvandlas till ammoniak/ammonium. Våtoxidering genererar stora mängder värme genom oxidation (våtförbränning) av organisk substans. Värmebildningen är cirka 4 kWh/kg oxiderad COD. Den bildade ångan används till uppvärmning av det inkommande slammet innan det kommer till HTC-reaktorn.

**Steg 4)** Slurry av hydrokol avvattnas i en filterpress till hydrokol med i normalfallet cirka 65 % torrhalt och med andra kemiska och fysikaliska egenskaper än inkommande slam.

**Steg 5)** Ammoniakstrippning av våtoxiderat filterpressvatten möjliggör att kväve kan tas ut ur processen som ammoniumsulfatlösning i vatten med en koncentration på 40 %. Strippning var dock inte aktuellt i denna studie på grund av låga halter av kväve i fiberslammet.

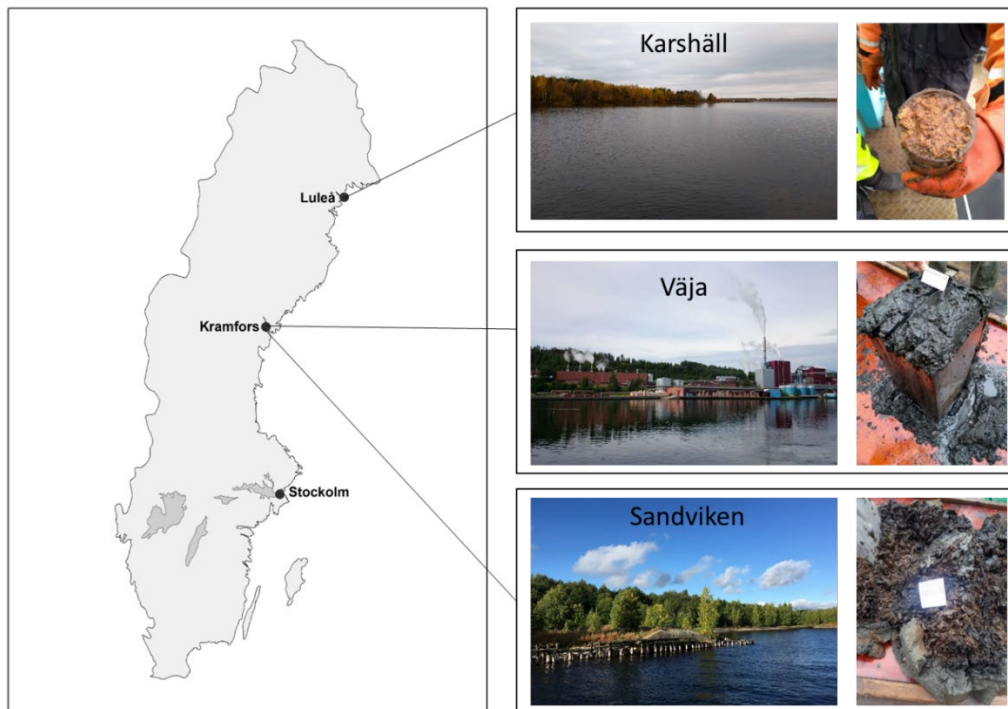
I studien utvärderades OxyPower HTC™ tekniken för att omvandla fiberbanksedimentet till hydrokol i C-Greens laboratorium i Solna. Sediment från tre olika fiberbankar, som bestod av olika typer av träfibrer och med olika föroreningsinnehåll, testades. I kombination med kemiska analyser av organiska miljögifter och metaller önskade vi besvara följande frågeställningar

- i) Kan hydrotermisk karbonisering (enligt OxyPower HTC™) kombinerat med våtoxideration av det separerade vattnet användas för att omvandla vått fiberbanksediment till hydrokol?
- ii) Återfinns metallerna och de organiska miljögifterna i hydrokolet eller i det våtoxiderade vattnet efter behandlingen?
- iii) Sker det någon nedbrytning och/eller bildning av klorerade organiska miljögifter i processen?

## 2 Metod

### 2.1 Beskrivning av sediment från utvalda fiberbankar

I studien testades sediment från tre olika fiberbankar; Väja, Sandviken och Karshäll (**Figur 2**). Fiberbankarna valdes ut då de representerar olika typer av träfibermaterial och innehåller olika typer av miljöföroreningar. Fiberbanken i Väja och Sandviken har studerats ingående av Sveriges geologiska undersökning (SGU) och Länsstyrelsen i Västernorrland (Apler et al. 2014) samt i forskningsprojektet TREASURE (Snowball et al. 2020). Fiberbanken i Karshäll har undersökts ingående av Luleå kommun och Länsstyrelsen i Norrbottens län (Luelå kommun 2023). Kunskapsläget om fiberbankarnas föroreningsstatus, utbredning och fibersammansättning är därför relativt god.



**Figur 2.** Karta över provtagningsplatserna i Sverige samt foton av fibersediment från respektive fiberbank. Foto: Anna-Karin Dahlberg (SLU) och Alizée Lehoux (UU).

### 2.1.1 Väja fiberbank

Väja fiberbank ligger i Ångermanälvens utlopp vid ett sulfatmassabruk (grundat år 1914). Fiberbanken består mestadels av cellulosa-fibrer från pappersmassa och täcker en yta av cirka 70 000 m<sup>2</sup> med en tjocklek  $\geq 6$  m. Fiberbanken är förorenad med tungmetaller och klorerade organiska miljögifter till exempel polyklorerade bifenyler (PCBer) och diklordifenyltrikloretan (DDT) och dess nedbrytningsprodukter diklordifenyldikloretan (DDE) och diklordifenyldikloretan (DDD) (Apler et al. 2014; Dahlberg et al. 2020). Sedimentet som användes för HTC-testet provtogs med en Ekman box corer och motsvarar det övre sedimentlagret (0-50 cm) av fiberbanken. Sedimentet förvarades mörkt och kallt (+4 °C) tills vidare tester.

### 2.1.2 Sandviken fiberbank

Sandviken fiberbank ligger i Ångermanälvens utlopp vid ett nedlagt sulfatmassabruk (grundat år 1929, nedlagt år 1979). Fiberbanken består av träfibrer och vedflis och täcker en yta av cirka 55 000 m<sup>2</sup> med en tjocklek på  $\geq 6$  m. Fiberbanken är förorenad med tungmetaller och klorerade organiska miljögifter till exempel PCB, DDT och polyklorerade dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenzofuraner (PCDF) (Apler et al. 2014; Dahlberg et al. 2020). Sedimentet som skulle användas för HTC-testet provtogs med en Ekman box corer och motsvarar det övre sedimentlagret (0-50 cm) av fiberbanken. Sedimentet förvarades mörkt och kallt (+4 °C) tills vidare tester.

### 2.1.3 Karshäll fiberbank

Karshäll fiberbank ligger i Notviken i Luleälven vid en nedlagd slipmassafabrik (grundad år 1912, nedlagd år 1962). Denna fiberbank är förorenad med kvicksilver då fabriken under en period (1952-1962) använde fenylkviksilveracetat för att förhindra att slipmassorna angreps av svamp och mögel. Fiberbanken har en tjocklek på 2-5 m och består av cellulosa-fibrer med inslag av spån och spet (von Post 2007). Sedan 2018 pågår sanering av Karshäll fiberbank, mer information om saneringsprojektet finns på Luleå kommuns webbsida (Luleå kommun 2023). Sedimentet som användes för HTC-testet provtogs med en rörformad provtagare (Kajak) och motsvarar det övre sedimentlagret (0-30 cm) av fiberbanken. Sedimentet förvarades mörkt och kallt (+4 °C) tills vidare tester.

## 2.2 Hydrotermisk karbonisering och våtoxidering

Försöken med hydrotermisk karbonisering (HTC) och våtoxidering utfördes i C-Greens laboratorium i Stockholm under 2022.

### 2.2.1 Hydrotermisk karbonisering (HTC)

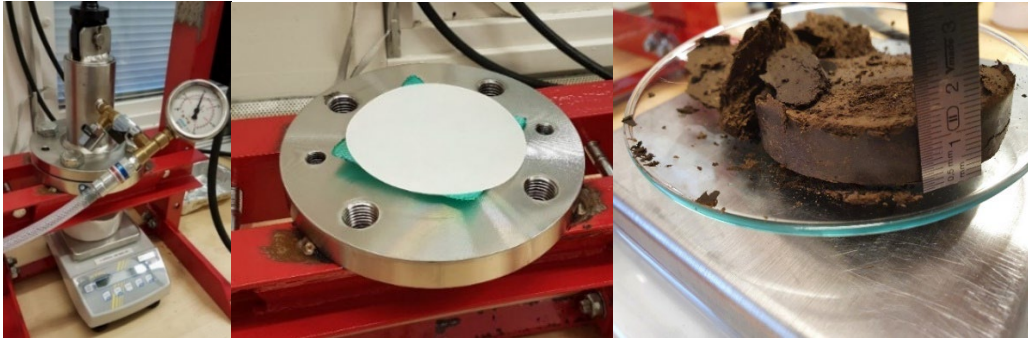
Fibersediment (cirka 35 g TS) späddes med avjoniserat vatten till en torrsubstanshalt av cirka 10 - 12 % TS. Slammet (350 mL) värmdes till 200 °C i en reaktor (Berghof, Tyskland, **Figur 3**) och behandlades sedan vid 200 °C i 60 minuter under omrörning. Efter HTC-behandlingen i reaktorn kylde HTC-slurryn till 40 °C innan övertrycket i reaktorn släpptes.



**Figur 3.** C-Greens labbreactor för HTC-behandling och våtoxidering. Bilden till vänster visar från vänster till höger: omrörare med reaktorlock, tefloninsats, motor och reaktor med värmemantel. Bilden till höger visar reaktorn i drift. Foto: Anders Uhlin (C-Green).

### 2.2.2 Avvattning

Efter behandling i HTC-labbreaktor överfördes HTC-slurryn till en cylinderpress där en kolv trycks ner i en cylinder (**Figur 4**). Trycksatt luft (1 bar) applicerades ovanför HTC-slurryn varvid en filterkaka byggdes upp på glasfiltret och filtratet pressades genom filterkakan. Trycket hölls konstant ända till dess att en filterkaka hade bildats och luft passerar utloppet efter glasfiltret.



**Figur 4.** C-Greens utrustning för avvattning av HTC-slurry. Från vänster till höger visas: cylinderpress, glasfilter och presskaka med hydrokol producerat av fibersediment från Sandviken. Foto: Anders Uhlin (C-Green).

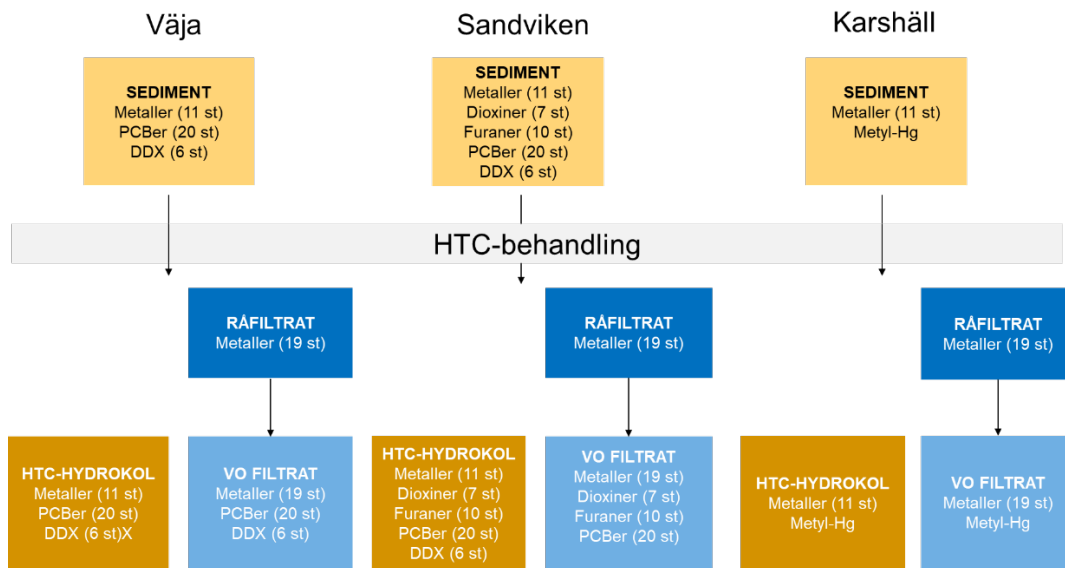
### 2.2.3 Våtoxideration

HTC-filtratet som bildats vid avvattningen av HTC-slurryn överfördes till satsreaktorn (**Figur 3**). Syrgas tillsattes till reaktorn vid rumstemperatur och uppvärmdes därefter till 230 °C. Reaktionen utfördes sedan vid 230 °C i 120 minuter under omröring. Därefter kylades det våtoxiderade HTC-filtratet till 40 °C innan reaktorn öppnades. Det våtoxiderade HTC-filtratet filtrerades slutligen vid undertryck i en Büchnertratt för att avlägsna partiklar som bildas under våtoxiderationen.

För att erhålla en tillräcklig provmängd för analyserna beskrivna i **Figur 5** behövdes HTC-processen upprepas tre gånger för respektive sediment.

## 2.3 Kemiska analyser

Eftersom de olika fiberbankarna innehåller olika föroreningar så skiljde analyserna sig åt mellan de olika lokalerna. I **Figur 5** visas en sammanställning över de kemiska analyser som gjordes av de olika typerna av prover (sediment, råfiltrat, hydrokol och våtoxiderat filtrat) från respektive fiberbank. På grund av den begränsade mängd råfiltrat som kunde avvaras, så analyserades endast denna matris för metaller vilket krävde en mindre provmängd.



**Figur 5.** Schematisk illustration över de kemiska analyser som gjordes i de olika typerna av prover (sediment, råfiltrat, HTC-hydrokol, våtoxiderat (VO) filtrat) för respektive fiberbank.

### 2.3.1 Polyklorerade bifenyler (PCB), diklordifenyltriklorethan (DDT) och dess nedbrytningsprodukter (DDE och DDD)

#### 2.3.1.1 Sediment

De kemiska analyserna utfördes på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Fibersediment (Väja och Sandviken, cirka 1,5 - 2 g TS) frystorkades och extraherades med Soxhlet (aceton: *normal*-hexan, 1:1 v/v, 200 mL) i 24 timmar (Dahlberg et al. 2020). Innan extraktionen tillsattes isotopmärkta internstandarder till respektive prov. Efter extraktionen rullindunstades provet till cirka 1 mL. För att rena provet från svavel tillsattes koppar (cirka 1g) till provet. Provet renades därefter på en svavelsyra-kiselgelkolonn bestående av 3 g aktiverad silica, 6 g 40 % svavelsyra kiselgel och 3 g sodiumsulfat. Kolonnen konditionerades genom att eluera 60 mL *normal*-hexan:diklormetan (1:4 v/v) innan provet applicerades. Analyterna eluerades ut med 60 mL *normal*-hexan:diklormetan (1:4 v/v) som samlades upp i en rundkolv (Dahlberg et al. 2020). Provet rullindunstades till 1 mL. Lösningssmedlet byttes till isooktan och provet överfördes till en GC-vial och indunstades till 0.1 mL för analys på en gaskromatograf (GC, Agilent Technologies, 7890 A) kopplad till en masspektrometer (Agilent Technologies, 7010, GC-MS/MS Triple Quad MS/MS) enligt en tidigare beskriven metod (Dahlberg et al. 2020).

#### 2.3.1.2 Våtoxiderat filtrat

De kemiska analyserna utfördes på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Våtoxiderat filtrat (Väja, cirka 500 mL) vätske-vätske extraherades upprepade gånger med 15 % *normal*-hexan:diklormetan (v/v, 30 mL + 30 mL + 30 mL) enligt (Fernandez et al. 1996). Isotopmärkta internstandarder tillsattes provet vid den första extraktionen. Den

organiska fasen överfördes, poolades och rullindunstades därefter till cirka 1 mL. Provet renades därefter på en svavelsyra-kiselgel-kolonn bestående av 3 g aktiverad silica, 6 g 40% svavelsyra kiselgel och 3 g sodiumsulfat på samma sätt som beskrivits för sediment. Provet rullindunstades till 1 mL. Lösningemedlet byttes till isooktan och provet överfördes till GC-vial och indunstades till 0,1 mL för analys med GC-MS/MS (se avsnitt 2.3.1.1)

### 2.3.2 Polyklorerade dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD), polyklorerade dibenzofuraner (PCDF)

De kemiska analyserna av PCDD och PCDF utfördes av ALS Global. Fibersediment (50 g TS) och HTC-hydrokol (50 g TS) och våtoxiderat filtrat (1 L) från Sandviken analyserades med hjälp av en gaskromatograf kopplad till en högupplösande masspektrometer (GC-HR-MS). Samma prov analyserades också med avseende på PCBer av ALS Global på grund av den begränsade mängden filtrat.

### 2.3.3 Metaller

De kemiska analyserna av metaller utfördes av ALS Global. Fibersediment (1 g TS), HTC-hydrokol (1 g TS), råfiltrat (60 mL) och våtoxiderat filtrat (60 mL) analyserades med hjälp av induktivt kopplad plasma masspektrometri (ICP-MS). Karshälls fibersediment (1 g TS), HTC-hydrokol (1 g TS) och våtoxiderat filtrat (250 mL) analyserades också för metyl-kviksilver (metyl-Hg) med GC-ICP-SFMS.

### 2.3.4 Kol och kväve

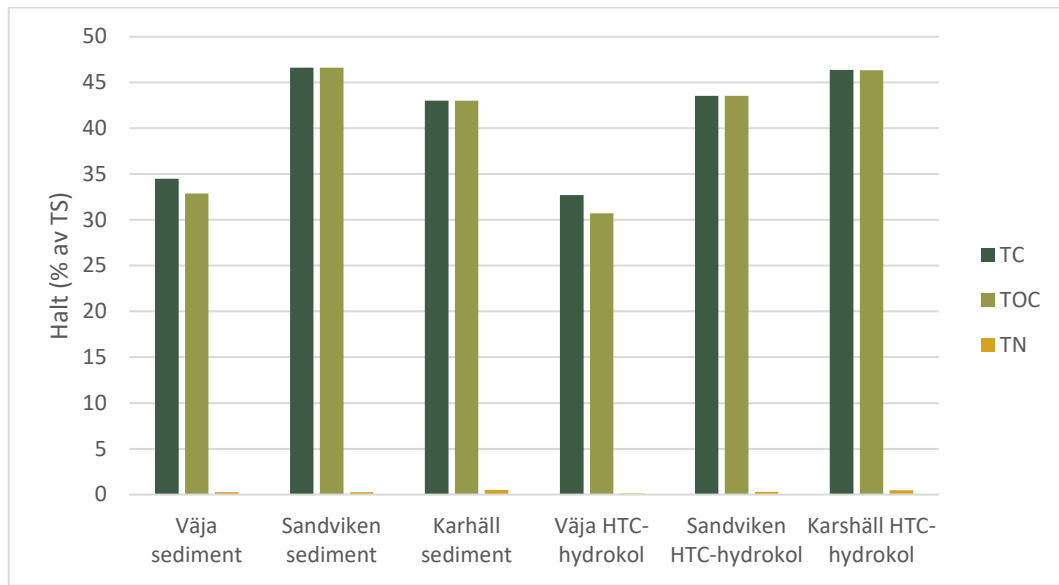
Sedimentets torrsvikt (TS) bestämdes genom att upphetta sedimentet i 105 °C i 24 timmar. Halten av totalt kol (TC), totalt organisk kol (TOC) och totalt kväve (TN) bestämdes genom torrförbränning vid 1350 °C och elementaranalys (TruMac ® CN, Leco corp, S:t Joseph, MI, USA) vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) enligt ISO10694 och ISO13878.

## 3 Resultat och diskussion

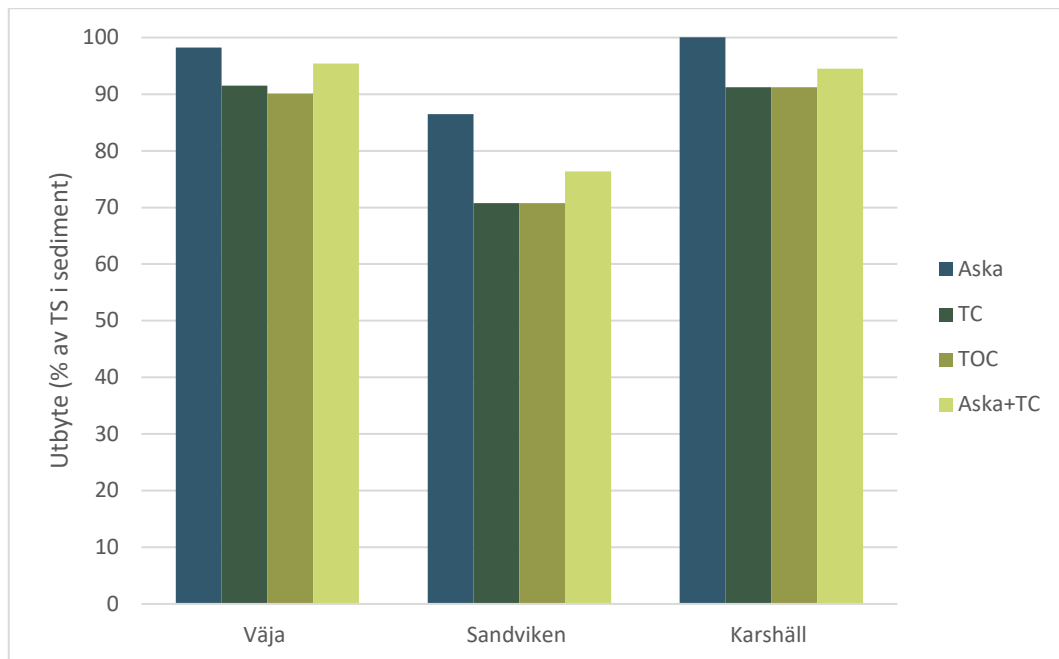
### 3.1 Materialets egenskaper

Resultaten från denna studie visar att olika typer av fibersediment kan omvandlas till hydrokol med OxyPower HTC™ tekniken. Fibersedimentet och det erhållna hydrokolet karakteriserades med avseende på halten totalt kol (TC), organiskt kol (TOC) och kväve (TN) och resultaten visas i **Figur 6**. TC halten var högst i fibersedimentet från Sandviken (47 % TC) följt av Karshäll (43 %) och Väja (34 % TC). Halten av TC var något lägre i det erhållna biokolet från Väja (33 % TC) och Sandviken (44 % TC), men högre i biokolet från Karshäll (46% TC) jämfört med respektive fibersediment.

Halten av TC i hydrokolet från fibersediment kan anses vara gott då hydrokol som produceras från andra typer av slam generellt har en TC-halt mellan cirka 20-50 % (*personlig information* Peter Axegård, C-Green). Utbytet av TC i det erhållna hydrokolet var också högt (Väja 92 %, Sandviken 71 % och Karshäll 91 %) jämfört med sedimentet (**Figur 7**). Det erhållna hydrokolet hade också en högre densitet än sedimentet, för Väja reducerades volymen med 88 %, Sandviken 70 % och Karshäll 85 %).



**Figur 6.** Halten (% av TS) totalt kol (TC), totalt organisk kol (TOC) och totalt kväve (TN) i respektive fiberbank sediment och HTC-hydrokol.



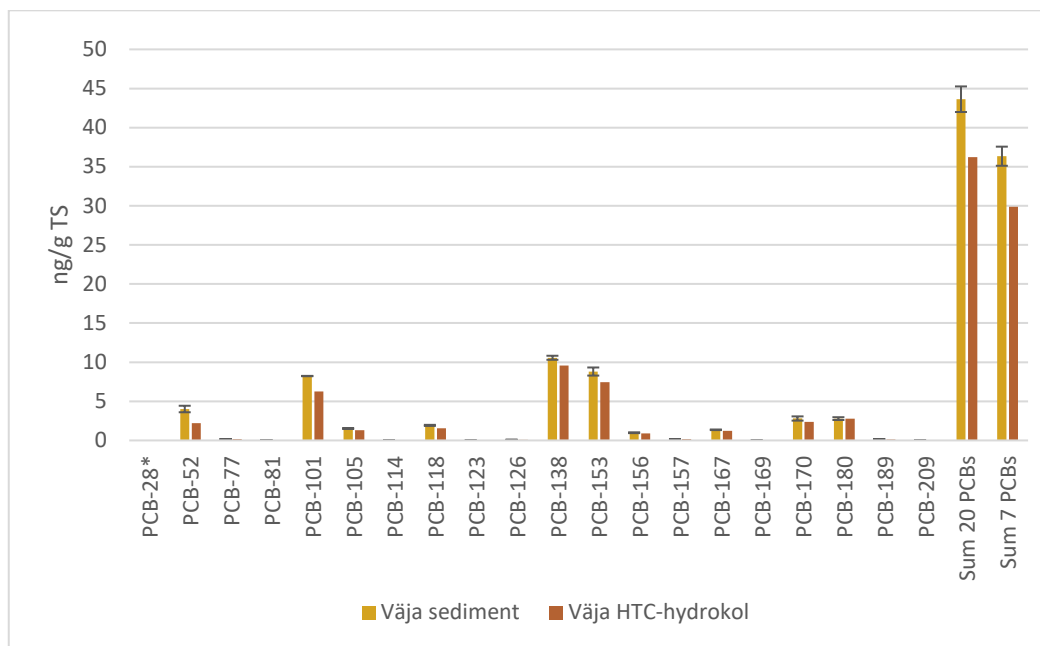
**Figur 7.** Utbyte av aska, totalt kol (TC), totalt organiskt kol (TOC) och aska+TC i HTC-hydrokolet.

## 3.2 Organiska miljögifter

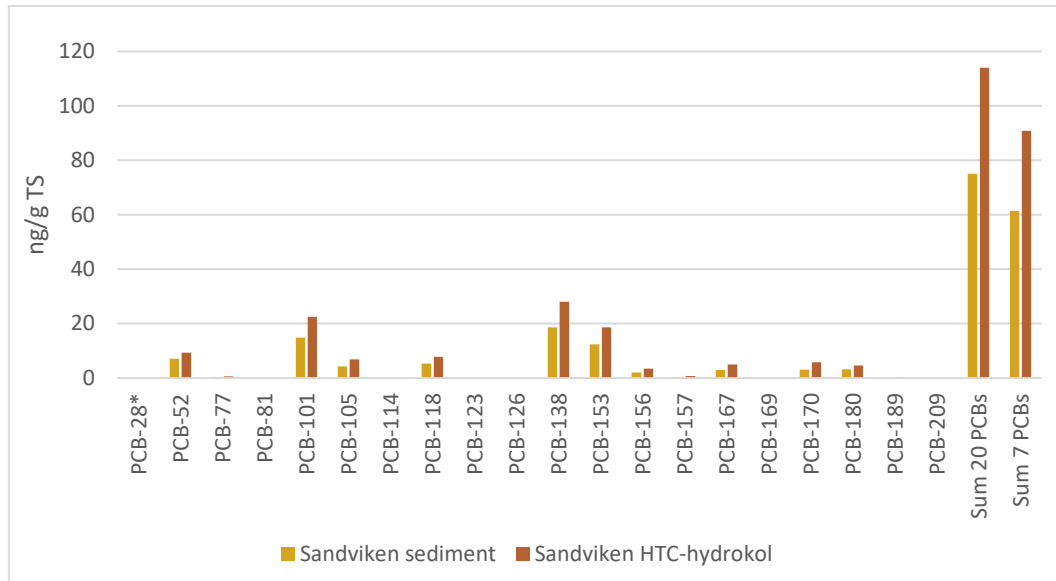
### 3.2.1 Polyklorerade bifenyler (PCB)

Halten av polyklorerade bifenyler (PCBer) i fibersediment och HTC-hydrokol presenteras i **Figur 8** (för Väja) och **Figur 9** (för Sandviken) normaliserat på materialets torrsubstans (TS). Halten av  $\Sigma_7$ PCB i fiberbanksedimentet i Väja ( $36 \pm 1,2$  ng/g TS) och Sandviken (61 ng/g TS) klassas som ”*mycket hög*” (Klass 5) enligt Naturvårdverkets bedömning för organiska miljögifter i sediment (Josefsson 2017). Halterna var generellt något högre i fiberbank-sedimentet jämfört med HTC-hydrokolet medan i Sandviken så var halterna högre i HTC-hydrokolet jämfört med fiberbank-sedimentet. Samma mönster erhöles när man normaliserade halterna mot torrsubstansmängden i hydrokolet.

Inga PCBer kunde detekteras i det våtoxiderade filtratet från Väja (LOD: 0,0075 ng/L). I Sandviken kunde fyra PCB kongener detekteras (CB-28, CB-52, CB-77, CB-138) men halterna var under kvantifieringsgränsen (LOQ: 0,016 – 0,02 ng/L) medan övriga PCBer ej detekterades (LOD = 0,0052 – 0,01 ng/L).



**Figur 8.** Halten av PCB-kongener (ng/g TS) i Väja-sediment och HTC-hydrokol. Sedimentet från Väja extraherades och analyserades i triplikat och i figuren redovisas medelvärdet och felstaplarna motsvarar standardavvikelsen. \* Observera att PCB-28 inte kunde kvantifieras med säkerhet på grund av osäkerheter i analysen orsakad av interferenser i kromatografin och är därför exkluderad.

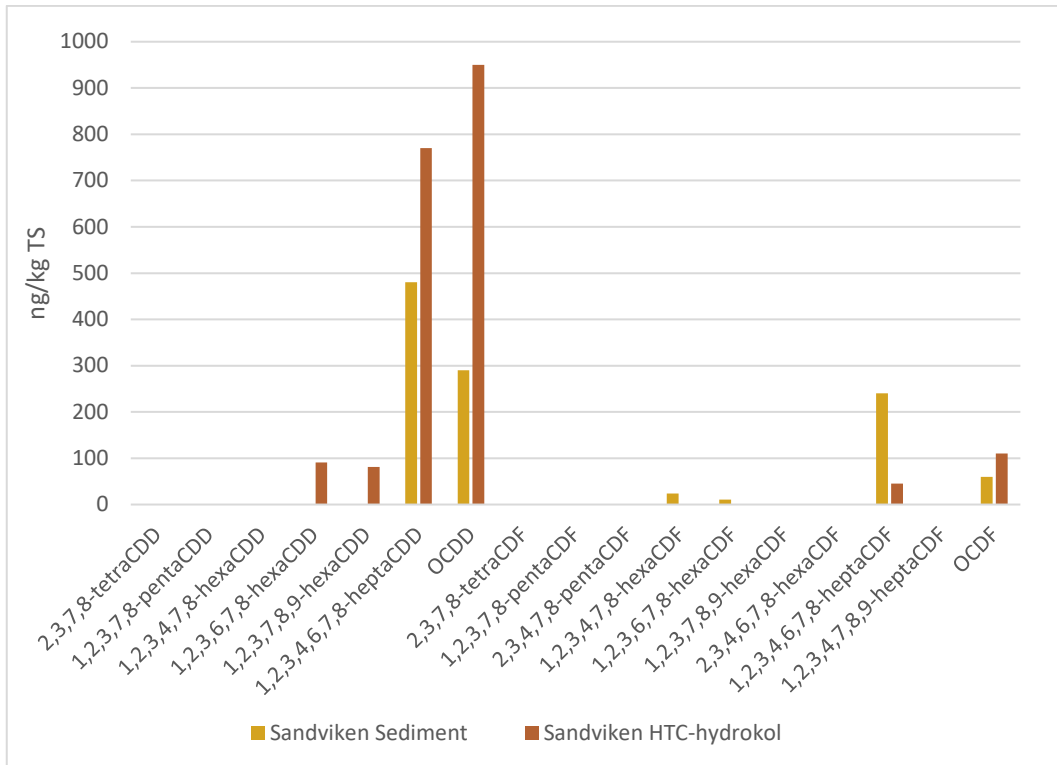


**Figur 9.** Halten av PCB kongener (ng/g TS) i Sandviken-sediment och HTC-hydrokol.  
\*Observera att PCB-28 inte kunde kvantifieras med säkerhet på grund av osäkerheter i analysen orsakad av interferenser i kromatografin och är därför exkluderad.

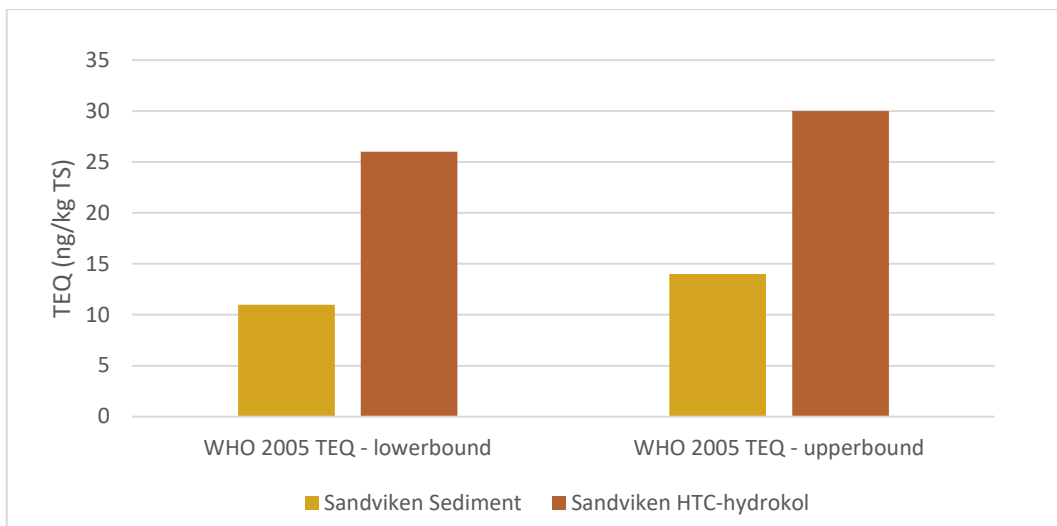
### 3.2.2 Polyklorerade dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenzofuraner (PCDF)

Halten av polyklorerade dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenzofuraner (PCDF) i fibersediment och HTC-hydrokol presenteras i **Figur 10** (för Sandviken) normaliserat på materialets torrsubstans (TS). Halterna av dioxiner var generellt högre i HTC-hydrokolet ( $\Sigma_7$ Dioxiner: 1900 ng/kg TS) jämfört med fibersedimentet  $\Sigma_7$ Dioxiner (770 ng/kg TS) medan halterna av furanerna visade motsatt mönster med lägre halt i hydrokolet ( $\Sigma_{10}$ Furaner: 160 ng/kg TS) jämfört med fibersedimentet ( $\Sigma_{10}$ Furaner: 340 ng/kg TS). Samma mönster erhöles när man normaliserade halterna mot totalt organiskt kol (TOC). Toxiciteten, uttryckt som WHO TEQ, var mer än dubbelt så hög i hydrokolet (WHO TEQ – undregräns: 60 ng/kg TS, WHO TEQ – övregräns: 69 ng/kg TS) jämfört med fibersediment (WHO TEQ – undregräns: 24 ng/kg TS, WHO TEQ – övregräns: 30 ng/kg TS) (**Figur 11**). Det finns inget fastställt riktvärde för dioxiner i sediment i Sverige, men oftast används ett effektbaserat riktvärde på 0,9 ng/kg TS för sediment (Norrlin and Josefsson 2017). Att HTC-processen kan ge upphov till bildning av mer toxiska dioxiner har också observerats av andra som studerat avloppsslam (Brookman et al. 2018; Tirlir and Basso 2013). En högre temperatur i HTC processen (310 °C) har dock rapporterats kunna ge upphov till nästan fullständig nedbrytning av alla dioxiner och furaner (Tirlir et al. 2014).

Inga dioxiner kunde hittas i det våtoxiderade filtratet från Sandviken då samtliga kongener låg under detektionsgränsen (LOD = 0,00093-0,012 ng/L). Tre furaner (2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF och OCDF) kunde detekteras men halterna var under kvantifieringsgränsen (LOQ = 0,0033-0,038 ng/L) medan övriga furaner inte detekterades alls (LOD = 0,0013- 0,002 ng/L).



**Figur 10.** Halten av PCDD och PCDF (ng/kg TS) i Sandviken-sediment och HTC-hydrokol.



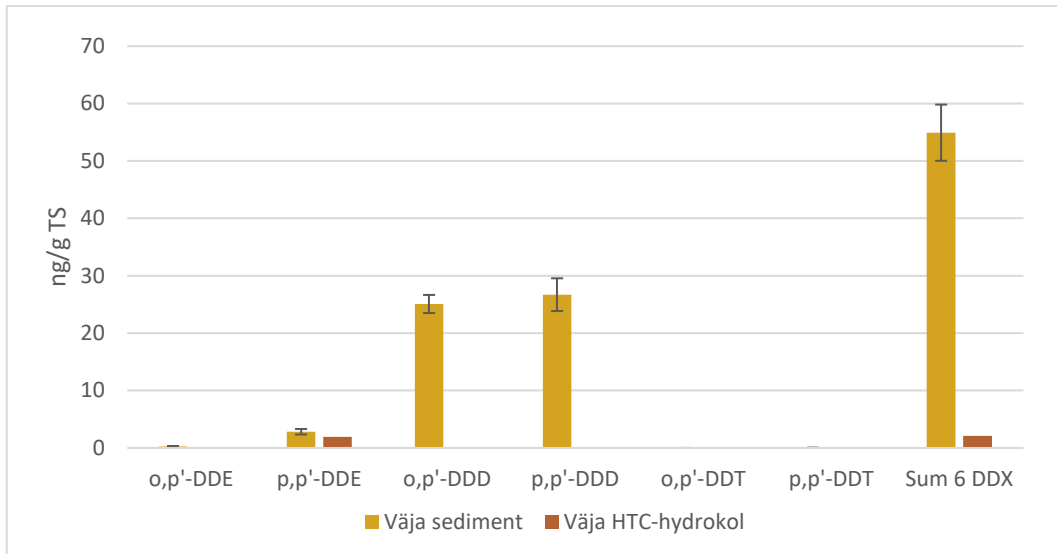
**Figur 11.** Toxiciteten hos summa PCDD och PCDF i Sandviken-sediment och HTC-hydrokol uttryckt som WHO-TEQ (undre gräns) och WHO-TEQ (övre gräns).

### 3.2.3 Diklordifenyltrikloretan (DDT) och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD

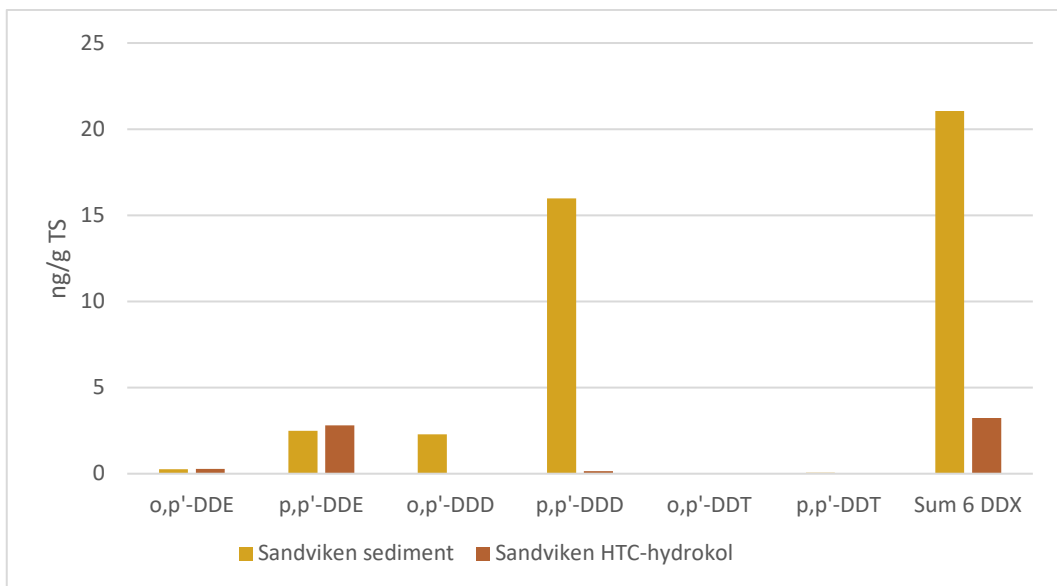
Halten av diklordifenyltrikloretan (DDT) och dess nedbrytningsprodukter diklordifenyldikloretan (DDE) och diklordifenyldikloretan (DDD) i fibersediment och HTC-hydrokol presenteras i **Figur 12** (för Väja) och **Figur 13** (för Sandviken) normaliserad mot materialets torrsubstans (TS). Summa halten av dessa ämnen ( $\Sigma_6\text{DDX}$ ) i fiberbanksedimentet i Väja ( $55 \pm 4,9$  ng/g TS) och Sandviken (21 ng/g TS) var betydligt högre jämfört med det erhållna HTC-hydrokolet för både Väja (2,1 ng/g TS) och Sandviken (3,2 ng/g TS). Halterna av  $\Sigma_{3p,p'}$ -DDX i sedimentet är att klassificera som ”*mycket hög*” (Klass 5) i både Väja och Sandviken, medan halterna i det erhållna hydrokolet (Väja 1,9 ng/g TS) och Sandviken (3,0 ng/g TS) klassificeras som ”*medelhög*” halt (Klass 3) enligt Naturvårdverkets bedömning för organiska miljögifter i sediment (Josefsson 2017).

Ingen DDX kunde återfinnas i det våtoxiderade filtratet från Väja då samtliga ämnen låg under detektionsgränsen (LOD = 0,0075 ng/L). Det våtoxiderade filtratet från Sandviken analyserades inte för DDX då allt erhållet filtrat behövdes för analys av dioxiner och furaner vilket krävde en stor provmängd (1L).

Resultatet visar att det sker nedbrytning av DDD i HTC-processen (**Figur 12 och 13**). En tidigare studie har också observerat nedbrytning av DDT till DDE med HTC. I den studien kunde även andra klorerade aromatiska nedbrytningsprodukter av DDT identifieras (DBP, DDM, DDMU och DDNU) (Weiner et al. 2013). Då dessa nedbrytningsprodukter är mer vattenlösliga ( $\log K_{ow}$  4,4-5,8) än DDX ( $\log K_{ow}$  6,0-6,8) skulle det vara bra att kartlägga hur dessa nedbrytningsprodukter fördelar sig mellan hydrokol och vattenfas och om de bryts ned ytterligare vid våtoxidation av filtratet.



**Figur 12.** Halten av DDT och dess nedbrytningsprodukter (ng/g TS) i Väja-sediment och HTC-hydrokol. Sedimentet från Väja extraherades och analyserades i triplikat och i figuren redovisas medelvärdet och felstaplarna motsvarar standardavvikelsen.



**Figur 13.** Halten av DDT och dess nedbrytningsprodukter (ng/g TS) i Sandviken-sediment och HTC-hydrokol.

### 3.3 Metaller

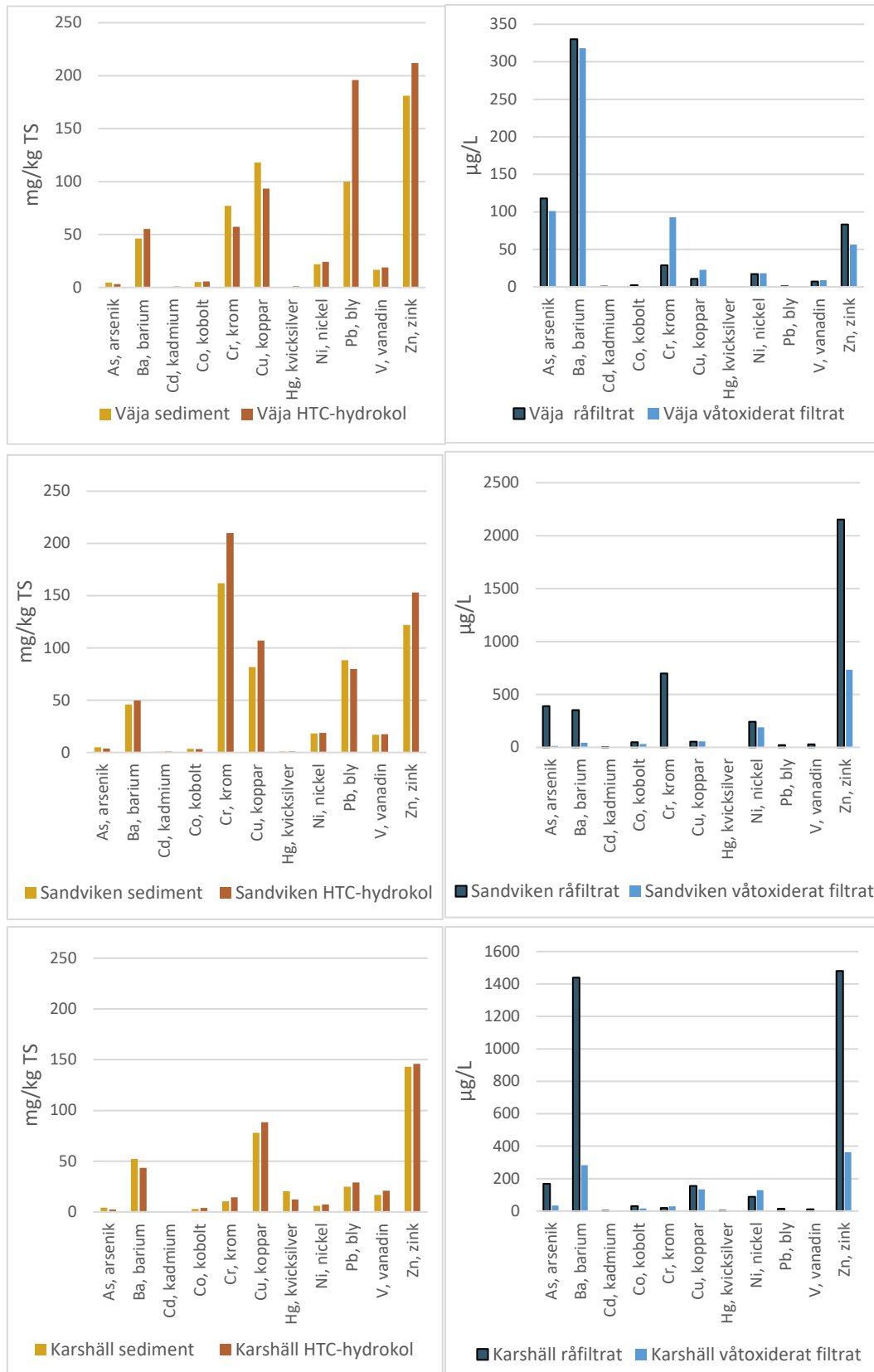
Halten av 11 olika metaller i fibersediment och HTC-hydrokol presenteras för Väja, Sandviken och Karshäll i **Figur 14** (vänstra kolumnen). Halten av koppar (Cu) i Väja fibersediment (118 mg/kg TS) klassas som ”*hög*” (Klass 4) enligt Naturvårdsverkets bedömningskriterier för svenska limniska sediment (Naturvårdsverket 1999). Halten av krom (Cr) i Sandviken fibersediment (162 mg/kg TS) klassas också som ”*hög*” enligt samma bedömningskriterier medan halten av kvicksilver (Hg) i Karshäll fibersediment (20,3 mg/kg TS) klassas som ”*mycket hög*” (Klass 5).

Samtliga metaller som hittades i fibersedimentet återfanns också i hydrokolet i jämförbara eller högre halter (normaliserat på torrviktsbasis). I Väja var endast halterna av arsenik (As), krom (Cr) och koppar (Cu) lägre i hydrokolet jämfört med fibersedimentet på torrviktsbasis. I Sandviken var halterna av arsenik (As), kobolt (Co), kvicksilver (Hg) och bly (Pb) lägre i hydrokolet jämfört med fibersedimentet, medan i Karshäll var endast halterna av arsenik (As), barium (Ba), och kvicksilver (Hg) lägre i hydrokolet jämfört med fibersedimentet.

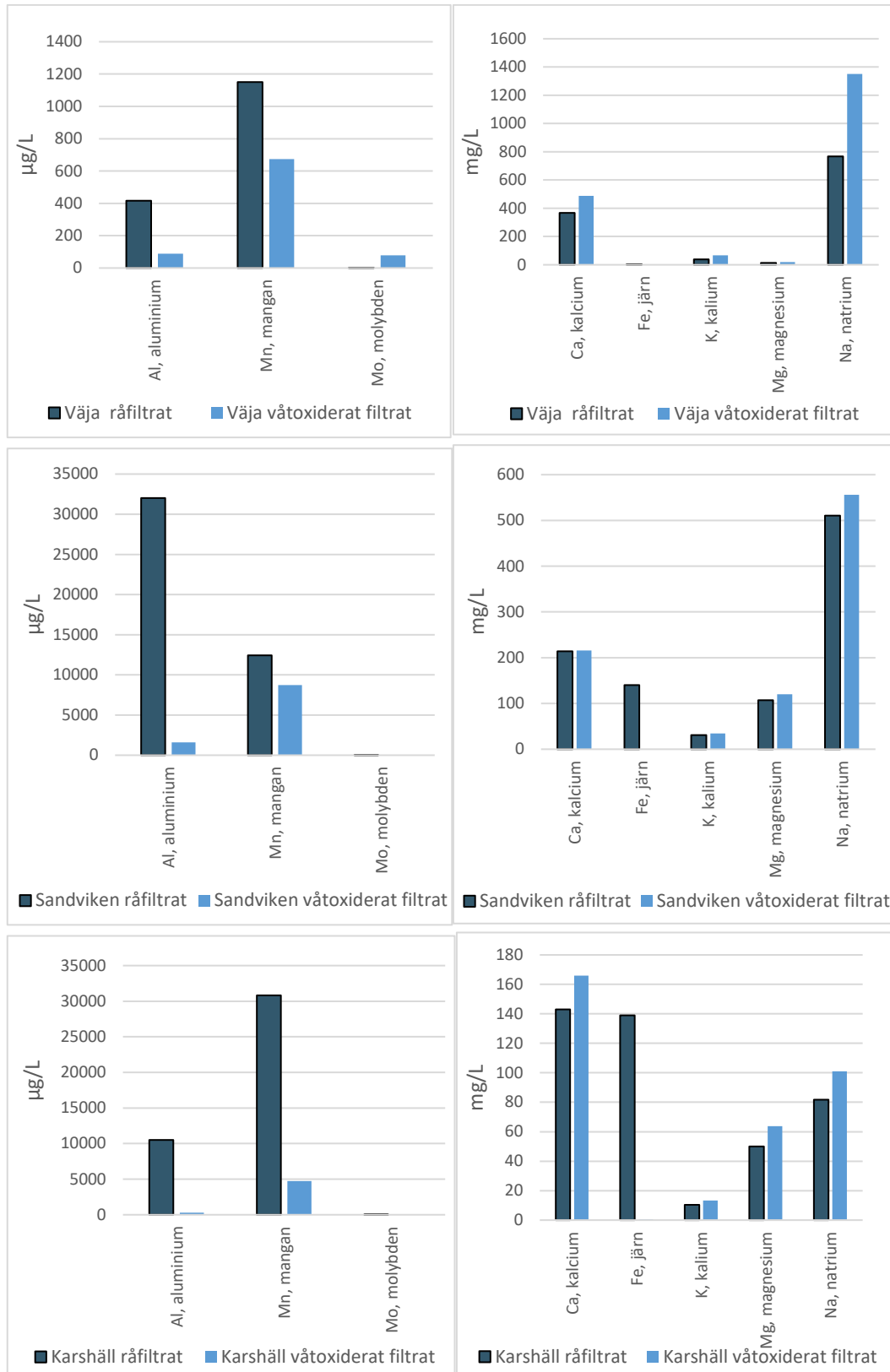
Metaller återfanns också i råfiltrat och i våtoxiderat filtrat och presenteras i **Figur 14** (högra kolumnen) och **Figur 15**. Av de 11 metaller som analyserades i sediment och hydrokol var det endast kvicksilver (Hg) som inte kunde kvantifieras i råfiltratet från Sandviken och Väja (**Figur 14**). I det våtoxiderade filtratet var halterna av metaller generellt lägre än i råfiltratet och kvicksilver (Hg) var under kvantifieringsgränsen i både Väja, Sandviken och Karshäll. Dock kunde en högre halt av krom (Cr) och molybden (Mo) noteras i det våtoxiderade filtratet jämfört med råfiltratet i Väja (**Figur 14 och 15**). Högre halter av kalcium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg) och natrium (Na) återfanns också i det våtoxiderade filtratet jämfört med råfiltratet i främst Väja och Karshäll (**Figur 15**).

Eftersom metaller återfanns i både hydrokol, råfiltrat och våtoxiderat filtrat visar resultaten på vikten av att inkludera ytterligare rening av det våtoxiderade filtratet om tekniken ska användas för förorenade fibersediment i större skala. Detta skulle till exempel kunna göras genom att inkludera ett efterföljande reningssteg med vedfiber, biokol, aktivt kol och/eller jonbyte.

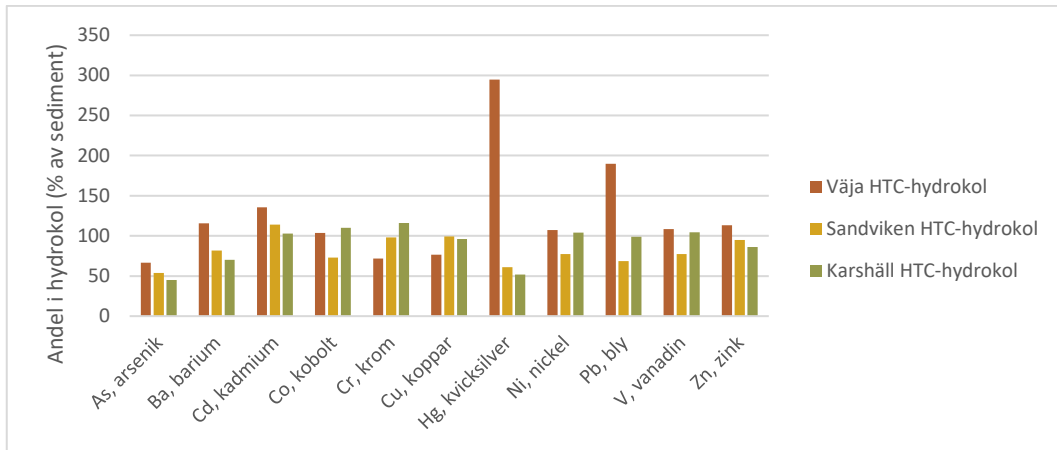
En massbalansberäkning gjordes också för de 11 metaller som analyserades i sediment, hydrokol och våtoxiderat filtrat. Den procentuella andelen som återfanns i hydrokol och våtoxiderat filtrat visas i **Figur 16** och **Figur 17**. Teoretiskt borde massbalansen för hydrokol + våtoxiderat filtrat (**Figur 18**) motsvara 100% vilket också var fallet för flertalet ämnen. För några ämnen (t.ex. kvicksilver och bly) erhöles dock ett utbyte >100% medan andra ämnen hade ett utbyte <100% (t.ex. arsenik och barium). Detta beror troligen på mätosäkerheter vilket försvårar massbalansberäkningen.



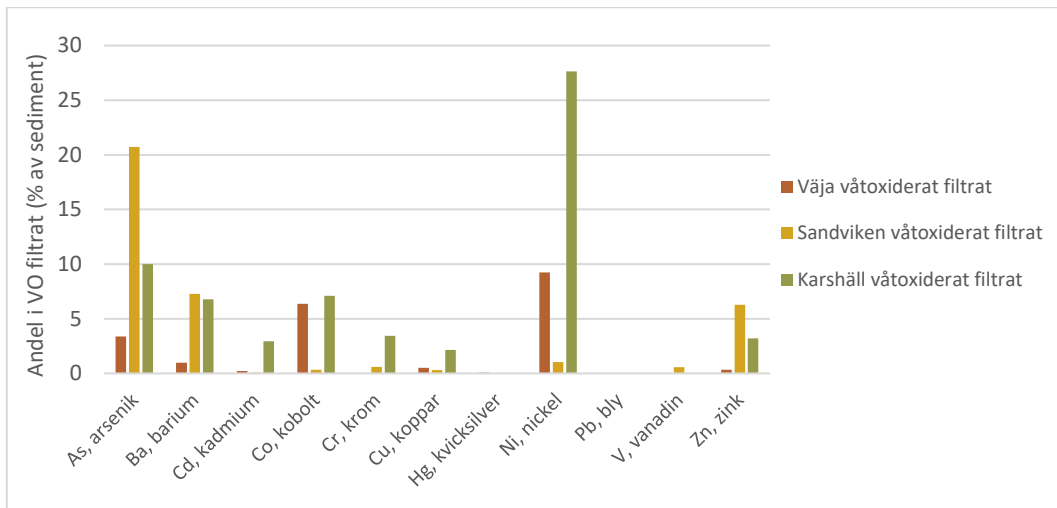
**Figur 14.** Metaller i fibersediment och HTC-hydrokol (*vänstra kolumnen*) samt i råfiltrat och våtoxiderat filtrat (*högra kolumnen*) för Väja, Sandviken och Karshäll.



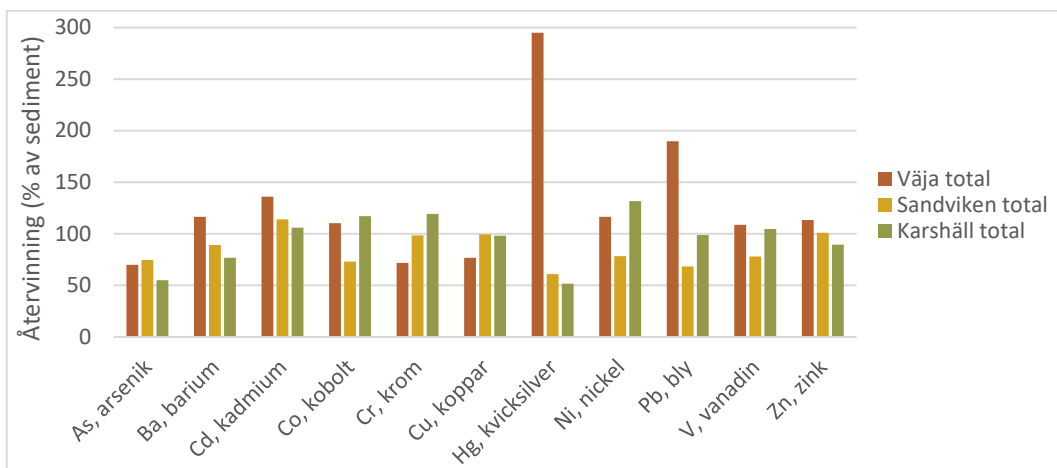
**Figur 15.** Metallhalter i råfiltrat och våtoxiderat filtrat för Väja, Sandviken och Karshäll. Notera att koncentrationerna är angivna som µg/L i den vänstra kolumnen och som mg/L i den högra kolumnen.



**Figur 16.** Andel i hydrokol (% av sediment) för Väja, Sandviken och Karshäll.



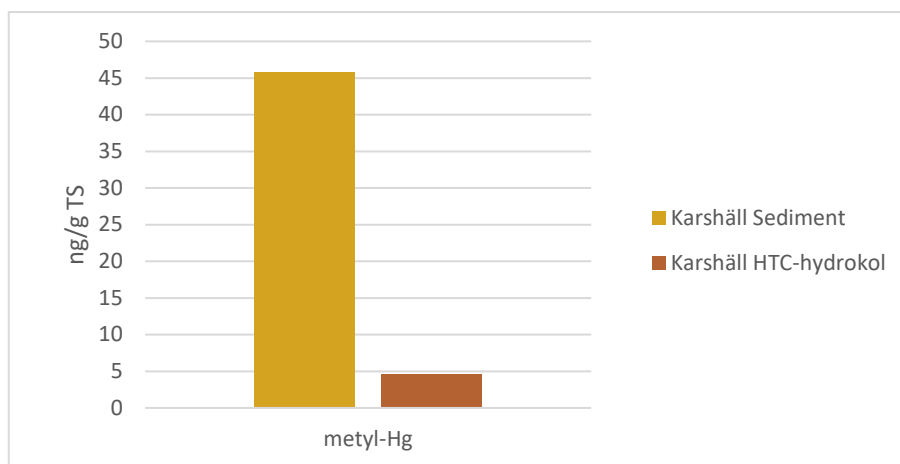
**Figur 17.** Andel i vatoxiderat filtrat (% av sediment) för Väja, Sandviken och Karshäll.



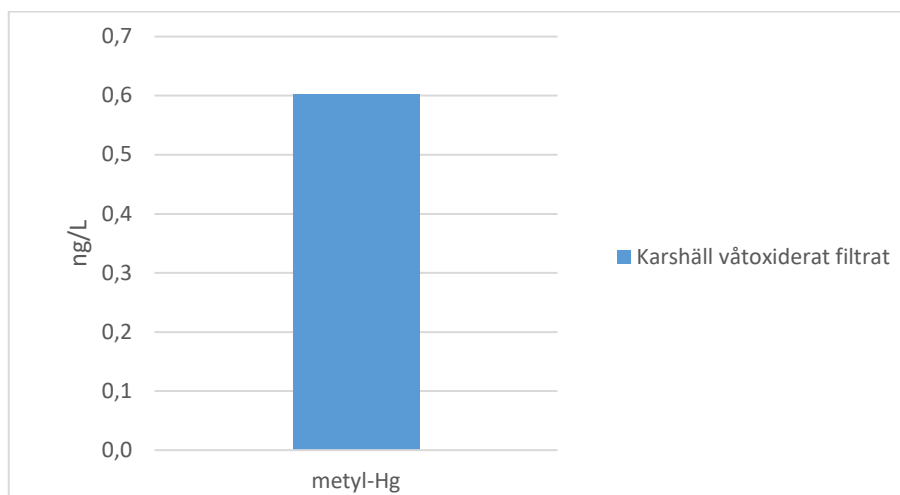
**Figur 18.** Procentuellt utbyte i hydrokol och vatoxiderat filtrat (% av sediment) för Väja, Sandviken och Karshäll.

### 3.3.1 Metylkvicksilver (Metyl-Hg)

Kvicksilver (Hg) kan i miljön omvandlas till metylkvicksilver (metyl-Hg) som är mycket giftigt och kan tas upp av levande organismer och biomagnificeras i näringsväven (Morel et al. 1998). Halten av metylkvicksilver (metyl-Hg) i Karshäll fibersediment och HTC-hydrokol visas i **Figur 19**. Halten var 10 gånger högre i fibersedimentet (46 ng/g TS) jämfört med hydrokolet (4,6 ng/g TS). Metylkvicksilver kunde också återfinnas i det våtoxiderade filtratet (0,6 ng/L, **Figur 20**). Vår massbalansberäkning visade också att endast 8,5 % av metylkvicksilvret i sedimentet återfanns i hydrokolet medan 10 % återfanns i det våtoxiderade vattnet. Det är möjligt att både kvicksilver och metylkvicksilver kan avges i gasfas när reaktorn körs. I labbförsöken var det dock inte möjligt att provta gasen för att undersöka om den innehöll några föroreningar.



**Figur 19.** Halten metyl-kvicksilver (ng/g TS) i fibersediment och HTC-hydrokol från Karshäll.



**Figur 20.** Halten metyl-kvicksilver (ng/L) i våtoxiderat filtrat från Karshäll.

### 3.4 Efterbehandlingsalternativ för hydrokol från fibersediment

Eftersom det erhållna hydrokolet från förorenade fibersediment innehöll både organiska miljögifter och tungmetaller behöver det tas om hand på ett säkert sätt. Genom att förbränna hydrokolet i en avfallsklassad förbränningsanläggning vid hög temperatur kan de organiska miljögifterna destrueras fullständigt och metallerna koncentreras ytterligare i en askfraktion. Ett annat alternativ skulle vara att lägga hydrokolet på deponi med fördelen att hydrokolet inte borde avge lika mycket växthusgaser under lagring samt att materialets volym har minskat jämfört med det ursprungliga fibersedimentet, vilket därmed kräver mindre transporter och mindre deponi.

### 3.5 Teknisk potential för uppskalning – kapacitet, energieffektivitet, ekonomi

Det svenska miljöteknikbolaget C-Green har omvandlat olika typer av blöta organiska restprodukter som slam från kommunala och industriella reningsverk, rötresten från matavfall och stallgödsel med Oxy-Power HTC™ tekniken. Den första kommersiella anläggningen är i drift på StoraEnso's massa/pappersbruk i Heinola, Finland. Det visar att tekniken kan skalas upp för att behandla stora volymer blött organiskt material (5-10 ton TS/dag) (*Personlig information* Peter Axegård, C-Green). Företaget har också en mobil enhet med kapacitet för att behandla ett ton slam per dag som skulle kunna användas på plats i direkt anslutning till muddersaneringen för att minimera transporter. Driften av den mobila enheten kräver 2-3 personer och kostar cirka 250 000-300 000 kr/vecka att använda (*Personlig information* Peter Axegård, C-Green). OxyPower HTC™ tekniken är relativt energieffektiv då våtoxideringen av råfiltratet är en exoterm process. Värmen som bildas används för att driva HTC-processen och tekniken blir därmed cirka 90 % mer energieffektiv än utan värmeåtervinning. En detaljerad energibalans för Oxy-power HTC™ tekniken vid användning av avloppsslam har rapporterats tidigare (Baresel et al. 2023). Trots att processen ger en nettoproduktion av värmeenergi (ca 600kWh/t TS) så behövs fortfarande högvärdig elenergi för driften (till exempel för generering av syrgas, avvattning och pumpning). Det erhållna hydrokolet har ett energivärde av cirka 10 GJ/ton, vilket motsvarar 25 % av energivärdet hos olja (C-Green 2023).

### 3.6 Kunskapsluckor

Den här studien har utförts i labbskala och visar på potentialen att använda OxyPower HTC™ tekniken för att omvandla fibersediment till hydrokol. Dock skulle erfarenheter från ett pilottest med fibersediment ge säkrare energi- och kostnads kalkyler för eventuella framtida saneringsprojekt. Ett pilottest skulle också möjliggöra provtagning av gasen som bildas i processen. I C-Greens fullskaliga HTC-process renas gasen genom

- i) kondensation med vatten
- ii) skrubbing med alkaliskt vatten och
- iii) aktivt kolfilter.

Möjlighet finns också att införa ett steg med katalytisk förbränning. I labbförsöken var det inte möjligt att prova gasen för att undersöka om den innehöll några föroreningar. Detta är något som borde undersökas ytterligare om man vill ta metoden i bruk i större skala för

att säkerställa att de befintliga uppreningssstegen av gasen är tillräcklig vid behandling av förorenat fibersediment och inte ger oönskade utsläpp till atmosfären.

För att saneringsmetoden ska bli miljömässigt hållbar måste muddringen av fibersedimentet utföras på ett säkert sätt som inte riskerar att leda till ökad spridning i vattenmiljön genom till exempel ökad partikelspridning. Vid flera av de tidigare genomförda saneringsprojekten av fiberbankar och fiberrika sediment har sugmuddring använts, till exempel i Järnsjön, Örserumsviken och Svartsjöarna, med gott resultat (Elander 2020).

### **3.7 Slutsatser**

Med tanke på den stora mängden förorenat fibersediment som hittills kartlagts bara i Sverige så är det viktigt att hitta effektiva saneringsmetoder. Att omvandla fibermaterialet till hydrokol skulle ha stora fördelar då det skulle minska behovet av avvattning av det muddrade fibersedimentet, vilket är kostsamt och tidskrävande, men också för att minska behovet av transporter och deponi då hydrokolet har en mindre volym. Hydrokolets förhållandevis höga energivärde gör också att det enklare kan förbrännas i en avfallsklassad värmepanna vilket skulle destruera de organiska miljögifterna fullständigt och uppkoncentrera metallerna ytterligare i en askfraktion samtidigt som energin kan utvinnas.

### **3.8 Tillkännagivanden och tack**

Denna studie (FIB-GREEN, dnr: 1.1-2204-0409) har finansierats av Tuffo (Teknikutveckling och forskning inom förorenade områden) – ett forsknings- och utvecklingsprogram som drivs av Statens geotekniska institut (SGI). Författarna vill tacka Anders Uhlin (C-Green) för det laborativa arbetet på C-Green. Vi vill också tacka Sverige geologiska undersökning (SGU) för hjälp med provtagningen av fibersediment i Väja och Sandviken som utfördes inom ramen för forskningsprojektet FIBREM (Vinnova, projekt nr: 2016-03337). Vi vill också tacka Jonny Skarp (Skarps Miljöteknik) för hjälp med provtagning och transport av fibersediment från Karshäll.

## Referenser

- Apler, A., Nyberg, J., Jönsson, K., Hedlund, I., Heinemo, S-Å., Kjellin, B., 2014. Fiberbanksprojektet - kartläggning av fiberhaltiga sediment längs västernorrlands kust. Report no. 2014:16. pp 176.
- Apler, A., Snowball, I., Frogner-Kockum, P., Josefsson, S., 2019. Distribution and dispersal of metals in contaminated fibrous sediments of industrial origin. *Chemosphere* 215:470-481. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.010>
- Baresel, C., Axegård, P., Lazic, A., Bornold, N., Yang, J-J., Malovanyy, A., 2023. Framtidens slamhantering vid roslagsvatten - behandling av kommunalt öröat slam med HTC-teknik (OxyPower HTC™) och rening av HTC-vatten med SBR och MBBR. Report no. B 2460. IVL Svenska Miljöinstitutet. pp 69.
- Bergius, F., 1928. *Naturwissenschaften*. 16:1-10.
- Brookman, H., Gievers, F., Zelinski, V., Ohlert, J., Loewen, A., 2018. Influence of hydrothermal carbonization on composition, formation and elimination of biphenyls, dioxins and furans in sewage sludge. *Energies* 11:1582-1594. <https://doi.org/doi:10.3390/en11061582>.
- C-Green. OxyPower HTC. Available: <https://www.c-green.se/oxypower-htc> [accessed 2023-06-12].
- Dahlberg, A-K., Apler, A., Vogel, L., Wiberg, K., Josefsson, S., 2020. Persistent organic pollutants in wood fiber-contaminated sediments from the Baltic Sea. *Journal of Soils and Sediments* 20:2471-2483. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02610-6>.
- Dahlberg, A-K., Apler, A., Frogner-Kockum, P., Göransson, G., Snowball, I., Wiberg, K., Josefsson, S., 2021. Dispersal of persistent organic pollutants from fiber-contaminated sediments: Biotic and abiotic pathways. *Journal of Soils and Sediments*. 21:1852-1865. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02871-1>.
- Elander, P., 2020. Åtgärdsportalen - ex situ projekt fibersediment. Available: <https://www.atgardsportalen.se/fibersediment/genomforda-atgardsprojekt/ex-situ-projekt> [accessed 2023-06-08].
- Fernandez, MJ., Garcia, C., GarciaVillanova, RJ., Gomez, JA., 1996. Evaluation of liquid-solid extraction with a new sorbent and liquid-liquid extraction for multiresidue pesticides. Determination in raw and finished drinking waters. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 44:1790-1795. <https://doi.org/10.1021/jf9405766>.
- Fischer, C., Maurice, C., Lagerqvist, A., 1999. Gas emission from landfills. An overview of issues and research needs. Swedish EPA, Stockholm, Sweden.
- Göransson, G., Apler, A., Dahlberg, A-K., Lofroth, H., Josefsson, S., Wiberg, K., Frogner-Kockum, P., Nylander, P., Hedfors, J., Snowball, I., 2021. Assessing the risk of contaminant dispersion from fibrous sediments of industrial origin. *Frontiers in Marine Science* 8: 1-17. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.729243>.
- Hoffman, E., Lyons, J., Boxall, J., Robertson, C., Lake, CB., Walker, TR., 2017. Spatiotemporal assessment (quarter century) of pulp mill metal(loid) contaminated sediment to inform remediation decisions. *Environmental Monitoring and Assessment* 189:1-17. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5952-0>.
- Josefsson, S., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU report 2017/12. Geological Survey of Sweden. pp 14.

Kokko, M., Koskue, V., Rintala, J., 2018. Anaerobic digestion of 30-100-year-old boreal lake sedimented fibre from the pulp industry: Extrapolating methane production potential to a practical scale. *Water Research* 133:218-226.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.041>.

Luleå Kommun. 2023. Vi sanerar förorenade sediment i karshäll - syftet är att minimera spridningen av föroreningar till luleälven och bottenviken. Available:  
<https://www.lulea.se/karlshall> [accessed 2023-04-12].

Larsson, O., Norrlin, J., Johansson, H., Josefsson, S., 2021. Förorenade sedimentområden i Väneren. SGU-report 2021:21. pp 1403.

Lehoux, A.P., Isidorova, A., Collin, F., Koestel, J., Snowball, I., Dahlberg, A-K., 2021. Extreme gas production in anthropogenic fibrous sediments: An overlooked biogenic source of greenhouse gas emissions. *Science of the Total Environment* 781:1-8.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146772>.

Morel, F.M.M., Kraepiel, A.M.L., Amyot, M., 1998. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:543-566.  
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543>.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - sjöar och vattendrag. Naturvårdsverkets rapport 4913.

Naturvårdsverket. 2004a. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall. NFS 2004:4.

Naturvårdsverket. 2004b. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall. NFS 2004:10.

Norrlin, J., Josefsson, S., 2017. Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar. SGU report 2017:07. Geological Survey of Sweden. pp. 26.

Snowball, I., Apler, A., Dahlberg, A-K., Frogner-Kockum, P., Göransson, G., Hedfors, J., Holmén, M., Josefsson, S., Kiilsgaard, R., Kopf, A., Löfroth, H., Nylander, P., O'Regan, M., Paul, C., Wiberg, K., Zillén, L., 2020. Treasure - targeting emerging contaminated sediments along the uplifting northern Baltic coast of Sweden for remediation, en sammanfattning av ett fyraårigt forskningsprojekt om fiberbankar inom forskningsprogrammet tuffo. Report no. 1.1-1402-0127. Swedish Geotechnical Institute, SGI, Linköping. pp 146.

Tirler, W., Basso, A., 2013. Resembling a "natural formation pattern" of chlorinated dibenzo-p-dioxins by varying the experimental conditions of hydrothermal carbonization. *Chemosphere* 93:1464-1470. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.07.027>.

Tirler, W., Basso, A., Voto, G., 2014. Formation and destruction of PCDD/Fs by hydrothermal carbonization (HTC). *Organohalogen Compound* 76:376-378.

von Post, H., 2007. Kartering av förorenade sediment vid karshäll, Luleå. Karshäll 2007:08. pp 96.

Weiner, B., Baskyr, I., Poerschmann, J., Kopinke, F-D., 2013. Potential of the hydrothermal carbonization process for the degradation of organic pollutants. *Chemosphere* 92:674-680.



**STATENS  
GEOTEKNISKA  
INSTITUT**

Statens geotekniska Institut

581 93 Linköping

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

E post: [sgi@sgi.se](mailto:sgi@sgi.se)

Växel: 013-20 18 00