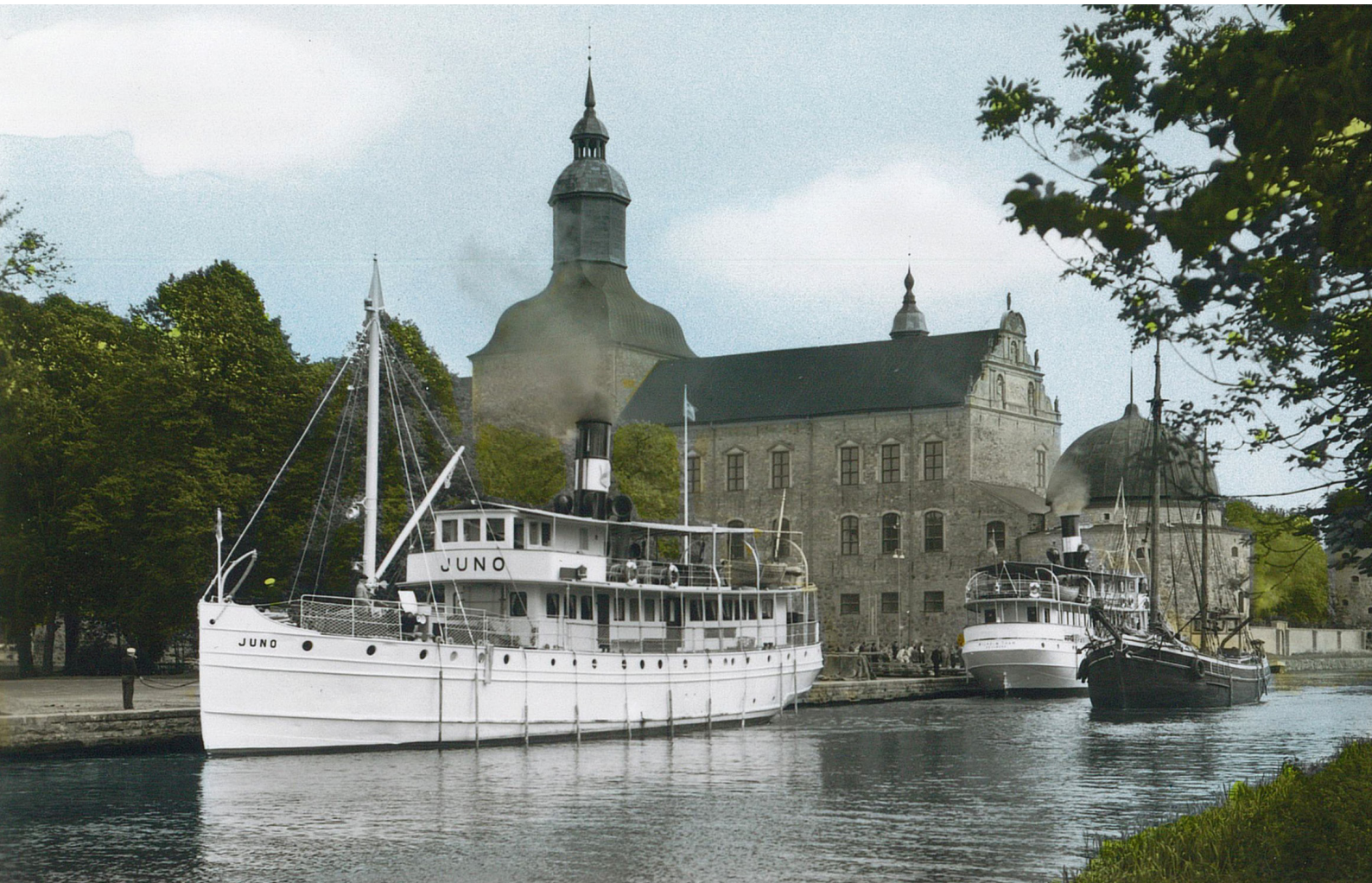


Förorenade sediment i Vättern



Olof Larsson, Sarah Josefsson & Johan Norrlin

www.sgu.se

SGU-rapport 2025:06
Diarie-nr: 35-872/2022

Författare: Olof Larsson, Sarah Josefsson & Johan Norrlin
Granskad av: Håkan Johansson & Peter Slagbrand
Ansvarig enhetschef: Maria Khalili
Redaktör: Johan Sporrang

Omslagsbild: s/s Juno och s/s Wilhelm Tham vid Vadstena slott
Fotograf: AB Almquist & Cöster, Hälsingborg

Juni 2025

Sveriges geologiska undersökning

Box 670, 751 28 Uppsala
tel: 018-17 90 00
e-post: sgu@sgu.se
www.sgu.se

Innehåll

Sammanfattning	7
Abstract.....	9
Inledning	11
Bakgrund.....	11
Projektbeskrivning och projektmål	11
Rapportens upplägg	12
Metoder	13
Förberedelser.....	13
Hydroakustiska mätningar	14
Provplanering	16
Sedimentundersökningar.....	17
Bestämning av sedimentets ackumulationshastighet	19
Miljökemiska analyser.....	19
Beräkningar	20
Bedömningsgrunder	20
Övergripande resultat	24
Vätterns sedimentgeologi.....	24
Torrsubstans	27
TOC och glödförlust.....	28
Sedimentets ackumulationshastighet	30
Grundämnen.....	33
Arsenik.....	33
Kadmium.....	34
Kobolt.....	35
Krom.....	36
Cr6+.....	36
Koppar	37
Kvicksilver	38
Metylkvicksilver.....	39
Nickel.....	40
Bly	41

Zink.....	42
Organiska föroreningar	43
PAH	43
Oxy-PAH	44
Alkylerade PAH	44
Oljeindex	45
PFAS	45
Organiska tennföreningar.....	48
Cybutryn (Irgarol).....	50
PCB.....	50
PCDD/F	51
HCB.....	53
Ftalater	53
Bromerade flamskyddsmedel.....	54
Klorerade bekämpningsmedel.....	56
Alkylfenoler.....	57
Siloxaner	57
Organofosfater	57
Klorparaffiner	58
Läkemedel.....	58
Bekämpningsmedel.....	58
Källspårning av föroreningar	61
PCDD/F	61
Övriga ämnen	63
Områdesvisa resultat.....	66
Område aa Alsen	67
Bakgrund.....	67
Geologi.....	68
Miljökemiska förhållanden	69
Sammanfattning av område aa Alsen.....	72
Område ab Åmmelången.....	73
Bakgrund.....	73
Geologi.....	74
Miljökemiska förhållanden	75
Sammanfattning av område ab Åmmelången.....	77

Område ac Kärrafjärden	78
Bakgrund	78
Geologi	80
Miljökemiska förhållanden	81
Sammanfattning av område ac Kärrafjärden.....	84
Område ad Olshammar	85
Bakgrund	86
Geologi	87
Miljökemiska förhållanden	88
Sammanfattning av område ad Olshammar	93
Område ae Grönsundet och af Hargeviken	94
Bakgrund	94
Geologi	95
Miljökemiska förhållanden	96
Sammanfattning av område ae Grönsundet och af Hargeviken.....	99
Område ba Inre Motalaviken och bb Hamraviken	100
Bakgrund	100
Geologi	102
Miljökemiska förhållanden	102
Sammanfattning av område ba Inre Motalaviken och bb Hamraviken.....	105
Område bc Vadstenviken	106
Bakgrund	106
Geologi	106
Sammanfattning av område bc Vadstenviken	106
Område bd Yttre Motalaviken	108
Bakgrund	108
Geologi	109
Miljökemiska förhållanden	110
Sammanfattning av område bd Yttre Motalaviken	112
Område ca Huskvarnaån.....	113
Bakgrund	113
Geologi	114
Miljökemiska förhållanden	115
Sammanfattning av område ca Huskvarnaån	117
Område cb Tabergså	118

Bakgrund.....	119
Geologi.....	121
Miljökemiska förhållanden	121
Sammanfattning av område cb Tabergsåsån	126
Område cc Dunkehallaån.....	127
Bakgrund.....	127
Geologi.....	127
Sammanfattning av område cc Dunkehallaån.....	127
Område cd Lillån och ce Domneån.....	129
Bakgrund.....	129
Geologi.....	130
Miljökemiska förhållanden	131
Sammanfattning av område cd Lillån, och ce Domneån.....	134
Område da Hjo	135
Bakgrund.....	135
Geologi.....	135
Sammanfattning av område da Hjo	135
Område db Karlsborgsviken	137
Bakgrund.....	137
Geologi.....	138
Miljökemiska förhållanden	139
Sammanfattning av område db Karlsborgsviken.....	141
Område dc Bottensjön och dd Forsvik.....	142
Bakgrund.....	143
Geologi.....	144
Miljökemiska förhållanden	144
Sammanfattning av område dc Bottensjön och dd Forsvik	149
Utsjölokaler	150
Miljökemiska förhållanden	152
Sammanfattning av utsjölokalerna	157
Diskussion och slutsatser	158
Referenser.....	161
Bilaga 1. Provlokaler	
Bilaga 2. Mätosäkerhet	
Bilaga 3. Provprotokoll	

Sammanfattning

Vättern är Sveriges näst största insjö och Europas sjätte största. Den ligger i en sprickdal i berggrunden och har ett vattendjup på drygt 120 m på det djupaste stället. Eftersom avrinningsområdet är litet i förhållande till sjöns volym har vattnet en lång omsättningstid, cirka 60 år. Vättern är dessutom en relativt näringsfattig, klar och kall sjö, och det är en viktig vattentäkt som har god och stabil vattenkvalitet. Eftersom den långa omsättningstiden gör att det kan ta tid innan uppkomna problem försvinner, är det viktigt att säkerställa att den goda kvaliteten på vattnet inte hotas.

Vättern håller på att återhämta sig efter utsläpp på 1900-talet men halterna av många föroreningar, till exempel dioxiner, är fortfarande tydligt förhöjda. Det är inte bara långlivade historiska föroreningar som är ett problem utan även de allt för höga halterna av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS), vilket har lett till rekommendationer om att begränsa intaget av fisk och skaldjur från Vättern.

Målet med detta projekt är att undersöka vilka föroreningskällor som bidrar mest till föroreningsproblematiken i Vättern, för att senare kunna sätta in åtgärder där de ger störst miljönytta. Det har funnit många industrier i anslutning till Vättern vilka gett upphov till förorenad mark och sediment, och bidragit till miljögiftsbelastningen i sjön. Längs långa sträckor av Vätterns stränder har vind och vågor fritt spelrum, vilket gör att finkornigt material med föroreningar sköljs bort och kan transporteras långt innan det ackumulerar på djupare, lugnare botten. Det finns därför inte alltid förorenat sediment vid punktkällor i form av samhällen eller industrier.

I projektet undersöktes innehållet av föroreningar i 19 misstänkt eller bekräftat förorenade sedimentområden i anslutning till punktkällor utefter kusten eller utanför Vätterns större tillflöden med potentiella föroreningskällor uppströms. I en del områden undersöktes också så kallade transekter, korridorer, ut mot Storsjön för att se eventuell spridning av föroreningar. Även utsjöprov, det vill säga prov tagna längre ut i sjön, undersöktes för att få en helhetsbild av föroreningssituationen i Vättern.

I allmänhet förekommer det kraftig metallförorening i områden i norra Vättern och kraftig förorening av organiska föroreningar i områden påverkade av industrier, till exempel massa- och pappersbruk eller sågverk, i södra, norra och västra Vättern. De mest metallförorenade områdena, i synnerhet vad gäller bly och zink men även till exempel koppar och kadmium, är Åmmelången och Kärrafjärden där det har förekommit gruvverksamhet. Även kvicksilver har höga halter i norra Vättern men de högsta halterna av kvicksilver och metylkvicksilver förekommer i Munksjön i undersökningsområdet Tabergså.

Kraftigt förhöjda dioxinhalter förekommer i sediment i Munksjön och i Sörviken vid Olshammar. En källspårning- och källfördelningsstudie visade att det finns två tydliga källor till dioxinerna i dessa två områden. I Munksjön finns ett stort inflytande från en källa som kopplas till användning av tetraklorfenol, en tidigare använd fungicid som var förorenad med dioxiner. I Sörviken dominerar en källa som kopplas till sulfatmassabruk. I många av ytsedimentproverna från utsjön förekommer däremot ett jämnt mönster över stora delar av Vättern, med en dominans av atmosfärisk deposition som källa till dioxiner.

Halterna av tributyltenn, TBT, ett numera förbjudet ämne som använts i båtbottnfärg, är förhöjda i flera områden i Vättern där det finns eller har funnits mycket båttrafik och hamnverksamhet samt båtuppställningsplatser. Särskilt höga halter förekommer i Domneån och Kärrafjärden. I en del områden är halterna av nedbrytningsprodukterna till TBT höga vilket tyder på att det har skett nedbrytning.

För de flesta föroreningar förekommer de högsta halterna i strandnära områden och inte på utsjölokalerna. PFAS avviker emellertid från detta mönster och har i stället höga och jämna halter i ytsediment på utsjölokalerna. Halterna ökar också ofta längs transekterna från de strandnära områdena och utåt. Kraftigt förhöjda halter av vissa PFAS, så kallade prekursorer (eller preFOS), förekommer emellertid i Munksjön.

Projektet har också visat på vikten av att undersöka sedimentbottenarna och förstå sedimentdynamiken för att kunna tolka föroreningshalterna. Exempelvis visade de hydroakustiska mätningarna med sedimentekolod att det inte alltid råder ackumulation av sedimentpartiklar på djupa bottenar. I stället kan bottenströmmar göra att sedimentet eroderas. Vidare påverkas stora arealer av Vätterns bottenar av vind och vågor vilket gör att finkorniga sedimentpartiklar, som kan ha föroreningar bundna till sig, bara kan ackumulera på cirka en fjärdedel av den totala bottenytan. Detta gör att partiklarna i vattenmassan fokuseras till denna del av bottenytan, så kallad sedimentfokusering. Dessutom kan det bli en högre föroreningshalt per partikel i en vattenmassa med få partiklar, jämfört med ett partikelrikt vatten där föroreningarna kan fördela sig på många partiklar. Dessa processer leder till att sedimenten kan innehålla höga halter av föroreningar även i en ren, partikelfattig sjö som Vättern.

Abstract

Vättern is Sweden's second largest lake and Europe's sixth largest. It is located in a graben in the bedrock and has a water depth of just over 120 m at its deepest point. Since the catchment area is small in relation to the volume of the lake, the water has a long turnover time, around 60 years. Vättern is also a relatively nutrient-poor, clear and cold lake, and it is an important water source that has a good and stable water quality. Since the long turnover time means that it can take time for problems to disappear, it is important to ensure that the good quality of the water is maintained.

Vättern is recovering from emissions in the 20th century, but the levels of many pollutants, such as dioxins, are still clearly elevated. It is not only long-lived historical pollution that is a problem, but also the excessively high levels of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS), which has led to recommendations to limit the intake of fish and shellfish from Vättern.

The goal of this project is to provide knowledge on which pollution sources contribute most to the pollution problem in Vättern, in order to later be able to implement measures where they provide the greatest environmental benefit. Many industries have been located close to Vättern, which have caused contaminated soil and sediment and contributed to the environmental pollution load in the lake. Along long stretches of Vättern's shores, wind and waves have free rein, which means that fine-grained material with associated pollutants is washed away and can be transported long distances before it accumulates in deeper, calmer areas. Therefore, contaminated sediment is not always found close to point sources such as towns or industries.

The project investigated the levels of pollutants in 19 suspected or confirmed contaminated sediment areas in the vicinity of point sources along the coast or outside Vättern's larger tributaries with potential pollution sources upstream. In some areas, transects (corridors) out towards the middle of Vättern were also investigated to see the possible dispersal of pollutants. Offshore samples, i.e. samples taken further out in the lake, were also examined to get a comprehensive picture of the pollution situation in Vättern.

In general, there is substantial metal pollution in areas in northern Vättern and substantial pollution of organic substances in areas with industries, e.g. pulp and paper mills or sawmills, in southern, northern and western Vättern. The most metal-polluted areas, especially regarding lead and zinc but also e.g. copper and cadmium, are Åmmelången and Kärrafjärden where mining-related activities have taken place. Levels of mercury are also high in northern Vättern, but the highest levels of mercury and methylmercury occur in Munksjön in the investigation area Tabergsån.

Highly elevated dioxin levels were found in sediments in Munksjön and in Sörviken at Olshammar. A source tracing and allocation study showed that there are two clear sources of dioxins in these two areas. In Munksjön, there is a major influence from a source linked to the use of tetrachlorophenol, a previously used fungicide that was contaminated with dioxins. In Sörviken, a source linked to sulphate pulp mills dominates. In many of the offshore surface sediment samples, however, there is a uniform pattern across large parts of Vättern, with a dominance of atmospheric deposition as the source of dioxins.

The levels of tributyltin, TBT, a now banned substance used in boat antifouling paint, are elevated in several areas of Vättern where there is or has been a lot of boat traffic, harbour activities or boat parks. Particularly high levels occur in Domneån and Kärrafjärden. In some areas, the levels of the degradation products of TBT are high, indicating that degradation has occurred.

For most pollutants, the highest levels occur in areas close to the shore and not at offshore sites. PFAS, however, deviate from this pattern and instead have high and consistent levels in surface sediments at the offshore sites. The levels also often increase along the transects from the coastal areas and outwards. However, greatly elevated levels of certain PFAS, so-called precursors (or preFOS), occur in Munksjön.

The project has also demonstrated the importance of investigating the sea floor and understanding the sediment dynamics in order to be able to interpret the pollution levels. For example, the hydroacoustic measurements with sediment echosounders showed that there is not always an accumulation of sediment particles on deep bottoms. Instead, bottom currents can cause the sediment to be eroded. Furthermore, large seafloor areas of Lake Vättern are affected by wind and waves, which means that fine-grained sediment particles, which may have pollutants attached, can only accumulate on about a quarter of the total seafloor surface. This means that the particles in the water mass are focused to this part of the seafloor, so-called sediment focusing. In addition, there can be a higher concentration of pollutants per particle in a water body with few particles, compared to particle-rich waters where the pollutants can be distributed over many particles. These processes lead to sediments containing high concentrations of pollutants even in a clean, particle-poor lake like Vättern.

Inledning

Bakgrund

Vättern är Sveriges näst största insjö och Europas sjätte största. Den är långsträckt och relativt djup med branta strandlinjer vilket beror på att den ligger i en sprickdal, en så kallad gravsänka. Medeldjupet är 40 m och det största djupet, söder om Visingsö, är drygt 120 m. Vättern har en volym på 73,5 km³ och en vattenföring, som årsmedel, på 40 m³/s (SMHI 2021) vilket ger en genomsnittlig omsättningstid för vattnet i Vättern på cirka 60 år. Den långa omsättningstiden beror på att sjöns avrinningsområde är litet i förhållande till dess volym. Vättern är dessutom en näringsfattig sjö då tillrinningsområdet främst utgörs av näringsfattiga skogsområden (VVF 2015).

Vättern är en viktig dricksvattentäkt då det är en relativt djup och kall sjö och den långa omsättningstiden ger vattnet en stabil kvalitet. I dagsläget försörjs cirka 300 000 personer med dricksvatten från Vättern. Flera kommuner i Örebro län planerar att ta sitt dricksvatten från Vättern i framtiden genom en bergtunnel från de norra delarna av sjön. Eftersom den långa omsättningstiden gör att det kan ta tid innan uppkomna problem försvinner, är det viktigt att säkerställa att den goda kvaliteten inte hotas.

Vättern håller på att återhämta sig efter påverkan från utsläpp på 1900-talet. Halterna av näringsämnen som fosfor har sjunkit och siktdjupet har ökat (Vättern 2021). Även om halterna av äldre miljöföroreningar, till exempel polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och dibensofuraner (PCDD/F, allmänt kända som dioxiner), har sjunkit så är halterna fortfarande tydligt förhöjda. Dessutom tillkommer nyare föroreningar som per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) som också uppvisar förhöjda halter i Vättern. Enligt vattendirektivets statusklassning råder inte god kemisk status i Vättern (VISS 2021).

Ämnena som främst är problematiska är långlivade (persistenta) ämnen som ansamlas i djur och sediment. Att Vättern är näringsfattig gör att det finns färre partiklar i vattnet och lägre biomassa, och miljöföroreningarna koncentreras därför i den biomassa som finns, främst i fet fisk. Halterna av dioxiner, PCB och andra miljögifter i Vättern-fisk är högst i röding, följt av öring och lax (VVF 2003). För röding överskrider halterna av dioxiner och PCB kraftigt (Livsmedelverket 2012). Generellt har fisk från södra Vättern innehållit högre halter av föroreningar än fisk från norra Vättern (VVF 2003). Det är emellertid inte bara historiska föroreningar som är ett problem utan även de allt för höga halterna av PFAS, inte minst efter att gränsvärden för humant intag har skärpts inom EU.

Industrier belägna vid Vättern eller inom avrinningsområdet har gett upphov till förorenad mark och sediment som än i dag bidrar till miljögiftsbelastningen i sjön. Kunskapsbristen är dock stor, inte minst om vart miljögifterna tar vägen då Vättern är en sjö med stora arealer erosions- och transportbottnar, och relativt begränsat med ackumulationsbottnar där miljögifter brukar ansamlas. Bristen på kunskap om miljögifters förekomst och utbredning på Vätterns bottnar hindrar såväl en effektiv miljöförvaltning som riskklassning, riskbedömning och åtgärdsplanering för att minska föroreningsspridningen.

Projektbeskrivning och projekt mål

I projektet undersöks innehållet av miljöföroreningar i bekräftat eller misstänkt förorenade sedimentområden i anslutning till punktkällor utefter kusten, utanför Vätterns större tillflöden, samt i utsjöprov längre bort från kusten. Det huvudsakliga målet med projektet är, liksom i det tidigare Väner-projektet (se Larsson m.fl. 2021), att kunna avgöra vilka källor som bidrar mest till föroreningsspridningen i Vättern, för att därmed kunna sätta in åtgärder där de ger störst

miljönytta. Ett grundläggande mål är att kunna avgränsa och riskklassificera förorenade sediment-områden. Riskklassningen ska i sin tur ligga till grund för de prioriteringar som bör göras för att minska, eller helt åtgärda, förorenade sedimentområdets påverkan på Vätterns miljö samt sätta in åtgärderna där de ger störst miljönytta. Det ingår emellertid inte i denna rapport, utan utförs av länsstyrelserna runt Vättern, det vill säga i Örebro, Östergötlands, Jönköpings och Västra Götalands län. Riskklassningen baseras på de riktlinjer som redovisas i rapporten Inventeringsmetodik förorenade sediment (SGI 2024a), kompletterat med MIFO-metodik och erfarenheter från ett tidigare projekt i Vänern. Förutom att undersökningarna kommer att göra det möjligt att genomföra prioriteringar för kostnadseffektiva åtgärder, kommer projektet även att höja kunskapsnivån för att Sverige ska nå miljömålen *Giftfri miljö*, *Ett rikt växt- och djurliv*, och *Levande sjöar och vattendrag*.

Det här projektet har genomförts för att:

- undersöka misstänkt förorenade sediment i 19 strandnära områden vid punktkällor med hjälp av hydroakustiska metoder, provtagning och analys av föroreningar. Detta görs i ytsedimentprov samt även djupare ner i sedimentet för att identifiera potentiella punktkällor och fastställa tidstrender.
- undersöka föroreningshalterna på 9 utsjölokaler, både i ytliga sediment och djupare ner i sedimentet. Detta ger information om nutida halter i områden som inte är påverkade av punktkällor samt om historiska (förindustriella) bakgrundshalter.
- med hjälp av källspårningstekniker undersöka i vilken grad föroreningar från potentiella strandnära källor återspeglas i utsjösedimenten i Vättern, främst för PCDD/F men även för andra grupper av föroreningar som PAH och PFAS.

I ett senare skede genomförs en riskklassning av de förorenade sedimentområdena.

Medel för projektet har erhållits från Naturvårdsverkets 1:4-anslag, regeringsuppdraget för förorenade sediment (RUFS), regeringsuppdraget om sedimentsamverkan (SESAM) och SGU.

Rapportens upplägg

Rapporten inleds med en beskrivning av metoderna som har använts, till exempel hydroakustiska mätningar, provtagning och hur resultaten från de miljökemiska analyserna utvärderas. Sedan redovisas de övergripande resultaten, det vill säga för Vättern som helhet. Detta avsnitt inleds med de sedimentgeologiska resultaten, följt av utvärderingen av grundämnen och de olika organiska föroreningarna. Avsnittet avslutas med resultatet av källspårningar. I det följande avsnittet redovisas resultaten mer detaljerat per område. Rapporten avslutas med en sammanfattande diskussion.

Metoder

Förberedelser

De områden som var mest intressanta att undersöka valdes ut vid inledande diskussioner med länsstyrelserna i de fyra län som omger Vättern: Örebro län, Östergötlands län, Jönköpings län och Västra Götalands län. Ett viktigt underlag vid val av undersökningsområden är den information som finns i den nationella databasen EBH-stödet (SGI 2024a). Förklaringar till många av de termer som förekommer i denna rapport finns förklarat i skriften SGI Vägledning 11, kap 1.3, Tabell 1 (SGI 2024a). Områdena som valdes ut var från olika kategorier:

- områden med kända aktiva eller nedlagda verksamheter där det finns misstanke om att sediment kan ha förorenats i anslutning till verksamheten.
- områden som ligger vid utloppen från några av Vätterns tillflöden, såsom i Jönköpings län där alla fem undersökningsområdena ligger i anslutning till åar som mynnar i Vättern. Detta för att få en uppfattning om det har spridits föroreningar från verksamheter längs dessa vattendrag ner till Vättern.
- områden som ligger i utsjön, för att undersöka om föroreningar från verksamheter på land sprids ut till dessa så kallade utsjöområden, samt få en helhetsbild av föroreningssituationen på Vätterns botten.

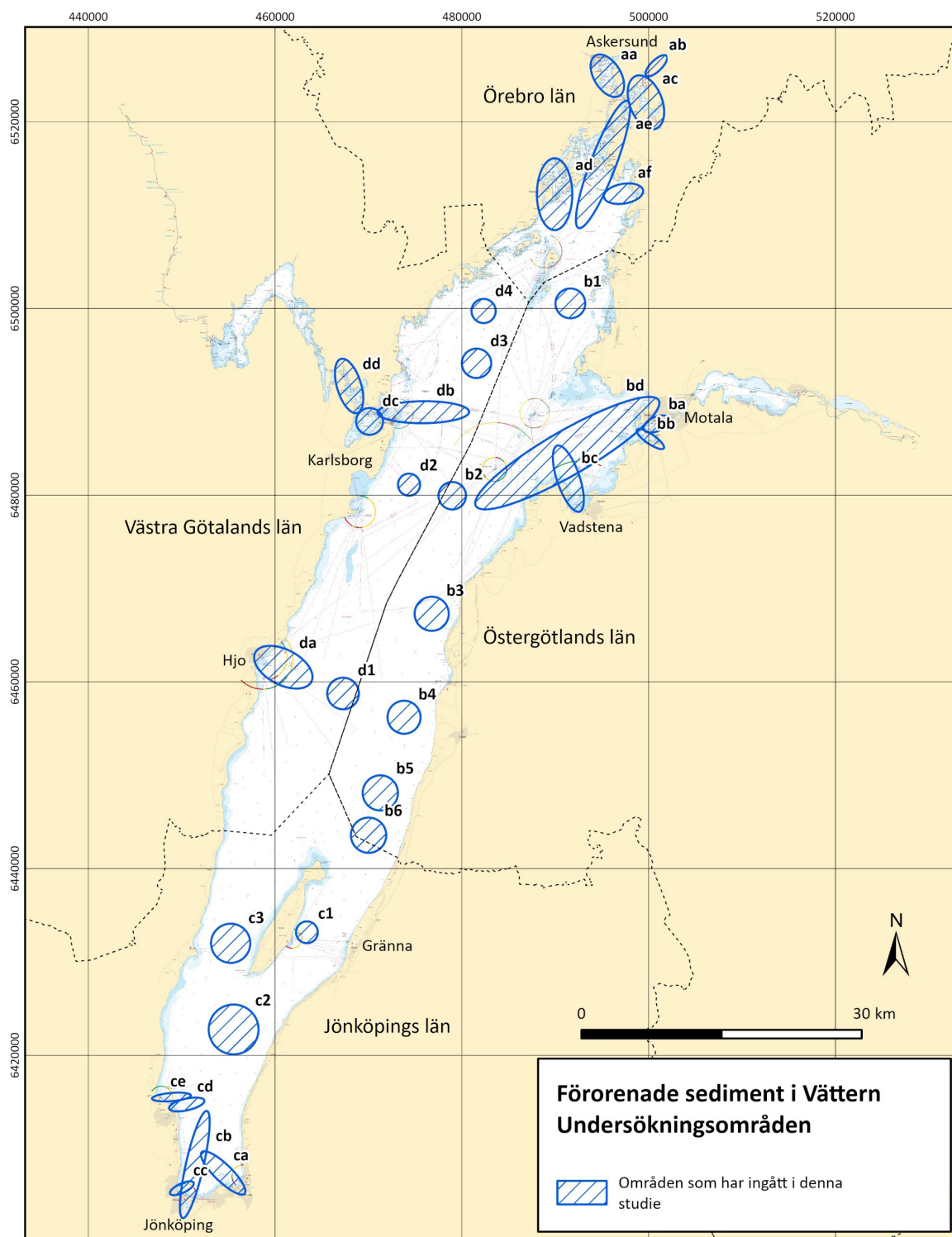
Några av de utvalda områdena passar in i både den första och den andra kategorin. Diskussionerna utmynnade i nitton strandnära områden: sex i Örebro län, fyra i Östergötlands län, fem i Jönköpings län och fyra i Västra Götaland. Förutom de kustnära områdena valdes också tretton utsjöområden ut: sex i Östergötlands län, tre i Jönköpings län och fyra i Västra Götaland (fig. 1). Från en del av de strandnära områdena planerades även undersökningar i transekter (mätkorridorer) utåt i Vättern.

Planeringen av fältarbetet började med en arkivsökning för att hitta så mycket som möjligt av det som är känt om de verksamheter som finns, och har funnits i ett område. I det arbetet är länsstyrelsernas kunskaper och lokalkännedom om förhållandena ovärderliga. Viktig information kan finnas i tidigare rapporter, utredningar, nya och gamla kartor, nya och gamla flygbilder, djupmodeller, handlodningar, sjökort, personlig kommunikation med före detta anställda eller lokalboende med mera. Allt kan vara till nytta, som att till exempel veta till vilka recipienter en industri lett sitt avloppsvatten under sin verksamhets period. Med hjälp av den insamlade informationen kan en konceptuell modell byggas upp över området. Den ger stöd vid planeringen av de hydroakustiska undersökningsområdenas utbredning.

Syftet med förberedelserna kan sammanfattas till:

- noggranna förstudier i ett område ger möjlighet att definiera det hydroakustiska mätområdet optimalt.
- de hydroakustiska mätresultaten är en förutsättning för att kunna placera ut provlokalerna på lämpliga ackumulationsbottenar.
- miljökemiska analyser på ackumulationsbottenar ger möjlighet att dra rätt slutsatser om föroreningssituationen och därmed större möjligheter att prioritera fortsatta arbeten rätt.

Mer om provplaneringen finns i avsnittet *Provplanering*.



Figur 1. Översiktskarta över planerade undersökningsområden inom projektet.

Hydroakustiska mätningar

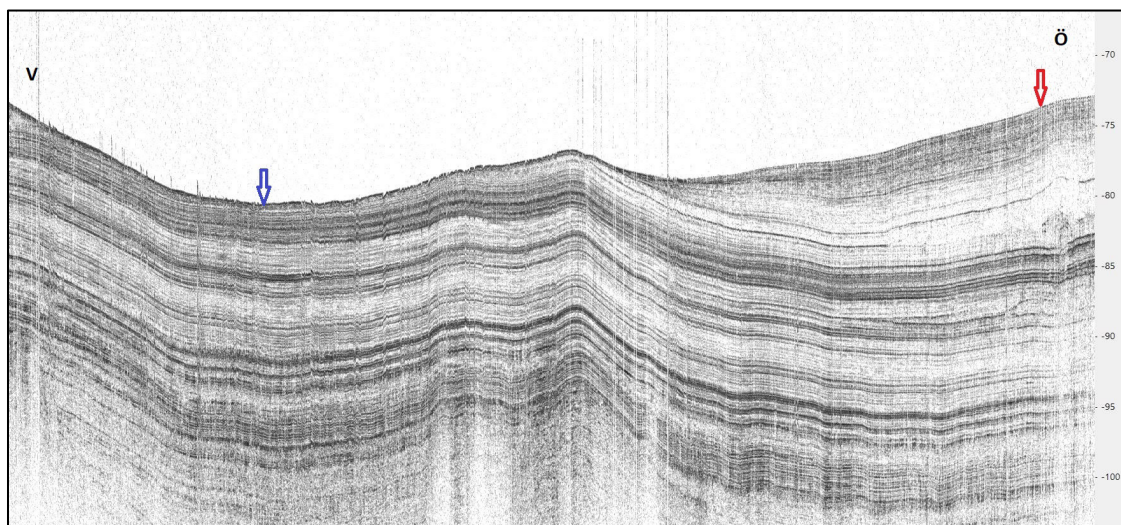
Det är viktigt att de provlokaler som väljs ut för miljökemisk analys ligger på så kallade ackumulationsbottnar så att de ger en representativ bild av förhållandena på platsen. Om botten-
typförhållandena inte är utredda innan provplaneringen börjar finns en risk att prov avsedda för
miljökemisk analys, av okunskap, tas från transport- eller erosionsbottnar. Det innebär slöseri
med miljökemiska analyser, men det största problemet är om felaktiga slutsatser dras från

analyser som gjorts på sediment som inte är ackumulationssediment. De ekolodsbilder som genereras av hydroakustiska instrument är ofta ett mycket användbart hjälpmedel för att göra sådana bedömningar.

De hydroakustiska mätningarna i kustområdena genomfördes dels inom en yta nära den förmodade förorenande verksamheten eller utloppet från ett tillflöde till Vättern, dels i en transekt ut från denna yta för att kunna undersöka eventuell spridning av föroreningar ut från området. De hydroakustiska mätinstrument som användes i projektet var flerstråleekolod och sedimentekolod. Flerstråleekolodet (multibeamekolod) ger en detaljerad bild av bottenens batymetri. Flerstråleekolodet ger också en backscatterbild som visar bottenytans akustiska reflektionsförmåga vilket används för att tolka bottenens struktur och textur.

Sedimentekolodet ger en vertikal sektion som visar bottenens uppbyggnad längs en profil rakt under båten, från bottenytan och ner genom sedimentlagren tills signalen släcks ut mot djupet eller mot en mer kompakt enhet som exempelvis morän eller berggrund (fig. 2). Penetrationsdjupet varierar alltså beroende på geologin men kan uppgå till drygt 100 m i leriga sediment. Penetrationsdjupet påverkas också om sedimentet innehåller mycket gasbubblor, skapade vid nedbrytning av organiskt material. Detta kan orsaka total utsläckning av ljudsignalen redan vid ytan om sedimenten är väldigt gasrika.

Att använda olika typer av hydroakustik är rutin vid geologiska undersökningar i sjöar och hav sedan flera decennier tillbaka. Tekniken ger möjlighet att samla in bottendata från stora områden relativt snabbt. Med hjälp av de tre underlagen backscatter, batymetri och sedimentekolodsprofil ger hydroakustiken en möjlighet att avgränsa undersökningsområdets olika botten typer och deras inbördes utbredning redan i provplaneringsstadiet.



Figur 2. Sedimentekolodsbild från en transekt väster om Visingsö. Blå pil visar största djup utefter transekten, röd pil visar läget för provlokal c3.

En vanlig uppfattning är att provplaneringen lika gärna kan utföras med hjälp av sjökort eller något annat rent batymetriskt underlag där man utgår från att de lämpligaste provlokaler enbart finns på vattenområdets djupaste delar, det vill säga fokus läggs på att leta djuphål. Det kan fungera i små sjöar utan några större genomströmmande vattendrag, men i större sjöar och hav är rörelserna i vattenmassan på grund av strömmar och vågor mycket högre och håller sedimenten i rörelse, så kallad sedimentdynamik. Där förekommer det att djuphål finns just på grund av att bottenströmmar förhindrar ackumulation på den platsen. Det innebär att sedimenten i djuphålan i själva verket kan vara långt mycket äldre än omgivande bottenar, tväremot vad som förväntades. Figur 2 visar en sedimentekolodsprofil väster om Visingsö, där den blå pilen visar

den djupaste punkten i området, djupet är cirka 80 m. Den tydliga stratigrafien i profilen visar att sedimenten i bottenytan vid den blå pilen i själva verket är bland de äldsta utefter transekten, trots att det är den djupaste punkten utefter transekten. Provloken, c3, placerades i stället vid den röda pilen. Om det stratigrafiska lager som ligger i ytan vid den blå pilen jämförs med det lager som ligger i ytan vid den röda pilen visar skalan i högerkanten att det skiljer cirka 8 m av sediment. Med hjälp av de analysprov som togs på lokal c3 har sedimentackumulationshastigheten på platsen bestämts till 0,074 cm/år. Om man grovt antar att sedimentackumulationshastigheten har varit konstant under hela den period som skiljer mellan de två punkterna blir det en åldersskillnad på cirka 10 800 år. Bottentypen på den djupaste punkten, utefter den här transekten, är alltså inte en ackumulationsbotten utan snarare en erosionsbotten och sedimentet i ytan skulle klassas som en nära 11 000 år gammal glacial lera.

I det här fallet, när sedimenten i djuphålan är så avsevärt mycket äldre än det förväntade, hade det varit lätt att med blotta ögat se när provet kommer upp till ytan att det inte kommer från en önskad ackumulationsbotten. Det hade inte varit lika uppenbart om ytsedimentet bara hade haft en ålder på 300 år. Om ett sådant prov ändå skickas på analys hade förmodligen halterna av föroreningar visat sig vara mycket låga eftersom sedimentet är av förindustriell ålder.

Många erosionsbottnar saknar finkornigt material, som leran vid det nyss nämnda exemplet, och består i stället av grovkornigt material som exempelvis sand. Grovkornigare material har mindre total yta och innehåller dessutom lägre halt organiskt kol som många föroreningar binder till. Det innehåller alltså lägre halter än på en ackumulationsbotten med finkornigt, recent sedimenterat material.

Risken finns att i liknande fall som nämnts ovan tolkas hela områden som fria från föroreningar när det egentligen bara beror på att prov som ligger till grund för bedömningen är tagna från olämpliga botten typer. Sådana prov ger ingen rättvisande information om den nutida förorenings-situationen i området och har därmed inte något större värde. Det är därför viktigt att fältarbetet är noga förberett och att man är säker på bottenförhållandena inför provplaneringen.

Provplanering

Utifrån undersökningsområdets storlek, befintlig information om påverkanskällor, samt budgeten för miljökemiska analyser, gjordes under provplaneringsskedet en prognos på hur många prov som skulle samlas in i varje område. Efter att de hydroakustiska mätningarna hade utförts under försommaren 2022 och 2023 genomfördes provplaneringen.

För att lokalisera bottnar med eventuellt förorenade sediment är det yngre avlagringar som ska eftersökas, så kallade ackumulationsbottnar som nämnts ovan. Tecken på ackumulationsbotten är att de hydroakustiska mätningarna indikerar en flack eller konkav mjuk botten med en så kallad planparallell skiktning i de översta sedimentlagren. På ackumulationsbottnar är det vanligt att sedimentekolodsp profiler uppvisar någon form av utsläckning i de översta sedimentlagren. Detta beror på högt innehåll av gas i sedimenten, vilket hindrar ekolodssignalen att tränga längre ner. Gasen bildas vid nedbrytning av organiskt material i sedimenten och består framför allt av metangas och koldioxid, beroende på tillgången på syre.

Andra antropogena ackumulationer kan misstänkas när det i de hydroakustiska mätningarna förekommer konvexa eller morfologiskt kaotiska ansamlingar direkt utanför industriområden, avloppsrör, tippningsplatser eller där spår av dumpning på bottnar ute till sjöss förekommer. En antropogen ackumulation som kan vara omfattande är så kallade fibersediment vilka orsakats genom utsläpp av massafibrer. Alla dessa företeelser syns ofta tydligt i bilder från flerstråle-ekolodet och sedimentekolodsp profiler. Dessa indikationer styr urvalet av provlokaler.

Denna riktade provplanering, det vill säga manuellt urval av provlokaler, har gjorts i mjukvaran MDPS version 5.2 från Meridata OY med kompletterande stöd av ArcGIS Pro (ESRI). I provprotokollen i bilaga 3 redovisas hydroakustisk information vid varje provlokal. Följande underlag har sammanfattningsvis använts för provplaneringen i Vättern:

- Sedimentekolodsp profiler
- Backscattermosaik från flerstråleekolod, 0,5 x 0,5 m stora pixlar
- Djupmodell från flerstråleekolod, 0,5 x 0,5 m stora pixlar
- Sjökort (Sjöfartsverket 2022)
- Ortofoton
- Historiska ortofoton
- Information om utsläppskällor på land från EBH-stödet
- Information om befintliga sedimentundersökningar från länsstyrelserna i Örebro, Östergötlands, Jönköpings och Västra Götalands län, antingen från EBH-stödet eller i annan form

Information om varje planerad provlokal sparades i SGU:s interna databas för hantering av sedimentprov och kompletterades sedan med information under provtagningen. De provprotokoll som återfinns i bilaga 3 är utdrag ur denna databas.

Sedimentundersökningar

Sedimentprovtagning utfördes för att visuellt undersöka och beskriva sedimentet och för att samla in material till miljökemisk analys. Provtagningen genomfördes med SGU:s arbetsbåt Ugglan. Provtagningen görs på en lokal, det vill säga en plats där ett eller flera prov tas. Positionen för varje lokal anges enligt SWEREF 99TM i bilaga 1. Vid varje lokal användes de olika provtagarna flera gånger. Båtpositionen flyttades något mellan varje provtagare-”hugg” så att provtagaren inte landade i sediment som påverkats av det föregående hugget. Det innebär att den samlade mängden hugg som gjordes med de olika provtagarna på en lokal inte kommer från en enda position utan från en yta som omger den i bilaga 1 angivna positionen. Hur stor yta som berördes på en lokal beror på hur många gånger som båtpositionen behövde justeras för att kunna ta de olika typer av prov som var planerade för respektive lokal.

På provlokalerna var det första steget en bottenobservation med undervattenskamera (UV-kamera). Vid observationen dokumenterades material, morfologi, färg, redoxförhållanden (det vill säga hur syresatt botten är), förekomst av fauna eller flora med mera. Utifrån denna undervattensobservation bestämdes om provtagningen skulle gå vidare till nästa steg, vilket innebar att ta ett första sedimentprov, vanligtvis med kajakprovtagare. Resultatet från detta prov avgjorde om provtagningen skulle fortsätta med insamling av material till miljökemisk analys, eller om vidare provtagning på lokalen skulle avbrytas. En anledning att avbryta provtagningen var om bottenmaterialet visade sig vara för grovt eller för hårt för att vara en ackumulationsbotten.

Följande provtagare har använts under projektet:

- **Kajakprovtagare.** En 1 m lång rörprovtagare som användes vid provtagning i leriga, siltiga bottenar (fig. 3). Den används främst som första provtagare efter UV-kameran, för att verifiera antagen botten typ innan eventuell vidare provtagning och för att få en sedimentkärna att fotografera och beskriva geologiskt. I enstaka fall har även prov tagits djupt ner i sedimentkärnan från kajakprovtagaren för att undersöka bakgrundshalter av grundämnen.
- **Gemax.** En dubbelpipig rörprovtagare som tar upp till 70 cm långa, ostörda sedimentkärnor i mjuka sediment (fig. 3). Den användes som huvudprovtagare för att samla in material till miljökemisk analys. Den har skivningsutrustning som möjliggör att en kärna skivas i önskade tjocklekar och intervall. I detta projekt togs generellt 5 cm intervall i sediment för miljökemisk

analys. På en del utsjölokaler där sedimentackumulationshastigheten befarades vara mycket låg togs 3 cm intervall i stället. För bestämning av sedimentackumulationshastighet, det vill säga för att bestämma sedimentets ålder, användes 1 cm intervall.

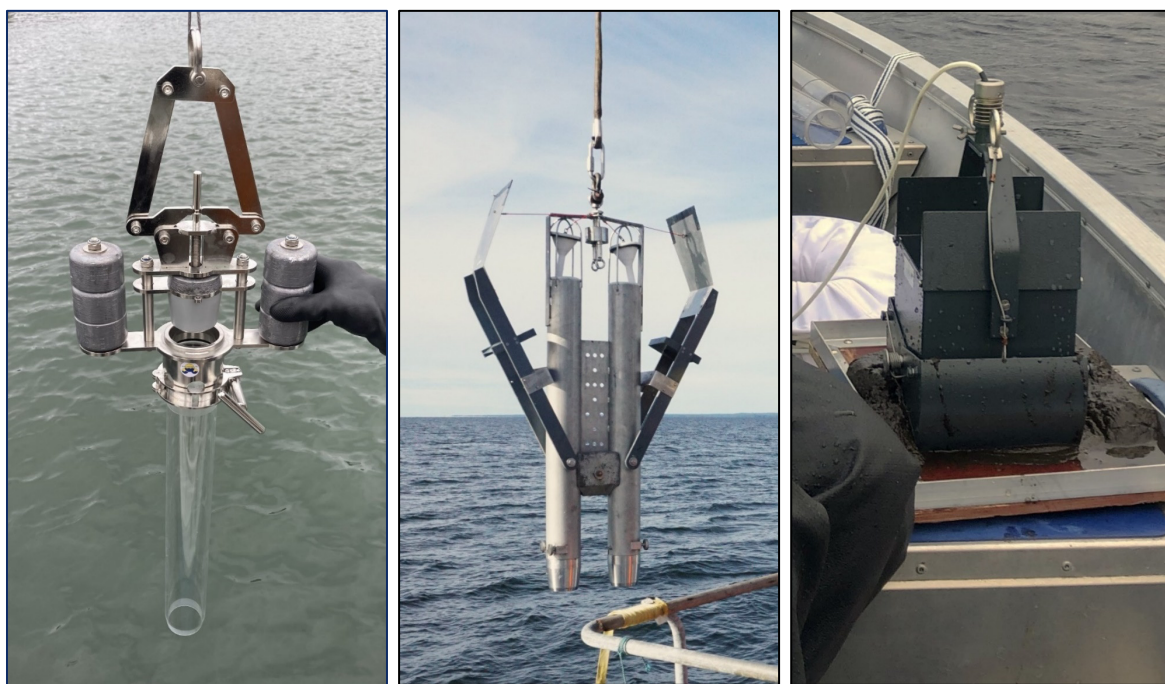
- **Ekmanhuggare.** En lådprovtagare (15 x 15 cm) som används till mjuka sediment (fig. 3). Den användes till att samla in material för miljökemisk analys då vi inte använde Gemax-provtagaren. Det skedde då arbetsbåten Ugglan av olika anledningar inte kunde användas.

Sedimentkärnorna från kajakprovtagaren studerades, fotograferades och beskrevs i detalj med avseende på innehåll av fibrer, kornstorlek, organisk halt, strukturer, redoxförhållanden, lagerföljd, färg med mera. Baserat på detta bestämdes också från vilka sedimentnivåer analysprov skulle tas så att provet inte togs över tydliga gränser i sedimentet.

För provtagning inför analys av organiska föroreningar fördes provet över från Gemax-snittaren (eller Ekmanhämtaren) till en behållare av rostfritt stål med tillhörande lock. Metallskeddar användes för att homogenisera provet innan det fördes över till önskat antal burkar. Företrädesvis användes glasburkar med teflonbeklätt lock, men för analys av PFAS förvarades provet i glasburkar med lock utan teflon. Om provet skulle analyseras för grundämnen användes i stället behållare och skeddar av plast vid homogenisering innan provet överfördes till plastburkar. Prov för analys av så kallade ”nutida bekämpningsmedel” placerades också i plastburkar.

Flera Gemax-kärnor provtogs på varje lokal och slogs ihop för att få tillräckligt med material för de olika kemiska analyserna av organiska föroreningar. För grundämnen räckte det i de flesta fall med en Gemax-kärna. För bestämning av sedimentackumulationshastigheten, vilket gjordes genom analys av Pb-210, snittades sedimentkärnan i 1 cm intervall som fördes över till plastburkar. Proverna förvarades kylt tills de levererades till laboratorierna. Proverna för Pb-210 frystes dock in innan frystorkning, och proverna för nutida bekämpningsmedel förvarades fryst innan leverans till laboratoriet då det var längre tid mellan provtagning och analys.

Totalt planerades 117 lokaler i 19 kustnära områden samt 13 utsjöområden att undersökas (fig. 1). Efter de hydroakustiska mätningarna ströks en del lokaler, främst på grund av olämplig bottenbotten.



Figur 3. Bilder på kajakprovtagare, Gemax-provtagare och Ekmanhuggare, från vänster till höger. Både kajakprovtagaren och Gemax-provtagaren befinner sig i apertat läge, färdiga för att firas ner till botten.

Totalt undersöktes 105 lokaler med kameraobservation och/eller sedimentprovtagning. Av dessa bedömdes 79 vara lämpliga för provtagning till miljökemisk analys. På tio av lokalerna togs duplikatprov för att utvärdera osäkerhet, se avsnittet om *Beräkningar*. På en av lokalerna togs ett nytt prov efter en längre tid, och det kom då inte att räknas som ett duplikat utan som en separat lokal (cb014). Det var därför totalt 80 lokaler där ytsediment analyserades, och på 24 av dessa analyserades även prov från djupare nivåer. Totalt skickades 134 prov in för miljökemisk analys från dessa 80 lokaler. Provtagningen utfördes enligt certifierade rutiner och för de tagna proverna tillämpades så kallad ”chain of custody”. Detta innebär att proverna förvarades i förseglade lådor när de inte var i provtagarnas eller laboratoriets förvar, det vill säga under transport till laboratoriet i de fall de inte transporterades av provtagarna.

Bestämning av sedimentets ackumulationshastighet

För att bestämma hur snabbt sedimentet ackumuleras på bottenarna, och därmed vilka tidsperioder som de provtagna sedimentintervallen motsvarar, analyserades sedimentkärnor från 13 lokaler för den radioaktiva isotopen Pb-210. Denna blyisotop ingår i sönderfallskedjan för radium-226 och förekommer därför naturligt i miljön och når sedimentet kontinuerligt från luft och vatten. Eftersom Pb-210 sönderfaller med en bestämd halveringstid på 22 år så kan sedimentets ålder bestämmas utifrån hur halten av ämnet minskar med djupet i sedimentet.

Sedimentkärnorna delades upp i en centimeter tjocka skivor och placerades i plastburkar. De vägdes sedan före och efter frystorkning. Bestämningen av Pb-210 utfördes vid Universitat Autònoma de Barcelona i Spanien utifrån en metod beskriven i Sanchez-Cabeza m.fl. (1998). Ackumulationshastigheten och sedimentets ålder vid olika djup i sedimentet räknades ut utifrån en modell som förutsätter ”constant flux constant sedimentation” (CF:CS) av Pb-210. I en del fall kunde även modellen ”constant rate of supply” (CRS) användas för att jämföra resultaten, men eftersom denna modell kan ge felaktiga värden för de djupare delarna av sedimentkärnan (MacKenzie m.fl. 2011) användes värdena från CF:CS-modellen för alla lokaler.

Det är också vanligt att använda analyser av Cs-137 för att datera sediment, i Sverige främst på grund av det höga nedfallet i samband med Tjernobylyolyckan 1986. Nedfallet var emellertid ojämnt fördelat över landet och var inte så högt vid Vättern. Eftersom mätningar av Cs-137 inte gav bra resultat vid ett liknande projekt i Väneren (Larsson m.fl. 2021), där en liten del av avrinningsområdet hade fått nedfall av Cs-137, bestämdes det att inte analysera sedimentkärnorna från Vättern för Cs-137 utan i stället använda Pb-210.

Miljökemiska analyser

I alla prov analyserades ett grundpaket av parametrar som omfattade grundämnen, metylkvicksilver, totalt organiskt kol (TOC), loss-on-ignition (LOI), polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyl (PCB), polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och polyklorerade dibensofuraner (PCDD/F), per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) samt organiska tennföreningar inklusive tributyltenn (TBT). I många prov analyserades även ett tilläggspaket 1, som omfattade klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan. I ett färre antal prov analyserades även ett tilläggspaket 2 som omfattade oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner. Slutligen analyserades läkemedel och så kallade nutida bekämpningsmedel (current use pesticides, CUP) i ett fåtal prov. Analyserna av nutida bekämpningsmedel omfattar över 120 ämnen, varav många är tillåtna för användning i dag. En del är emellertid numera förbjudna eller har aldrig använts i Sverige, men kan transporteras hit via storskaliga transportprocesser. För att förenkla kallas gruppen emellertid nutida bekämpningsmedel i denna rapport för att särskilja den från gruppen av klorerade bekämpningsmedel som också analyserades.

Orsaken till om en ämnesgrupp inkluderades i grundpaketet (det vill säga analyserades i alla prov) eller i ett av tilläggspekten var en sammanvägning av hur viktig gruppen ansågs vara att analysera, kostnaden samt vad analysens rapporteringsgränser var i förhållande till de halter som vanligtvis förekom i miljön. Det senare utvärderades i förhållande till vad som hade framkommit i tidigare projekt i Väner och i regeringsuppdraget för förorenade sediment i både marin och limnisk miljö. I en del prov utökades analyserna om det bedömdes som intressant av respektive länsstyrelse. Detta medförde främst ökade antal analyser av oxy-PAH samt analyser av sexvärt krom, Cr^{6+} , i delar av Örebro läns områden.

Analyserna av PCB och PCDD/F utfördes av SGS, analyserna av nutida bekämpningsmedel av laboratoriet för organisk miljökem i på Sveriges lantbruksuniversitet och resterande analyser av ALS. De flesta grundämnen analyserades efter en uppslutning med 7 M salpetersyra, det vill säga så kallad svensk standard, förutom aluminium och järn som extraherades med LiBO_2 -smälta och litium som uppslöt med syrablandning ($\text{HNO}_3/\text{HCl}/\text{HF}$), det vill säga totalhaltsbestämning. För övriga analysmetoder hänvisas till det nationella datavärdskapet för miljögifter på SGU.

Beräkningar

På en del lokaler togs dubbelprov för att utvärdera mätosäkerheten, vilken inkluderar både provtagnings- och analysosäkerheten. Detta jämfördes sedan med laboratoriernas uppgivna analysosäkerhet. En redovisning av resultaten från detta finns i bilaga 2. För dubbelproven beräknades sedan ett medelvärde som används vid utvärderingen av föroreningsituationen, detta då dubbelproven representerar samma provtagningsenhet (SGF 2021). När det ena replikatet har halter under rapporteringsgränsen har halva rapporteringsgränsen använts vid beräkning av medelvärde (HaV 2015). I de fall båda replikaten är under rapporteringsgränsen har medelvärdet uppgetts vara under rapporteringsgränsen.

Rapporteringsgränsen är den lägsta halt av ett ämne som laboratorier rapporterar. Rapporteringsgränsen motsvarar i de flesta fall kvantifieringsgränsen (limit of quantification, LOQ) men kan också motsvara detektionsgränsen (limit of detection, LOD). Detektionsgränsen är den lägsta halt av ett ämne som laboratorier kan upptäcka, det vill säga är skild från noll. Kvantifieringsgränsen är den lägsta halt av ett ämne som med säkerhet kan bestämmas (mätas), det vill säga kvantifieras. Kvantifieringsgränsen är därför högre än detektionsgränsen, och värden under kvantifieringsgränsen är mer osäkra.

När summor av ämnen har räknats ut har så kallat lägre koncentration använts, i enlighet med föreskrifterna i HVMFS 2015:26 (HaV 2015). Detta innebär att när ämnen som är inkluderade i summan har halter under rapporteringsgränsen, det vill säga halten är okänd, har halten satts till noll innan beräkning av summan. Motsatsen kallas högre koncentration och innebär att ämnen som har halter under rapporteringsgränsen i stället sätts till att ha samma halt som rapporteringsgränsen. Alternativet med lägre koncentration medför att en summa kan bli noll om alla ämnen som ingår har halter under rapporteringsgränsen, och det är ofta en underskattning av summahalten. Alternativet med högre koncentration leder däremot i de allra flesta fall till en över-skattning av summahalten.

Bedömningsgrunder

Två olika sorters bedömningsgrunder används i denna rapport för att bedöma förorenings-situationen. Dels används tillståndsbaserade bedömningsgrunder som bygger på en indelning i fem olika klasser vilket visar hur de uppmätta halterna förhåller sig till halter som generellt har observerats i svenska sediment. Dels används effektbaserade bedömningsgrunder från Havs- och vattenmyndigheten som utgår från vid vilken halt en ekotoxikologisk påverkan uppstår i miljön.

Tillståndsbaserade bedömningsgrunder utgår alltså från tillståndet i miljön och är inte kopplat till tillstånd i betydelsen tillåtelse eller godkännande. Som tillståndsbaserade bedömningsgrunder för metaller används Naturvårdsverkets rapport Bedömningsgrunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000) där det finns bedömningsgrunder för åtta grundämnen. Information om dessa bedömningsgrunder finns även tillgängliga i SGI:s nyligen publicerade vägledning om Bakgrundshalter i sediment (SGI 2024b). Vad gäller tillståndsbaserade bedömningsgrunder för organiska miljöföroreningar finns det bara bedömningsgrunder för kust och hav, så den uppdaterade versionen av dessa (Josefsson 2017) används. Bedömningsgrunderna redovisas i tabellerna 1–4 nedan.

För grundämnen är bedömningsgrunderna utformade utifrån avvikelser från ett jämförvärde, vilket är en bakgrundshalt eller naturlig (förindustriell) halt. Klass 1 innebär ingen avvikelse från jämförvärdet, medan klass 5 innebär mycket stor avvikelse. Som jämförvärde i denna undersökning har ”bakgrund södra Sverige” använts, förutom för bly. För bly är skillnaden mellan vad som anses vara förindustriell halt och vad som är rådande bakgrundshalt mycket stor (Naturvårdsverket 2000), vilket återspeglar den stora haltökning som skedde för detta ämne i och med industrialiseringen, bland annat genom blytillsatser i bensin. Detta medför att de nutida rådande bakgrundshalterna också kan ha sjunkit avsevärt sedan bedömningsgrunderna publicerades. Därför utvärderades i stället möjligheten att använda ett lokalspecifikt värde för rådande bakgrundshalt. Till detta användes halter från tre små sjöar runt Vänern där ytsediment undersökts 2020. Trots att det inte förekom några större utsläppskällor i sjöarnas avrinningsområden var det stora skillnader i deras blyhalt men relativt lika mellan replikaten i varje sjö. Som rådande bakgrundshalt användes därför värdet från sjön med lägst halt, men korrigerat för halten organiskt kol då alla tre sjöarna till skillnad från Vättern var skogssjöar med mycket höga TOC-halter. Korrigeringen gjordes genom att dividera med sjöns genomsnittliga TOC-halt och multiplicera med Vätterns genomsnittliga TOC-halt. Den rådande bakgrundshalten som användes blev då 23 mg/kg ts. Detta värde visade sig vara lägre än de uppmätta halterna i ytsediment på utsjölokalerna i Vättern, men i samma storleksordning som en del uppmätta halter på de strandnära lokalerna.

De flesta organiska föroreningar förekommer inte naturligt i miljön utan har antropogent ursprung. De har därför inte en naturlig eller bakgrundshalt som kan användas som jämförvärde, utan klasserna har delats in så att gränsen mellan klass 1 och 2 generellt går vid 5-percentilen av underlagsdata, mellan klass 2 och 3 vid 25-percentilen, mellan klass 3 och 4 vid 75-percentilen och mellan klass 4 och 5 vid 95-percentilen (för mer information, se Josefsson 2017). Underlagsdata var cirka 500 ytsedimentprov från SGU:s databas, insamlade 1986–2014. Klass 1 innebär mycket låg halt medan klass 5 innebär mycket hög halt. I de fall en stor andel av proverna i underlagsdata hade halter som var under rapporteringsgränsen (till exempel mer än 5 %), kunde inte en gräns mellan klass 1 och klass 2 fastställas. Detta var till exempel fallet för tennorganiska föreningar, vilket gör att halter inte kan klassas som klass 1. Vad gäller PAH:er kunde inte en tillståndsklassning fastställas för PAH₁₆, den gängse summaparametern som omfattar 16 PAH:er, eftersom ämnet acenaftylen ofta saknades i de tidiga analyserna. I stället finns det en klassning för PAH₁₅. För att kunna göra en klassning för PAH-halterna som redovisas i denna rapport samtidigt som PAH₁₆-halterna anges, har klassningen och därmed färgsättningen av tabellerna i rapporten gjorts utifrån halterna av PAH₁₅, medan det är halterna av PAH₁₆ som redovisas i siffror.

Tabell 1. Bedömningsgrunder för grundämnen (mg/kg torrsubstans) i limniska sediment enligt Naturvårdsverket 2000.

	Klass 1 Ingen avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
As, arsenik	≤10	10–20	20–30	30–40	>40
Cd, kadmium	≤1,4	1,4–7,0	7,0–18,2	18,2–32,2	>32,2
Cr, krom	≤15	15–30	30–90	90–165	>165
Cu, koppar	≤20	20–40	40–80	80–140	>140
Hg, kvicksilver	≤0,16	0,16–0,48	0,48–1,28	1,28–2,08	>2,08
Ni, nickel	≤10	10–20	20–40	40–80	>80
Pb, bly	≤23	23–345	345–1035	1035–1840	>1840
Zn, zink	≤240	240–480	480–1200	1200–2400	>2400

Tabell 2. Bedömningsgrunder för organiska miljöföroreningar (µg/kg torrsubstans) i marina sediment (Josefsson 2017).

Ämne	Klass 1 Mycket låg halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
ΣDDT*	<0,32	0,32–0,89	0,89–3,5	3,5–10	>10
HCB, hexaklorbensen	<0,020	0,020–0,15	0,15–0,45	0,45–1,6	>1,6
PAH ₁₅ **	<250	250–440	440–1 200	1 200–4 700	>4 700
PCB ₇ ***	<0,81	0,81–2,5	2,5–7,6	7,6–34	>34
MBT, monobutyltenn,	-	<1	1–10	10–20	>20
DBT, dibutyltenn	-	<1	1–10	10–26	>26
TBT, tributyltenn,	-	<1	1–19	19–55	>55

* ΣDDT är en summa som inkluderar *p,p'*-DDT, *p,p'*-DDD och *p,p'*-DDE

** PAH₁₅ är en summa som inkluderar 15 ämnen: naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen, bens(ghi)perylene och indeno(1,2,3-cd) pyren

*** PCB₇ är en summa som omfattar sju ämnen: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 och PCB 180

De effektbaserade bedömningsgrunderna återfinns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25 = HaV 2019), och det finns bedömningsgrunder för limniskt sediment för totalt åtta ämnen (tabell 3). Det finns gränsvärden för bly, kadmium, antracen, fluoranten och TBT samt bedömningsgrunder för de tre ämnen som är nationellt fastställda som särskilda förorenande ämnen (SFÄ), nämligen koppar, dekametylcyklopentasiloxan (D5) och oktametylsiloxan (D4). Alla dessa bedömningsgrunder utgår från ett sediment som har en organisk kolhalt på 5 %, förutom värdena för bly och kadmium. Ämnets uppmätta halt korrigeras därför genom division med provets TOC-halt och multiplikation med 5 innan jämförelsen med bedömningsgrunden. För koppar subtraheras naturlig bakgrundshalt från det uppmätta värdet innan jämförelse med bedömningsgrunden. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000) är den naturliga bakgrundshalten för koppar i Sverige 15 mg/kg ts. Detta är ett värde för hela Sverige och det kan givetvis finnas regionala variationer. I undersökningen av Vätterns sediment är de lägsta uppmätta halterna i icke-antropogent orsakade sediment mellan 15 och 20 mg/kg ts, och det kan därför vara rimligt, om än åt det lägre hållet, att använda ett värde på 15 mg/kg ts för naturlig bakgrundshalt av koppar i detta område. Ett prov som dateras till före 1800, taget på en utsjölokal, har en halt på 24 mg/kg ts; se avsnittet om *Utsjölokaler*.

Tabell 3. Gränsvärden eller bedömningsgrunder ($\mu\text{g/kg ts}$) i limniska sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019).

Ämne	Gränsvärde	Kommentar
Cd, kadmium	2 300	
Cu, koppar	36 000	Avser 5 % TOC, naturlig bakgrundshalt subtraheras från uppmätt halt innan jämförelsen
Pb, bly	130 000	
Antracen	24	Avser 5 % TOC
Fluoranten	2 000	Avser 5 % TOC
TBT	1,6	Avser 5 % TOC
D5	11 000	Avser 5 % TOC
D4	15	Avser 5 % TOC

För PCDD/F, en ämnesgrupp som är viktig att bedöma, finns det inga tillstånds- eller effekt-baserade svenska bedömningsgrunder. I stället används norska bedömningsgrunder (tabell 4) för att dela in uppmätta halter av dioxiner i olika tillståndsklasser (Miljødirektoratet 2020). Dessa är utarbetade för marina sediment och eftersom de är anpassade för norska förhållanden används en TOC-halt på 1 %, vilket är lägre än den genomsnittliga halten i svenska sediment. Indelningen i klasser bygger på ekotoxikologiska data, där klass II motsvarar ”ingen toksiske effekter”, klass III ”kroniske effekter ved langtidseksponering”, klass IV ”akutt toksiske effekter ved korttidseksponering” och klass V ”omfattende toksiske effekter”. Det är alltså viktigt att ha i åtanke att systemet skiljer sig avsevärt från den svenska indelningen, men värdena används för att förenkla en visuell bedömning av PCDD/F-halterna i rapportens tabeller.

Tabell 4. Norska bedömningsgrunder för PCDD/F) i ng TEQ /kg ts i sediment (Miljødirektoratet 2020).

Ämne	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Dioksiner		0–0,86	0,86–3,6	3,6–500	> 500

Övergripande resultat

I detta avsnitt redovisas resultaten övergripande och översiktligt, över hela Vättern. I nästa avsnitt redovisas resultaten mer detaljerat per område. Stapeldiagrammen som visar halterna för alla undersökta lokaler i detta avsnitt omfattar bara ytsedimentprov, då det inte finns plats att inkludera även djupare prov. Halterna i dessa djupare prov redovisas i tabellerna för respektive område i nästa avsnitt. De undersökta områdena har fått sin första bokstav från länet de är placerade i, räknat från a till d medurs runt Vättern: a för Örebro, b för Östergötland, c för Jönköping och d för Västra Götaland. Den andra bokstaven är löpande för de strandnära områdena, från a till som längst f. Lokalerna inom varje område har sedan fått ett löpnummer med tre siffror av databastekniska skäl, även om som mest två siffror används. För utsjölokalerna används bara länets bokstav och ett löpnummer.

I stapeldiagrammen är lokalerna generellt placerade så att de mest strandnära lokalerna är till vänster inom området, följt av en gradvis rörelse ut mot Storsvätterns mitt ju längre till höger inom området en stapel är. I område ad Olshammar är lokalerna från Kampaviken och utåt placerade till vänster, medan lokalerna från Sörviken och utåt är placerade till höger. Lokalen längst in i Sörviken motsvarar således en stapel ungefär i mitten av område ad i diagrammet. I område cd Lillån och ce Domneån är cd-lokalen placerad till vänster och ce-lokalen till höger, även om ce-lokalen är mer strandnära. Utsjölokalerna är placerade i bokstavs- och nummerordning, från b1 till d4.

Vätterns sedimentgeologi

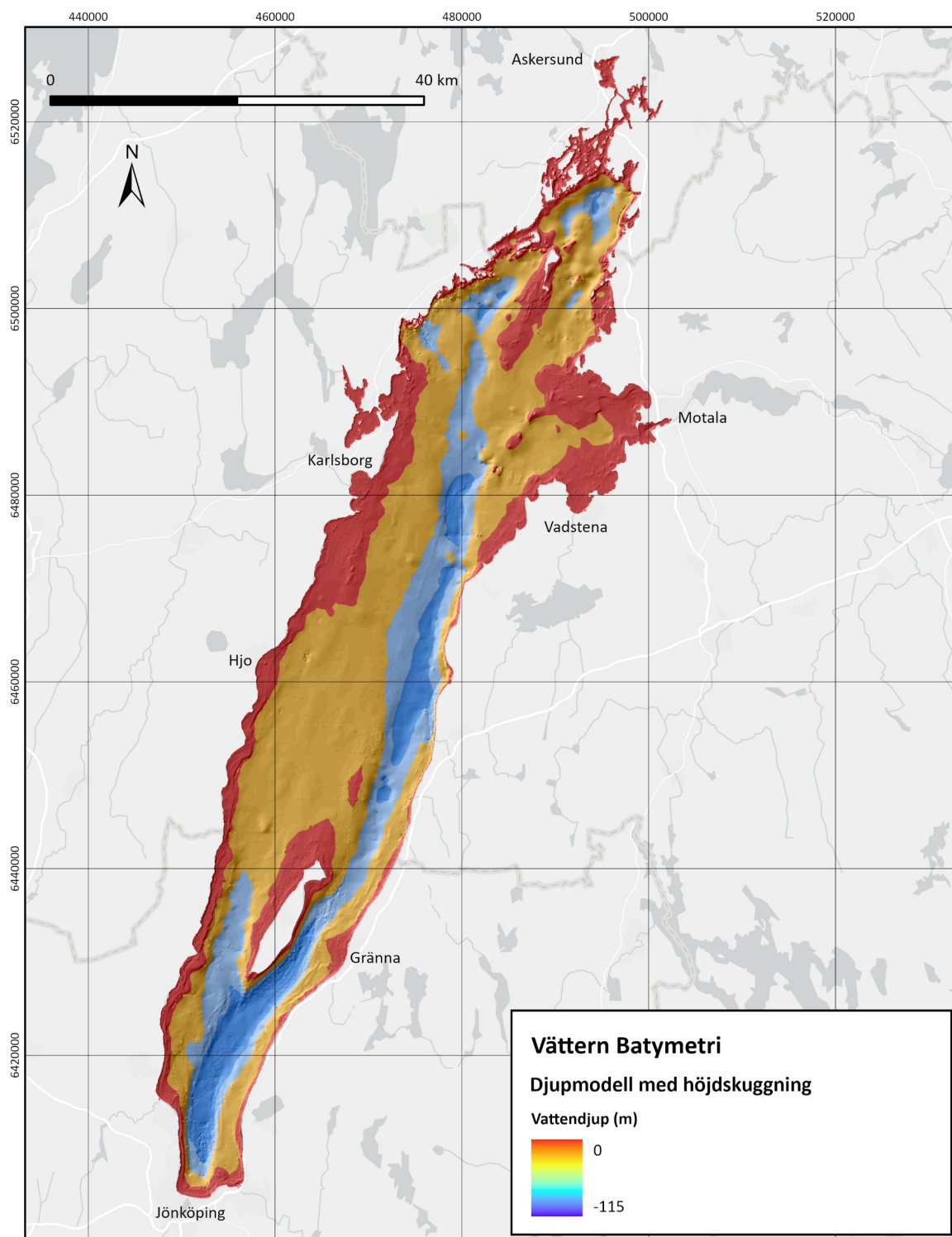
Det brukar sägas att Vättern är en väldigt djup sjö men det stämmer bara delvis. De stora djupen, på ner till över 100 m, finns endast i en smal djupränna som i Vätterns södra del följer östra stranden och bland annat går mellan Visingsö och Gränna. I höjd med Vadstena sneddar djuprännan över till den västra sidan av Vättern (fig. 4). I övrigt består Vättern av stora grundområden som inte är djupare än 30–40 m. Med tanke på Vätterns avsaknad av skyddande skärgård i stora delar av sjön och långa så kallade fetch, det vill säga den längsta sträcka som vinden fritt kan påverka vågbildningen, innebär det att dessa grundområden till stor del består av erosions- eller transportbottnar. Det innebär att det är främst i den smala djuprännan man hittar ackumulationsbottnar. Men det är inte alltid det råder ackumulation ens nere på de stora djupen, utan detta avgörs av sedimentdynamiken, det vill säga rörelser i vattenmassan på grund av vågor och strömmar som håller sedimenten i rörelse.

En generell beskrivning av erosionsbottnar är bottnar som domineras av erosionsprocesser. Det gäller framför allt stränder och kustzoner, det vill säga områden med ett sådant vattendjup att vindgenererade vågor kan erodera och skölja bort finmaterial. I Vättern med dess långa fetch är det djupet ansevärt. Observera att erosionen inte behöver vara konstant för att en botten ska benämnas erosionsbotten. I figur 4 motsvarar erosionsbottnarna ungefär de röda områdena.

Akkumulationsbottnar är bottnar med kontinuerlig deposition av finmaterial. Materialet är löst, det vill säga inte konsoliderat, och har vattenhalter i ytan på över 75 %. Materialet som deponeras transporteras inte vidare utan stannar kvar på platsen. Genom ständig pålagring sker efterhand avvattning och konsolidering av sedimenten, vilket innebär att vattenhalten minskar längre ner i sedimentet. I figur 4 motsvarar ackumulationsbottnarna ungefär områdena med de två blå kulörerna, men även inom de blå områdena förekommer det erosions- och transportbottnar trots stora djup. Enligt tidigare undersökningar motsvarar ackumulationsbottnarna bara 21 % av den totala bottenytan i Vättern (Håkanson & Ahl 1976).

Den resterande bottentypen benämns transportbottnar. Här sker transport av partiklar genom vattenrörelser men det sker även genom gravitation såsom skred. Ytsedimentet behöver inte vara i kontinuerlig transport för att det ska benämnas transportbotten. På kartan (fig. 4) motsvarar transportbottnarna ungefär de orange områdena. Detta är den dominerande bottentypen i Vättern och den täcker cirka 44 % av bottenytan. På sedimentekolodsprofilerna som går tvärs över den djupa rännen ser man att det inte sker ackumulation i sluttningarna utan det är först när botten planar ut som sedimenten kan ackumulera. Utefter vissa smala partier av djuprännan, som i höjd med Visingsö och upp mot Ödeshög, förekommer det ingen ackumulation trots stora vattendjup.

Den begränsade mängden ackumulationsbottnar i Vättern försvårar utredningar om föroreningar som denna. Det spelar ingen roll om det har legat en verksamhet vid Vätternstranden som i årtionden släppt ut förorenat vatten och partiklar, finns det inga ackumulationsbottnar i anslutning till verksamheten finns det inga förorenade sediment där. Eventuella föroreningar har i stället förts bort från området och sedimenterat där sedimentdynamiken är så låg att även små partiklar kan sjunka genom vattenmassan och sedimentera på bottnarna, det vill säga på en ackumulationsbotten. I Vätterns fall kan det vara långt från föroreningskällan och under transporten har halterna späts ut och blandats med andra föroreningar. Det blir då svårare att relatera en förorening till en viss verksamhet.

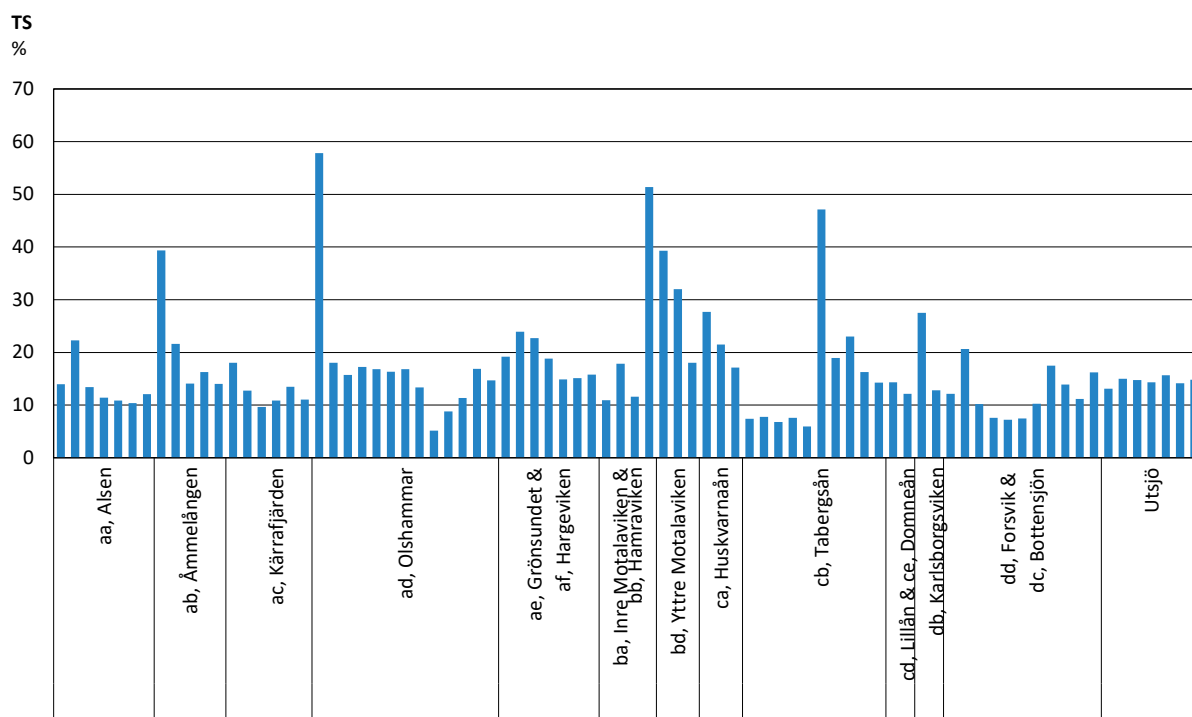


Figur 4. Översiktskarta över Vätterns djupförhållanden.

Torrsubstans

Torrsubstanshalten (ts-halt) i ytsediment på de 80 undersökta lokalerna varierade mellan 5,1 och 58 % (fig. 5). En hög ts-halt, och därmed en låg vattenhalt, kan indikera att det inte är en regelrätt ackumulationsbotten med finkornigt material som har provtagits. Det kan i stället vara en erosions- eller transportbotten med grovkornigt material, alternativt mer kompakterat finkornigt material. Lokalen med högst ts-halt i ytsedimentet var ad006 som är belägen längst in i Kampaviken nordost om Olshammar. Denna lokal bedömdes vid provtagningen ha ett antropogent orsakat sediment, med ett hårdare och mer kompakt ytlager på 0–2 cm som därför provtogs separat. Troligtvis består sedimentet här av karbonatrika utsläpp som har runnit ut i Kampaviken, möjligtvis från mesa-slam. Övriga lokaler med hög ts-halt är en lokal i bb Hamraviken, två lokaler i bd Yttre Motalaviken, en lokal i Jönköpings hamn i område cb Tabergsån, en lokal i db Karlsborgsviken och en lokal i ab Åmmelången. Ingen av dessa bedömdes vara optimala för provtagning och analys utan var mer siltiga-sandiga, men provtogs ändå, främst på grund av att det fanns brist på lämpliga bottenar i närområdet. Lokal ca001 (0–5 cm) i område ca Huskvarnaån har en relativt hög ts-halt på 28 % men bedömdes vara en regelrätt ackumulationsbotten med gyttjelera i Kåvasjön.

Lägst ts-halt, vilket innebär hög vattenhalt, har generellt lokaler med ett stort inslag av organiskt material, till exempel träfiber. Detta förklarar de låga ts-halter som förekommer på en del lokaler i område ad Olshammar och cb Tabergsån. Även i område dd Forsvik har en del lokaler låga ts-halter. På lokalerna vid Forsvik iaktogs inte träfiber, men sedimentet var gasrikt och oljeblänk förekom. Detta är vanligt i sediment utanför pappers- och massaindustrier.



Figur 5. Torrsubstanshalten (ts, som % av våtvikten) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna.

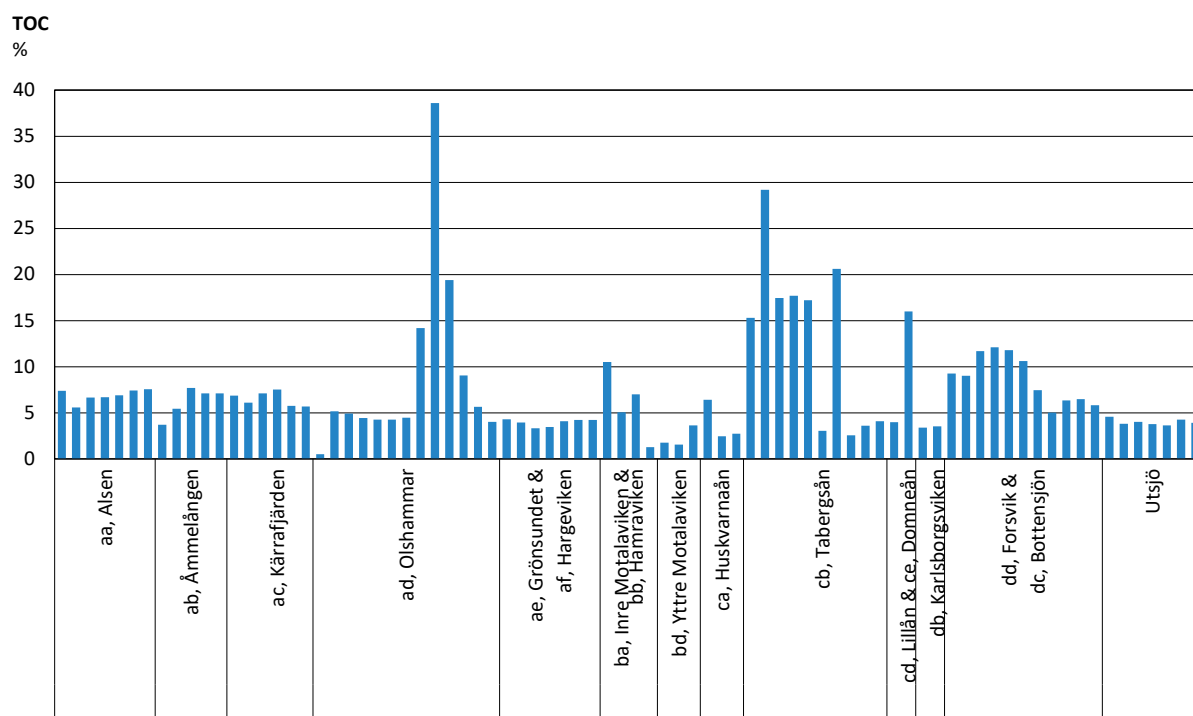
TOC och glödförlust

Halterna av totalt organiskt kol (TOC) varierade mellan 0,5 och 39 % i ytsediment från de 80 undersökta lokalerna. De högsta TOC-halterna förekommer i fibersediment i område ad Olshammar och cb Tabergså. I det senare området är TOC-halterna höga både inne i Munksjön (15–29 %) och på en lokal i Jönköpings hamn (cb013, 0–5 cm, 20 % TOC). På denna lokal bestod sedimentet av fin- och grovdetritusgyttja med löv och kvistar, men det beskrevs även ha en svag lukt av pappersmassa. Det förekom också höga TOC-halter på en lokal i en hamn i Domneåns utlopp (ce001, 0–5 cm), vilket bedömdes vara en lergyttja utan påverkan från träfiber. Vattnet var brunt och troligen rikt på humus, och där hamnen ligger fanns tidigare en mosse, vilket visade sig i förekomsten av torv längre ner i sedimentet i denna hamn. I område dd Forsvik har en del lokaler TOC-halter över 10 %. Dessa lokaler har även låga ts-halter, och som nämnts så iaktogs inte träfiber här, men sedimentet var gasrikt och oljeblänk förekom.

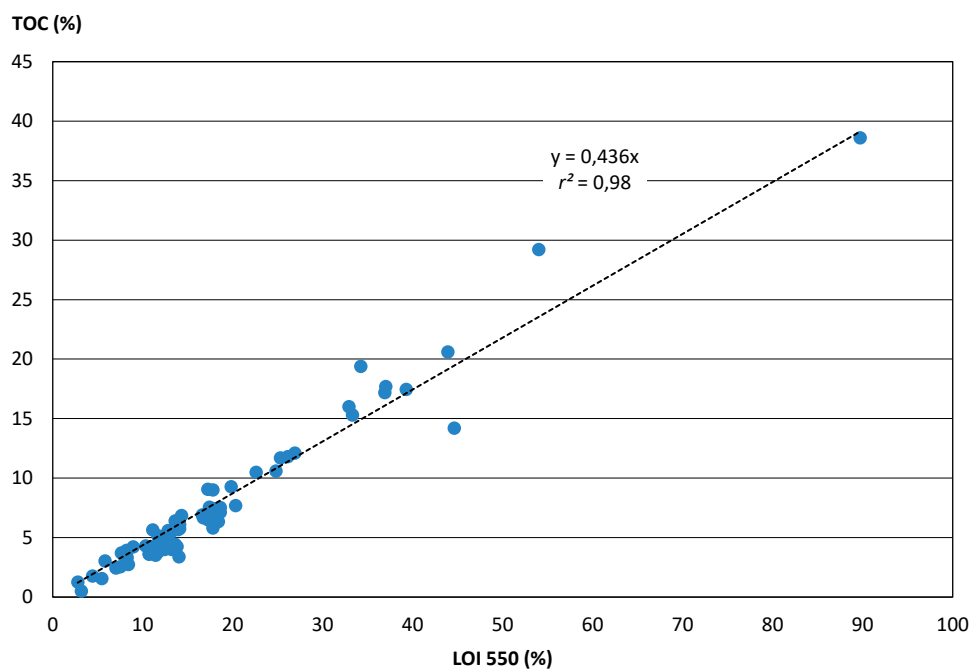
Över lag brukar halterna av TOC vara högre i finkornigt sediment och lägre i grovkornigt sediment.¹ Grovkornigt sediment tenderar också att ha högre ts-halter, och det är tydligt att de lägsta TOC-halterna förekommer i sediment som har höga ts-halter (fig. 5 och 6). Detta omfattar lokal ad006 i område ad Olshammar, och lokaler i område bb Hamraviken och bd Yttre Motälaviken, som alla har TOC-halter under 2 %. Utsjölokalerna har TOC-halter mellan 3,6 och 4,6 % i ytsedimentet, medan en del lokaler på transekterna ut från de strandnära områdena och mot utsjön har lägre TOC, exempelvis två lokaler i område ca Huskvarnaån, med TOC-halter på 2,5–2,7 %.

Förutom TOC gjordes även analyser av glödförlust, det vill säga loss-on-ignition (LOI), som ger ett mått på mängden organiskt material då detta förbränns när sedimentet hettas upp. Glödförlust mättes vid både 550 och 1 000 °C då detta ingick i laboratoriernas analyser. Korrelationen mellan halten TOC och LOI vid 550 °C var god, med $r^2 = 0,98$ (fig. 7). TOC utgjorde ungefär 44 % av det organiska materialet mätt med LOI vid 550 °C. Korrelationen mellan TOC och LOI vid 1 000 °C var något sämre ($r^2 = 0,92$); till exempel har provet ad006, 0–2 cm, en mycket hög LOI vid 1 000 °C, 42 %, men en låg TOC på 0,5 % och en låg LOI vid 550 °C. Detta beror troligtvis på ett högt innehåll av karbonater i provet som förbränns mellan 550 och 1 000 °C, det vill säga, även icke-organiskt material inkluderas i LOI vid den högre förbränningstemperaturen.

¹ Undantag finns dock, exempelvis har lera avsatt under istiden, så kallad glacial lera, väldigt låga halter TOC.



Figur 6. Halten av totalt organiskt kol (TOC; %) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna.



Figur 7. Korrelationen mellan totalt organiskt kol (TOC) och glödförlust vid 550 °C (loss on ignition, LOI) för ytsediment från de 80 undersökta lokalerna. Den linjära regressionen går genom origo då detta gav en något bättre förklaringsgrad ($r^2 = 0,98$ i stället för $r^2 = 0,96$).

Sedimentets ackumulationshastighet

Tretton kärnor analyserades för Pb-210 för att bestämma sedimentackumulationshastigheten (sediment accumulation rate, SAR; tabell 5, fig. 8). Observera att värdet för SAR är ett medelvärde för hela kärnan och att det inte är korrigerat för att sedimentets kompaktion ökar längre ner i kärnan. Ytsedimentets ålder (tabell 5) är emellertid beräknad med hänsyn taget till kompaktion.

Sedimentackumulationshastigheten skiljer sig mycket mellan lokalerna, med den högsta hastigheten på en strandnära lokal i Alsen (aa002; 4,5 cm/år) och den lägsta på utsjölokalen c3 (0,07 cm/år). Det är rimligt att det är en högre sedimentation och ackumulation i partikelrika, strandnära områden där vattendrag mynnar jämfört med det klara, partikelfattiga vattnet i Storsvättern. Ett värde på 4,5 cm/år är dock en mycket snabb hastighet. Lokalen c3 som har den lägsta ackumulationshastigheten ligger väster om Visingsö, men är inte placerad på områdets största vattendjup. De hydroakustiska mätningarna visade att det rådde erosion där det var som djupast, så provtagningslokalen fick i stället placeras längre upp längs slutningen mot Visingsö. Där pågår ackumulation av sediment, men som mätningarna visar så är det en mycket låg årlig ackumulation.

Längre söderut, i den djupa rännan som sträcker sig längs hela Vättern men är som djupast i de södra delarna, är sedimentackumulationshastigheten mycket högre, från 0,28 till 0,58 cm/år. Ackumulationen ökar längre ut från land och är som högst på den djupaste lokalen, c2. På de övriga fyra lokalerna i Storsvättern är ackumulationen relativt likartad, från 0,20 till 0,28 cm/år. Detta ska dock inte tolkas som att detta är den generella ackumulationshastigheten i Storsvättern – dessa fyra lokaler är placerade på liknande botten där de hydroakustiska mätningarna visade att det fanns förutsättningar för ackumulation. Som tidigare nämnts finns det stora områden i Vättern där det inte förekommer någon ackumulation alls. De sedimentologiska egenskaperna kan skilja sig avsevärt mellan botten, även på kortare avstånd, och man bör därför vara mycket försiktig med att extrapolera sedimentackumulationshastigheten mellan lokaler.

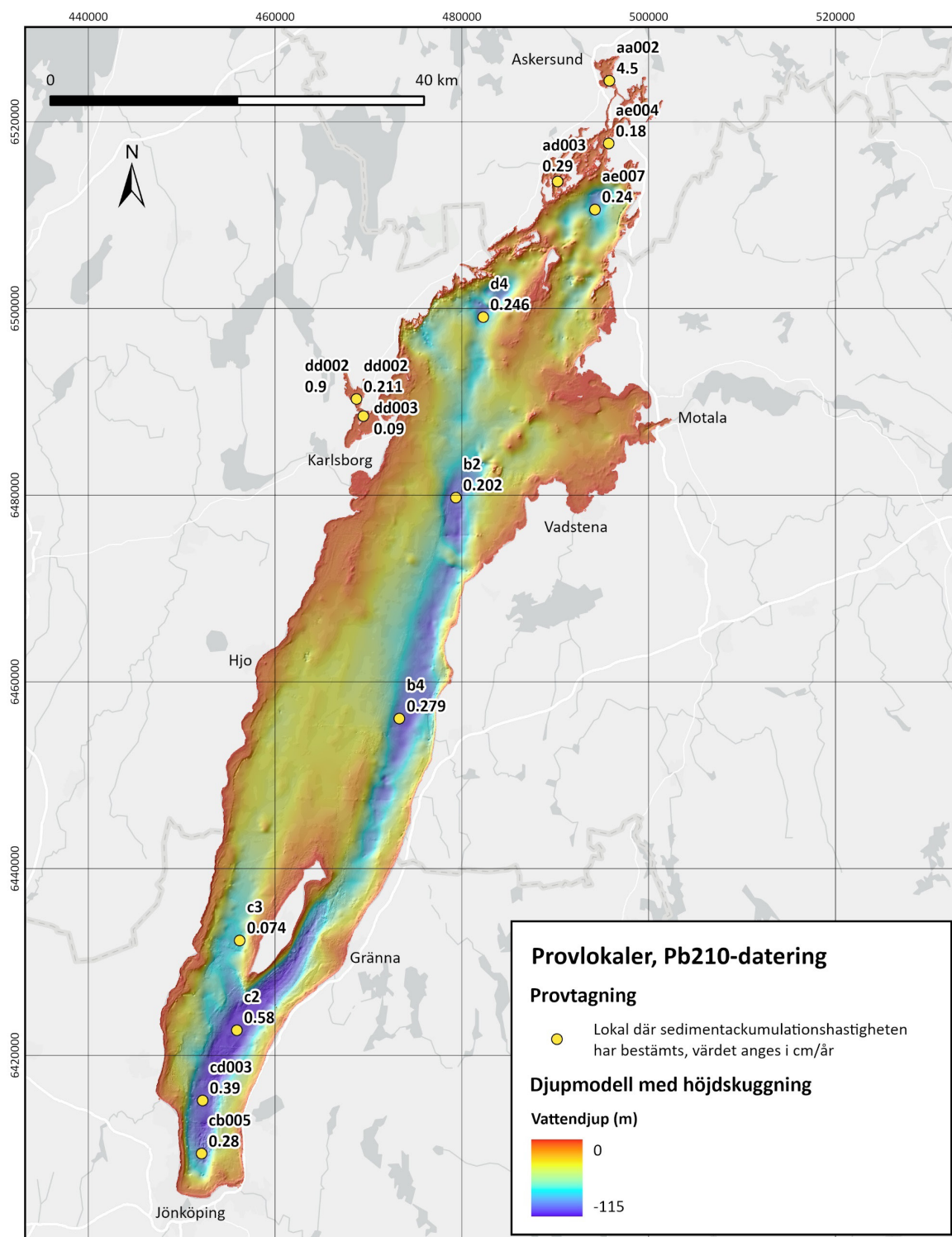
Vid de strandnära områdena dd Forsvik och dc Bottensjön vid Karlsborg, där Göta kanal passerar, har sedimentackumulationshastigheten mätts på två lokaler. Sedimentkärnan från Bottensjön nära Karlsborg hade en väldigt låg sedimentackumulationshastighet (dd003; 0,09 cm/år), vilket är förvånansvärt med tanke på att det är ett mer partikelrikt vatten här än ute i Storsvättern. Detta kan indikera att förutsättningarna för ackumulation inte är optimala, kanske på grund av störningar från trafiken på Göta kanal då det endast är ett vattendjup på 5 m här. Sedimentkärnan provtagen längre upp mot Forsvik (dd002) hade omblandat sediment ner till 7 cm djup, vilket gjorde att det inte gick att bestämma en ackumulationshastighet. Under detta förekom det två olika hastigheter. I den undre delen av kärnan (11–26 cm) var ackumulation snabbare, runt 0,90 cm/år, medan den var långsammare i den övre delen (7–11 cm), runt 0,21 cm/år. Den beräknade åldern på ytsedimentet uppskattades från ackumulationshastigheten i kärnans övre del. Eftersom ytsedimentet var omblandat ner till 7 cm blir detta en osäker uppskattning.

Tabell 5. De 13 lokaler där sedimentackumulationshastigheten (SAR) bestämdes. För varje lokal redovisas också massackumulationshastigheten (MAR) och vattendjup samt torrsubstans (TS) och totalt organiskt kol (TOC) i ytsedimentprovet (0–3 eller 0–5 cm). Även ytsedimentets beräknade ålder och tidsspann redovisas. Mätosäkerheten som anges för SAR och MAR är beräknade med en täckningsfaktor (k) på 1, det vill säga motsvarar standardavvikelsen.

Lokal	Vattendjup (m)	TS (%)	TOC (%)	SAR (cm/år)	MAR (mg/(cm ² ×år))	Ålder ytsediment (år)
aa002	18	11	6,9	4,50 ± 0,90	790 ± 160	1 (2021–2022)
ad003	22	16	4,3	0,29 ± 0,01	65 ± 3	ca 16 (2006–2022) ²
ae004	13	23	3,3	0,18 ± 0,02	74 ± 8	18 (2004–2022)
ae007	92	15	4,2	0,24 ± 0,02	59 ± 2	17 (2005–2022)
cb005	98	14	4,1	0,28 ± 0,01	110 ± 7	10 (2012–2022)
cd003	104	14	4,0	0,39 ± 0,03	90 ± 6	12 (2010–2022)
dd002 (7–11 cm)	11	7,4	11	0,21 ± 0,01	22 ± 1	ca 19 (2003–2022) ²
dd002 (11–26 cm)	11	7,4	11	0,90 ± 0,20	134 ± 23	–
dd003	5	10	7,5	0,09 ± 0,01	18 ± 2	42 (1980–2022)
b2	95	15	3,8	0,20 ± 0,01	55 ± 1	17 (2006–2023)
b4	97	15	4,0	0,28 ± 0,01	66 ± 3	16 (2009–2023)
c2	104	14	3,8	0,58 ± 0,03	139 ± 8	7 (2015–2022)
c3 ¹	72	16	3,6	0,07 ± 0,01	20 ± 2	29 (1993–2022)
d4 ¹	92	15	3,9	0,25 ± 0,01	66 ± 3	10 (2012–2022)

¹ Ytsediment motsvarar 0–3 cm, för övriga 0–5 cm.

² Sedimentet är mixat ner till 7 cm och ytsedimentets (0–5 cm) ålder är därför mer osäker.



Figur 8. Översiktskarta över provlokaler där sedimentackumulationshastigheten (cm/år) har bestämts med Pb210-datering.

Grundämnen

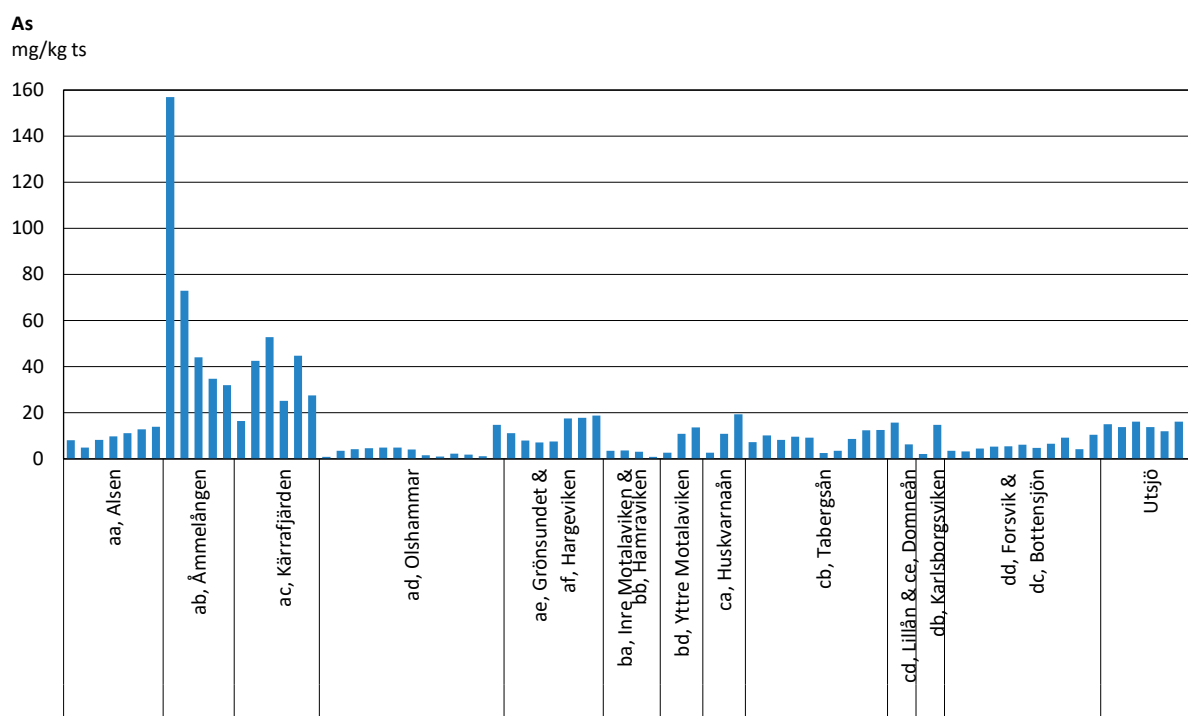
Analyserna av grundämnen omfattade aluminium (Al), antimon (Sb), arsenik (As), barium (Ba), järn (Fe), kadmium (Cd), kvicksilver (Hg), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), litium (Li), molybden (Mo), nickel (Ni), bly (Pb), svavel (S), silver (Ag), tenn (Sn), vanadin (V), uran (U) och zink (Zn). Germanium (Ge) analyserades i en del prov men var alltid under rapporteringsgränsen på 10 mg/kg torrsubstans (ts).

Nedan visas resultaten för de åtta grundämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). Även kobolt, som har bedömningsgrund för kust och hav (Naturvårdsverket 1999), samt sexvärt krom och metylkvicksilver har inkluderats i detta avsnitt. I figurerna redovisas på grund av platsbrist endast resultaten från ytsediment på de 80 provtagna lokalerna. I texten nämns även halter som uppmäts i djupare sedimentlager. Dessa halter finns tillgängliga i tabellerna för respektive område. På grund av platsbrist var det inte möjligt att inkludera alla analyserade grundämnen i resultatredovisningen, men alla resultat kommer att finnas tillgängliga i det nationella datavärdskalet för miljögifter på SGU.

Totalt analyserades 133 unika prov för grundämnen; detta omfattade även 5 djupare prov från främst utsjölokaler där prov togs från sediment som tagits upp med kajakprovtagare och endast grundämnen analyserades, inte organiska föroreningar. Unika prov innebär att duplikat inte räknas med (se avsnittet om *Beräkningar*); antalet analyserade prov var således högre.

Arsenik

Halterna av arsenik varierade mellan 0,73 och 157 mg/kg ts (fig. 9). Den lägsta halten förekom i ett djupare prov från område ad Olshammar, medan den högsta halten förekom i område ab Åmmelången, i ytsediment på lokalen placerad närmast det före detta vaskverket Johannesborg. Halterna var förhöjda i ab Åmmelången, och ac Kärrafjärden, medan de var låga i bland annat ad Olshammar. Där var det lägre halter i Sörviken än i Kampaviken. Halterna i ytsedimentet på utsjölokalerna och på lokalerna längst ut på transekterna från strandnära områden, vilka således är placerade i utsjön, är relativt jämna geografiskt och varierar mellan 12,6 och 18,8 mg/kg ts.

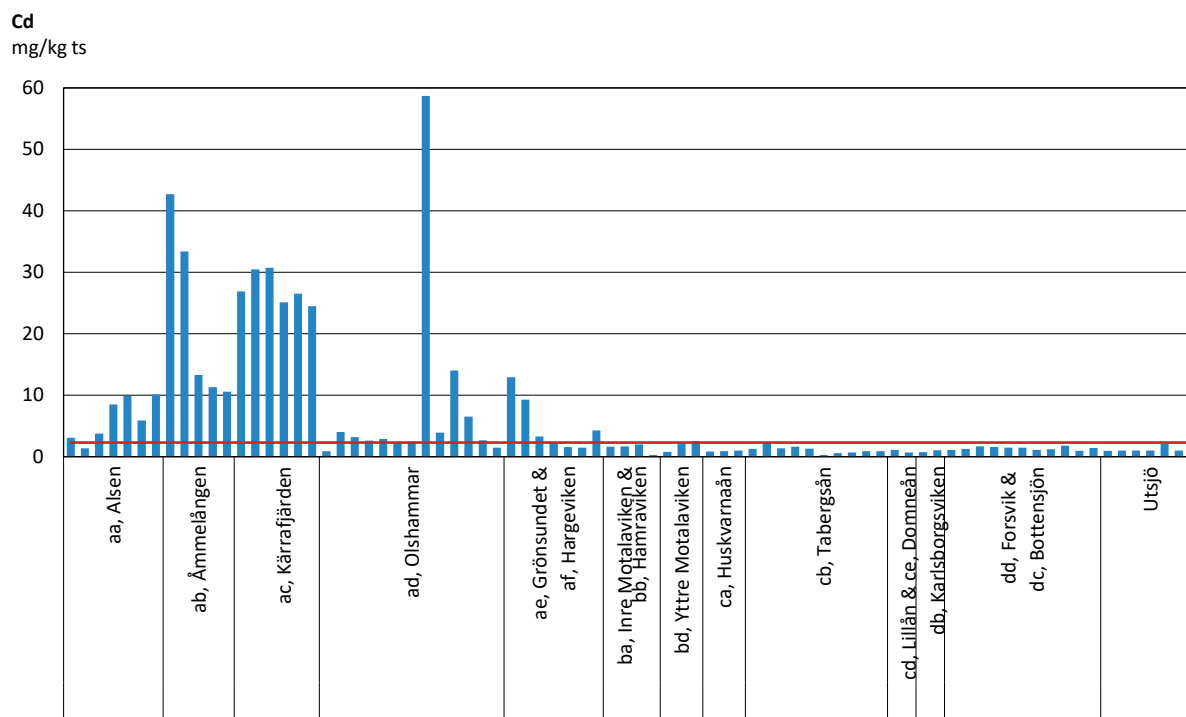


Figur 9. Halten av arsenik (As; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna.

Kadmium

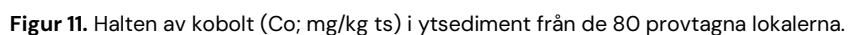
Halterna av kadmium var mellan 0,14 och 279 mg/kg ts, med 58,7 mg/kg ts som den högsta halten i ytsediment (fig. 10). Både den lägsta och den högsta halten förekom längre ner i sedimenten – den lägsta halten i ett prov från en dryg halvmeters sedimentdjup i område ca Huskvarnaån (ca004), och den högsta halten i ett prov från 5–10 cm djup i Åmmelången (ab002). Även i Kärrafjärden förekom de högsta halterna längre ner i sedimentkärnan, med 35,8 respektive 67,7 mg/kg ts på 10–15 respektive 20–25 cm djup på lokal ac002. Ytsedimentprovet som hade högst halt, 58,7 mg/kg ts, kommer från en lokal längst in i Sörviken i ad Olshammar. Även andra lokaler i detta område hade förhöjda halter, men inte genomgående.

För kadmium finns det ett gränsvärde för god kemisk ytvattenstatus på 2,3 mg/kg ts i sediment (HaV 2019). Detta överskrids för alla lokaler och alla prov (även djupare nivåer) i Åmmelången och Kärrafjärden, samt många prov i områdena aa Alsen, ad Olshammar, ae Grönsundet och af Hargeviken. Enstaka överskridanden förekommer även i andra områden. Detta redovisas för respektive område senare i rapporten. I område Grönsundet, transekten ut mot Vättern från Alsen, Åmmelången och Kärrafjärden, är det tydligt att kadmiumhalterna minskar successivt utåt, med en förhöjning för lokalen i området af Hargeviken (fig. 10).



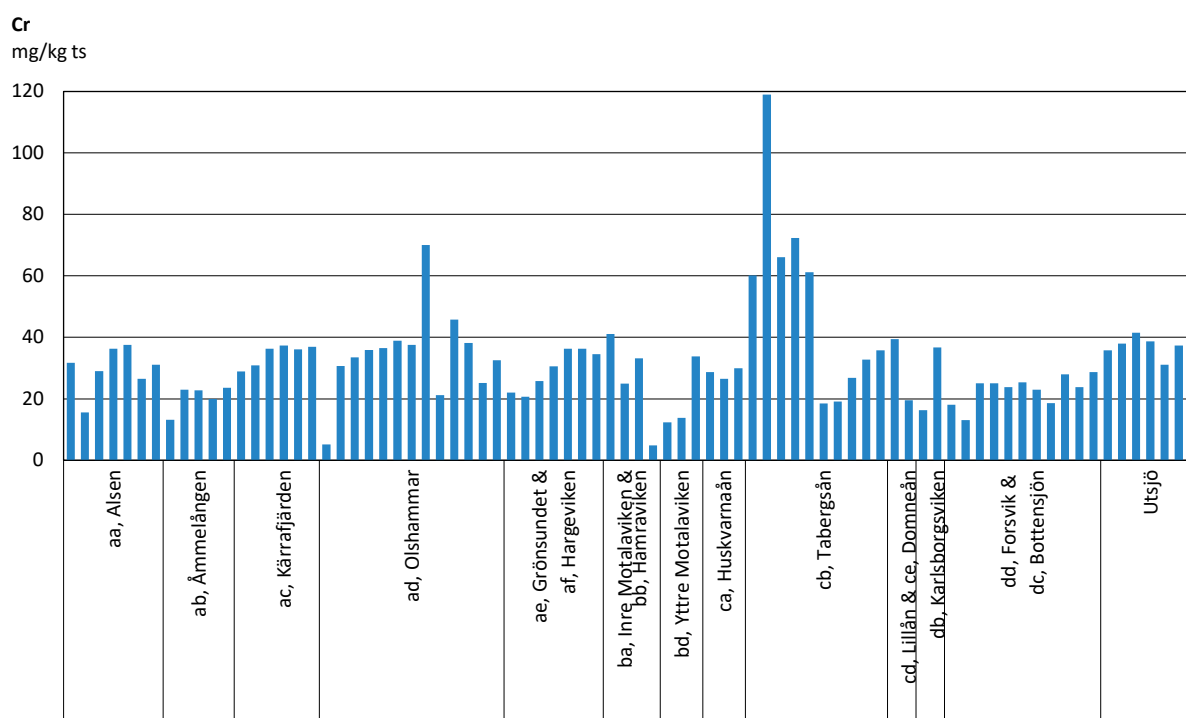
Figur 10. Halten av kadmium (Cd; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. Den röda linjen markerar gränsvärdet på 2,3 mg/kg ts (HaV 2019).

Kobolthalterna var mellan 0,38 och 84,4 mg/kg ts, med den lägsta halten på lokal ad006 längst in i Kampaviken i Olshammar (ad006, 2–7 cm) och den högsta i Åmmelången (fig. 11). De sex högsta halterna i undersökningen förekom i de sex proverna från Åmmelången, varav de fem ytproverna (0–5 cm) hade högre halt än det djupare provet (5–10 cm, 42,9 mg/kg ts). Även i Kärrafjärden var halterna förhöjda jämfört med andra områden.



Krom

Kromhalterna varierade mellan 4,71 och 119 mg/kg ts (fig. 12). De lägsta halterna förekom i ett djupare prov på den troligtvis karbonatrika lokalen längst in i Kampaviken i ad Olshammar (ad006, 2–7 cm), med låga halter även på en lokal i bb Hamraviken (bb003, 0–3 cm). De högsta halterna förekom på en lokal i område cb Tabergsås (cb008, 0–5 cm). Halterna var generellt förhöjda i Munksjön, där alla prov inklusive de djupare hade kromhalter på 60 mg/kg ts eller högre. Även lokalen längst in i Sörviken i område ad Olshammar hade en relativt hög halt på 70 mg/kg ts (ad014, 0–5 cm).



Figur 12. Halten av krom (Cr; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna.

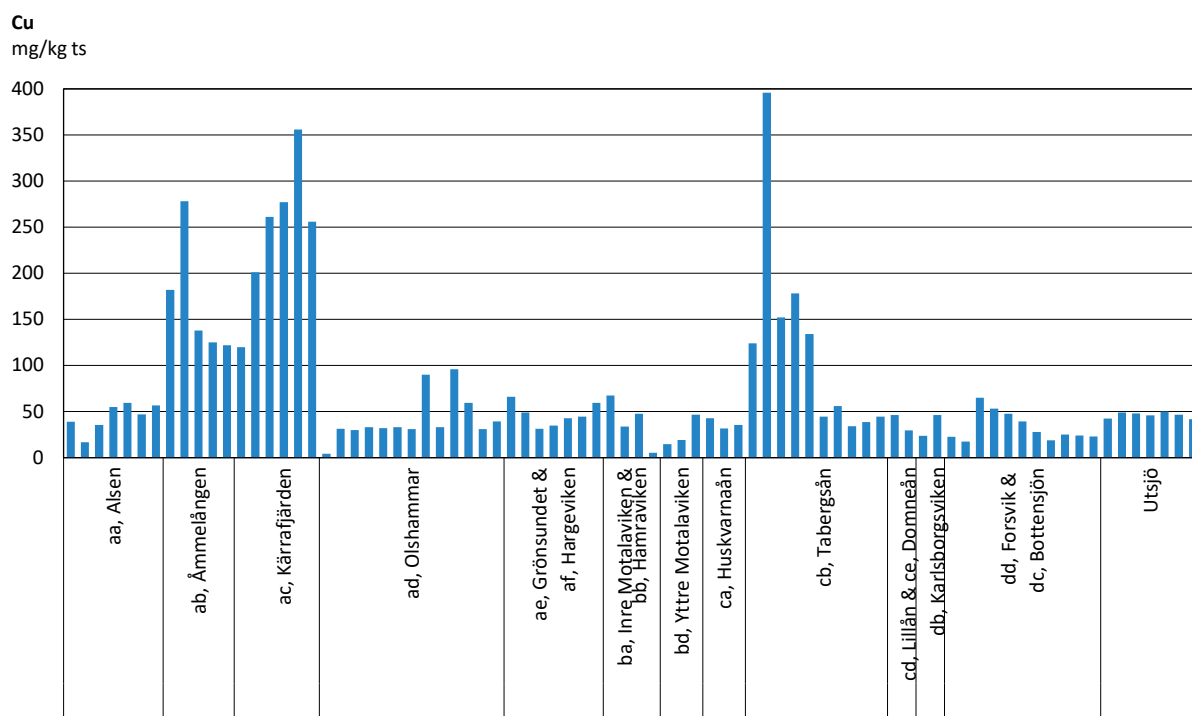
Cr6+

Sexvärt eller hexavalent krom, Cr^{6+} , undersöktes i 24 prov från 20 lokaler i områdena aa Alsen, ac Kärrafjärden, ad Olshammar och ae Grönsundet i Örebro län. Halterna var alltid under rapporteringsgränserna på 0,06 eller 0,4 mg/kg ts (högre rapporteringsgräns för prov med matrisstörningar).

Koppar

Kopparhalterna var mellan 4,28 och 720 mg/kg ts, och den högsta halten som uppmättes i ytsediment var 396 mg/kg ts i ett prov från område cb Tabergsån (fig. 13). Halterna är tydligt förhöjda i ab Åmmelången, ac Kärrafjärden och Munksjön i område cb Tabergsån. I både Åmmelången och Kärrafjärden förekommer de högsta halterna i djupare prov: 451 mg/kg ts på 5–10 cm djup på lokal ab002 och 720 mg/kg ts på 20–25 cm djup på lokal ac002. I Munksjön är halterna mer jämna längs djupet i den kärna som togs, 164–178 mg/kg i tre prov tagna från ytan ner till 20–25 cm djup på lokal cb014.

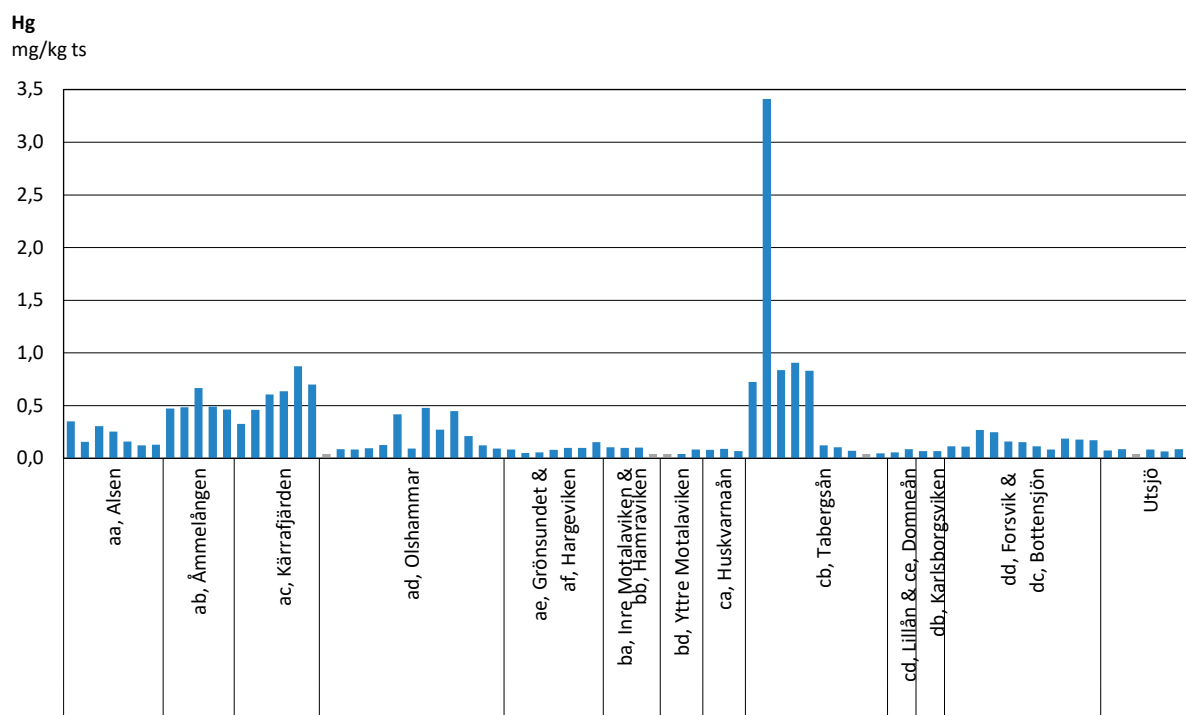
Koppar är klassat som ett särskilt förorenande ämne i Sverige och har en bedömningsgrund på 52 mg/kg ts för sediment (HaV 2019). Då detta ska relateras till halten organiskt kol i provet, och med korrigering för bakgrundshalter, redovisas det inte i diagrammet nedan. I den områdesvisa beskrivningen finns däremot tabeller som redovisar om bedömningsgrunden överskrids.



Figur 13. Halten av koppar (Cu; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna.

Kvicksilver

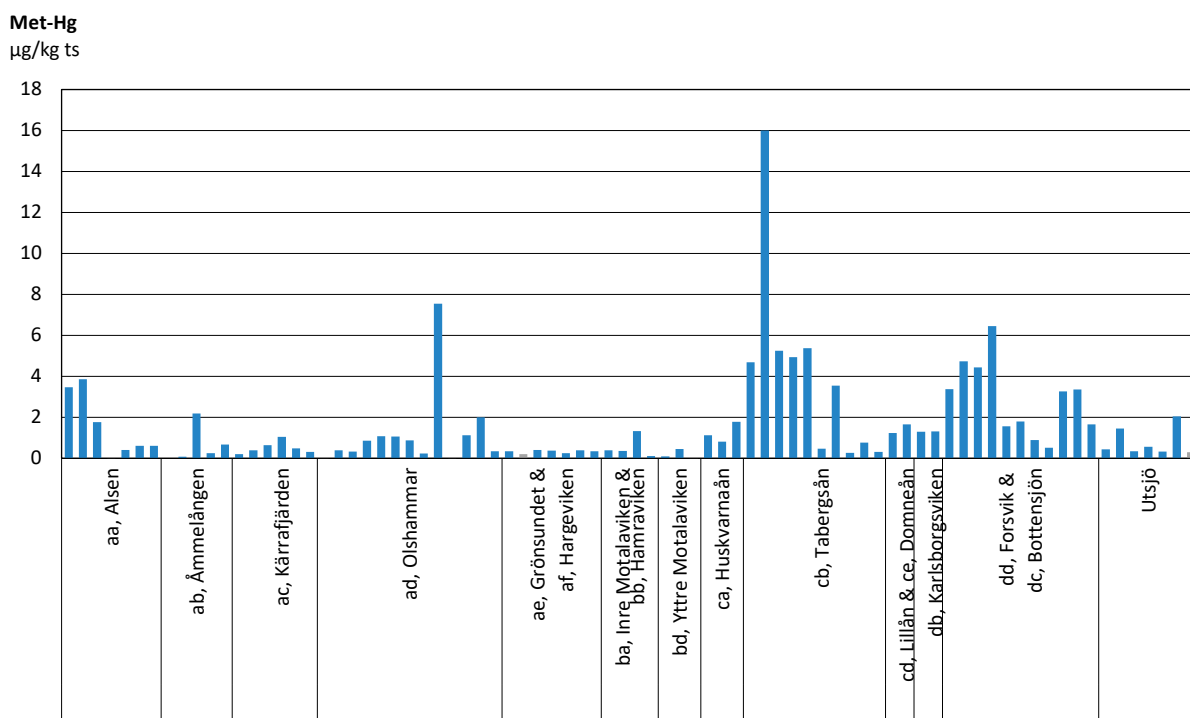
Kvicksilverhalterna är i regel lägre än för andra grundämnen, och trots en rapporteringsgräns på cirka 0,04 mg/kg ts var halterna på en del lokaler under rapporteringsgränserna. Den lägsta halten som mättes var 0,04 mg/kg ts, i ett djupare prov från område dc Bottensjön (dc003, 15–20 cm) och den högsta 3,41 mg/kg ts, i ytsediment från Munksjön i område cb Tabergsås (cb008, 0–5 cm; fig. 14). De områden som har högst halter av kvicksilver är ab Åmmelången, ac Kärrafjärden och Munksjön i område cb Tabergsås. I Åmmelången och Kärrafjärden förekommer de högsta halterna i djupare prov. I Åmmelången är den högsta halten 1,41 mg/kg ts på lokal ab002, provet från 5–10 cm. I Kärrafjärden är den högsta halten 1,19 mg/kg ts på lokal ac002, 15–20 cm, jämfört med 0,752 mg/kg ts på 10–15 cm och 0,459 mg/kg ts på 0–5 cm på samma lokal. I Munksjön är, liksom för koppar, halterna mer jämna längs djupet i den kärna som togs, 0,811–1,02 mg/kg ts i tre prov tagna från ytan ner till 20–25 cm djup på lokal cb014.



Figur 14. Halten av kvicksilver (Hg; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. På en del lokaler är halterna under rapporteringsgränsen; dessa har markerats med grå färg på stapeln i stället för blå medan stapelhöjden motsvarar rapporteringsgränsen (generellt 0,04 mg/kg ts).

Metylkvikksilver

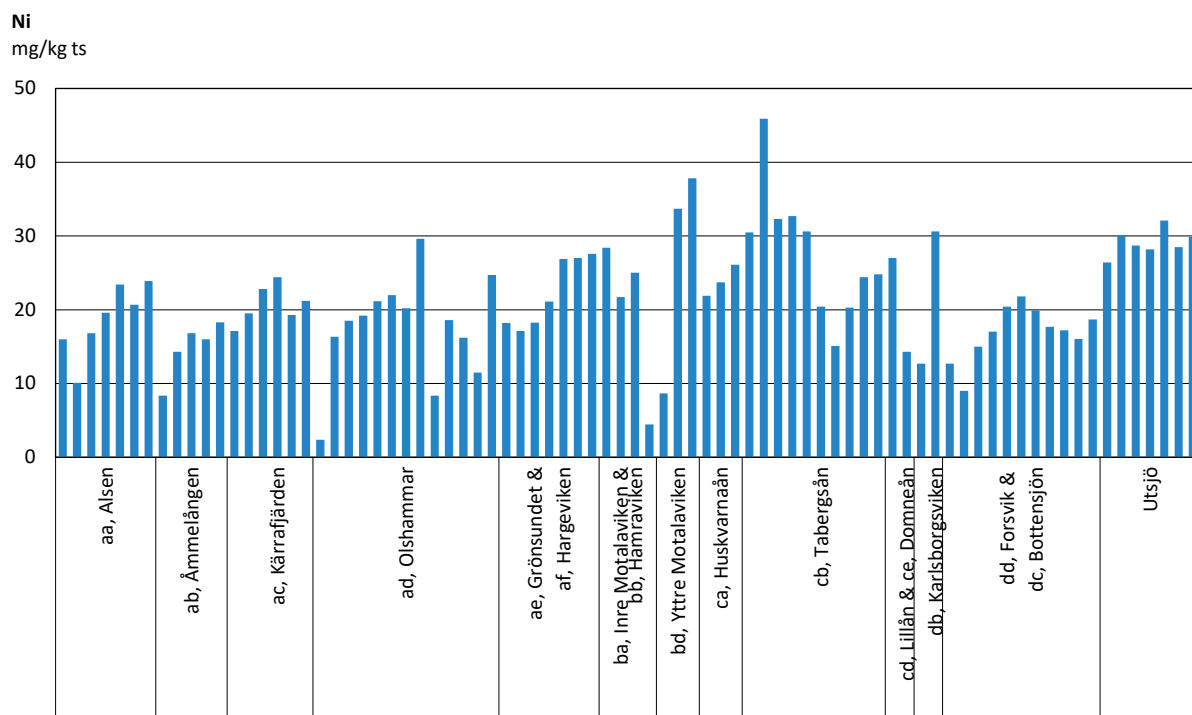
Metylkvikksilver är en organisk form av kvicksilver som bioackumuleras, det vill säga tas upp och ansamlas hos djur, och biomagnifieras, det vill säga ökar i halt längs näringskedjan, vilket leder till höga halter hos toppredatorer som fisk och rovfåglar. De uppmätta halterna av metylkvicksilver var mellan 0,0527 och 16 µg/kg ts (fig. 15). Halterna av metylkvicksilver är förhöjda i Munksjön i område cb Tabergsån, där det också fanns höga halter av kvicksilver (jämför fig. 14). Även i dd Forsvik och dc Bottensjön förekommer förhöjda halter av metylkvicksilver. Dessa områden hade något förhöjda halter av kvicksilver men inte lika höga som i ab Åmmelången och ac Kärrafjärden (jämför fig. 14), där halterna av metylkvicksilver däremot inte är så höga. Detta tyder på att det finns skillnader i metyleringspotential mellan områdena. Några lokaler med förhöjda halter av metylkvicksilver förekommer även i exempelvis område ad Olshammar och aa Alsen.



Figur 15. Halten av metylkvicksilver (Met-Hg; µg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. På en del lokaler är halterna under rapporteringsgränsen; dessa har markerats med grå färg på stapeln i stället för blå medan stapelhöjden motsvarar rapporteringsgränsen (generellt 0,05–0,3 mg/kg ts).

Nickel

Halterna av nickel varierar mellan 2,38 och 45,9 mg/kg ts (fig. 16). Den lägsta halten förekommer på den troligtvis karbonatrika lokalen ad006 (0–5 cm) i Kampaviken i område ad Olshammar, medan den högsta förekommer på lokal cb008 (0–5 cm) i område cb Tabergså. Halterna är relativt jämna mellan de olika områdena, och utsjölokalerna tenderar att ha i genomsnitt högre nickelhalter än många av de strandnära områdena.

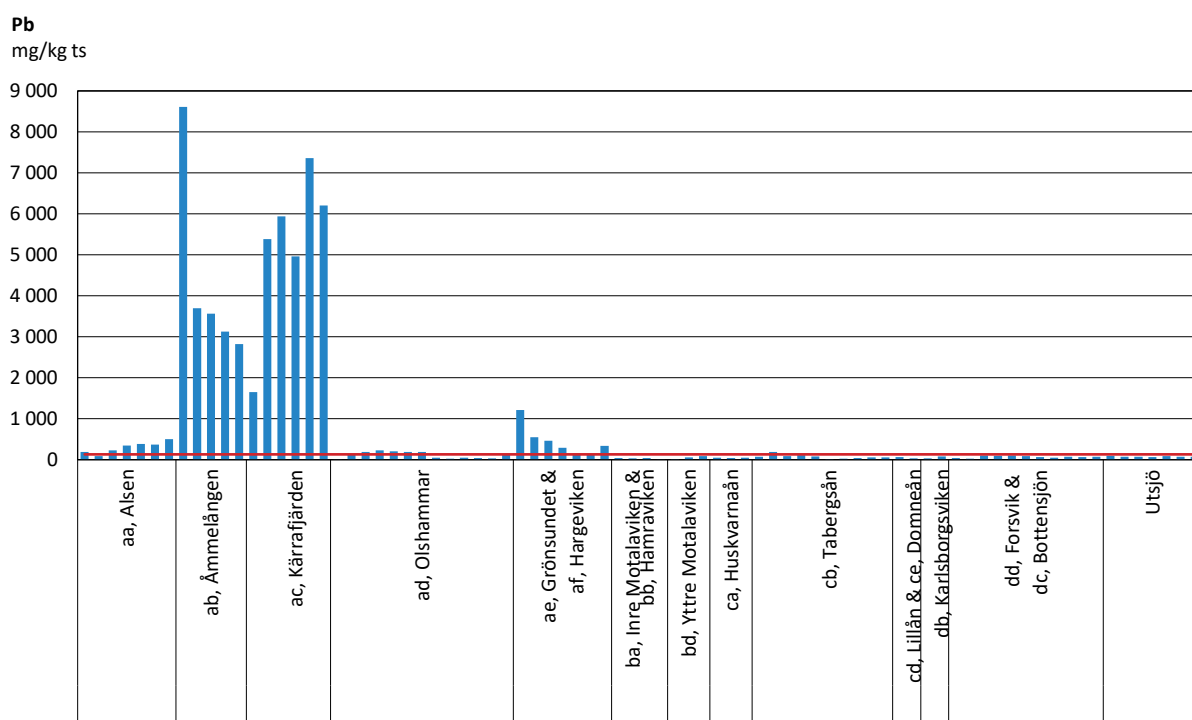


Figur 16. Halten av nickel (Ni; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna.

Bly

Blyhalterna var mellan 5,20 och 55 300 mg/kg ts, men den högsta halten i ytsediment var 8 610 mg/kg ts (fig. 17). Det är tydligt att halterna är högst i område ab Åmmelången och ac Kärrafjärden, samt att halterna avtar utåt mot Vättern längs transekten ae Grönsundet. Även lokaler i aa Alsen och Kampaviken-delen av område ad Olshammar har förhöjda halter. De högsta halterna i både Åmmelången och Kärrafjärden förekommer i prov från djupare nivåer i sedimentet. I Åmmelången har lokal ab002, 5–10 cm, den högsta blyhalten med 55 300 mg/kg ts medan ytprovet från 0–5 cm har en halt på 3 700 mg/kg ts. I Kärrafjärden uppmättes den högsta halten på 20–25 cm djup på lokal ac002, 12 300 mg/kg ts. På nivån 10–15 cm var halten 6 460 och på nivån 0–5 cm 5 380 mg/kg ts.

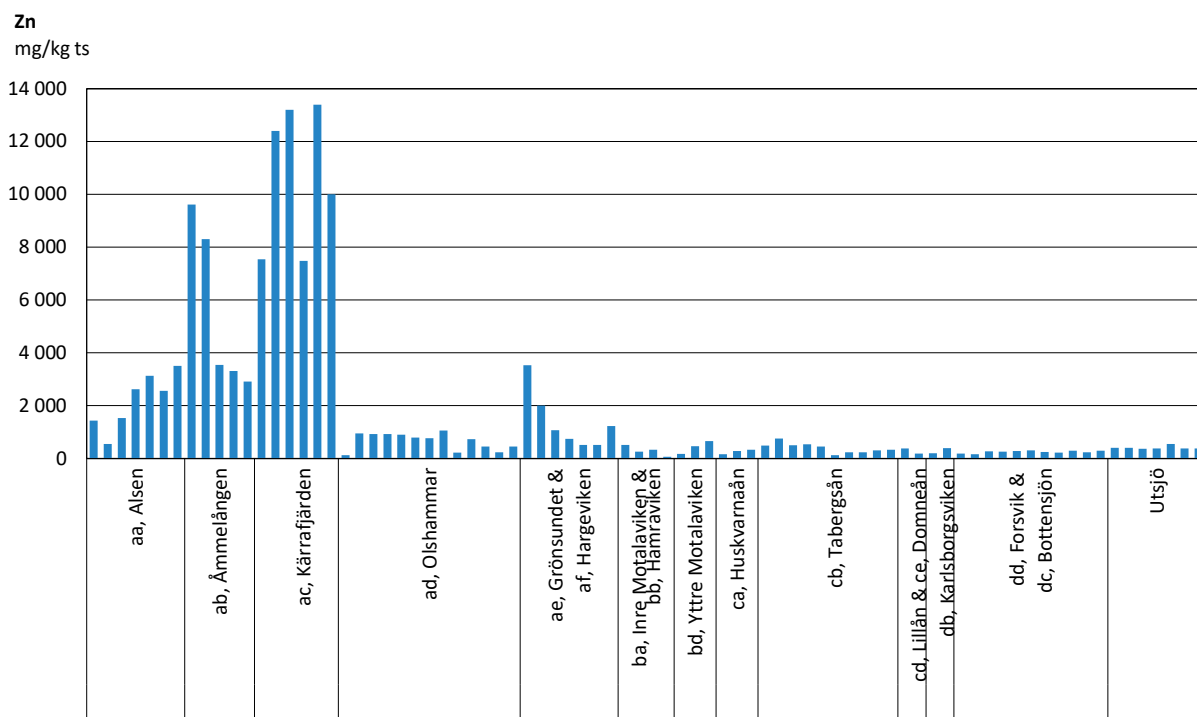
Bly har ett gränsvärde för god kemisk ytvattenstatus på 130 mg/kg ts i sediment i inlandsvatten (HaV 2019). Detta överskrider för alla lokaler och alla prov inklusive djupare nivåer i område ab Åmmelången, ac Kärrafjärden, ae Grönsundet och af Hargeviken samt majoriteten av lokalerna i område aa Alsen och ad Olshammar. Gränsvärdet överskrider också i enstaka prov i cb Tabergsås och dd Forsvik, samt på tre av utsjölokalerna, men då i prov från djupare nivåer i sedimentet.



Figur 17. Halten av bly (Pb; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. Den röda linjen markerar gränsvärdet på 130 mg/kg ts (HaV 2019).

Zink

Zinkhalterna varierar mellan 67,7 och 77 900 mg/kg ts, men den högsta halten i ytsediment är 13 400 mg/kg ts (fig. 18). Zinkhalterna följer blyhalterna väl, med de högsta halterna i ab Åmmelången och ac Kärrafjärden, en avtagande trend utåt i transekten i område ae Grönsundet och förhöjda halter även i aa Alsen och delar av område ad Olshammar. Liksom för bly förekommer de högsta halterna på djupare nivåer i sedimentet i Åmmelången och Kärrafjärden.



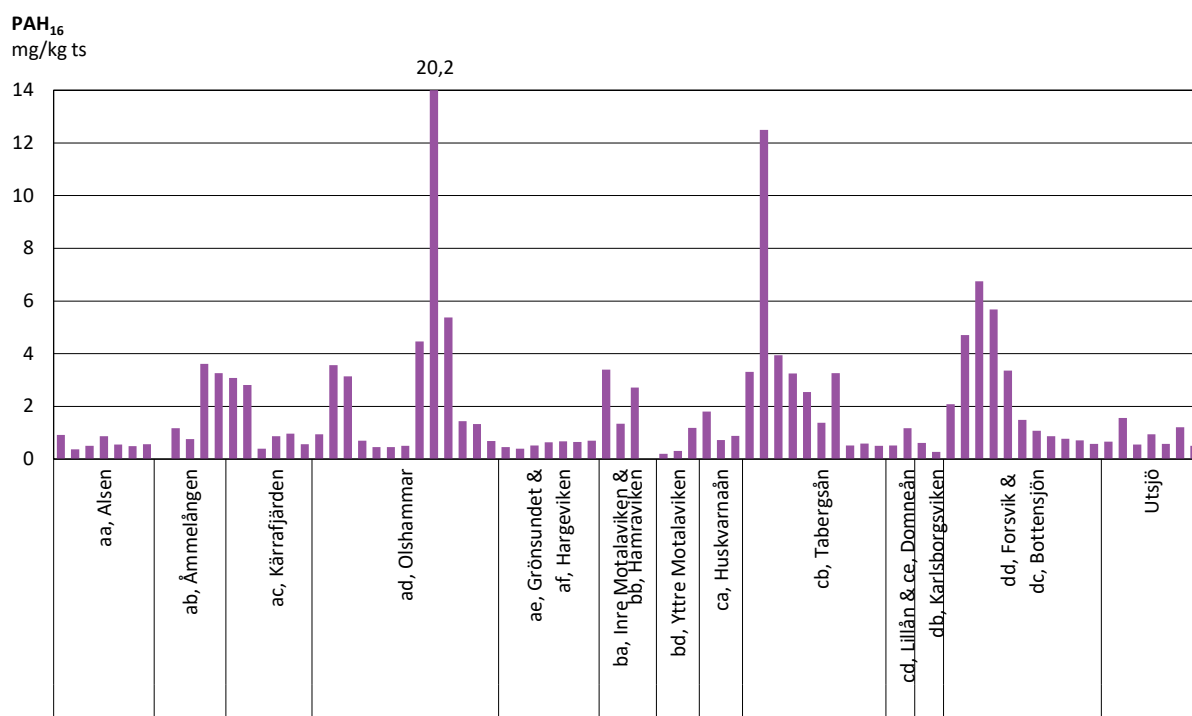
Figur 18. Halten av zink (Zn; mg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna.

Organiska föroreningar

Många olika ämnesgrupper av organiska föroreningar analyserades. Ett grundpaket av ämnesgrupper analyserades i som mest 128 unika prov (duplikat inte inräknat) från 80 lokaler. Andra ämnesgrupper analyserades endast i ett urval av proverna för att minska analyskostnaderna och volymen sediment som behövde samlas in till analyserna. I detta avsnitt redovisas alla ämnesgrupper i text, och för ämnen som kunde rapporteras från många lokaler visas även diagram. Det vill säga, diagram visas inte för alkylfenoler, siloxaner, organofosfater, klorparaffiner och läkemedel.

PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) analyserades i 127 prov från 79 lokaler. Analyserna omfattade de ämnen² som brukar ingå i summahalten PAH₁₆. Halterna av PAH₁₆ varierade mellan 0,0358 och 20,2 mg/kg ts, med de högsta halterna i område ad Olshammar, cb Tabergsån och dd Forsvik (fig. 19). Halterna är dock förhöjda på några lokaler även i andra områden, vilket tyder på att PAH släpps ut från många olika källor.



Figur 19. Halten av de 16 vanligtvis mätta polycykliska aromatiska kolvätena (PAH₁₆; mg/kg ts) i ytsediment från de 79 provtagna lokalerna. Lokal ad008 i område ad Olshammar har en halt (20,2 mg/kg ts) som överstiger y-axelns maxvärde. På lokal ad006, längst in i Kampaviken, kunde inte alla PAH:er bestämmas på grund av en komplicerad matris. Lokal ab001 i Åmmelången analyserades inte för PAH:er.

² PAH₁₆ inkluderar naftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, bens[a]antracen, krysen, bens[b]fluoranten, bens[k]fluoranten, bens[a]pyren, indeno[123cd]pyren, dibens[ah]antracen, och bens[ghi]perylene.

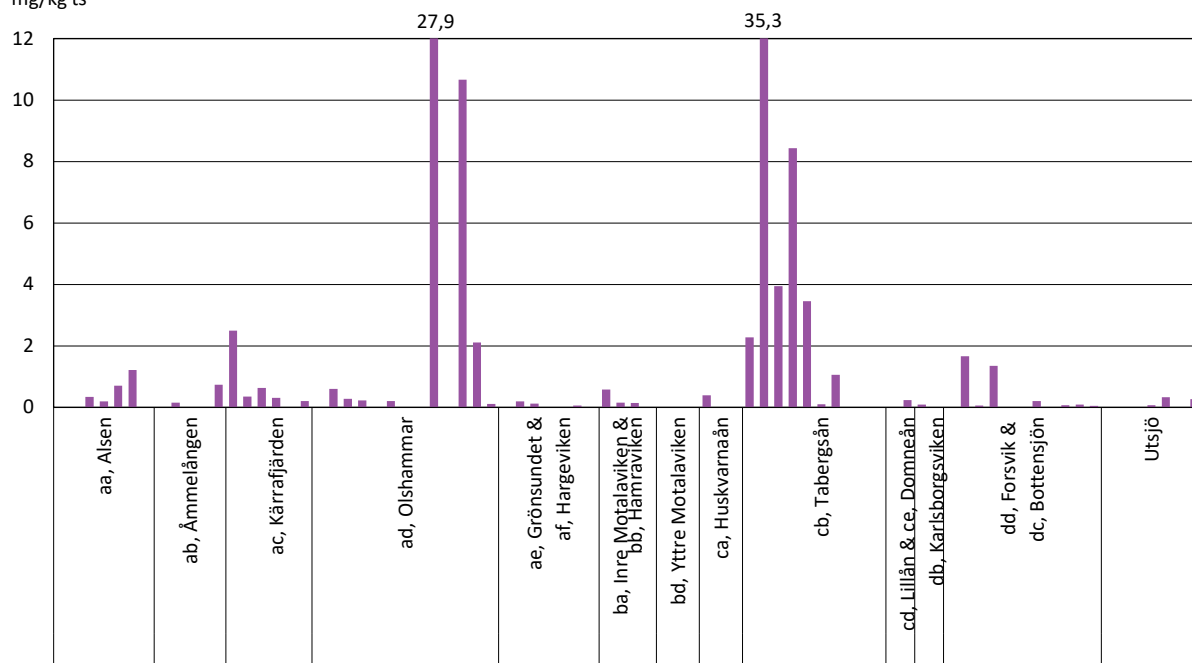
Oxy-PAH

Oxy-PAH, totalt 9 ämnen³, undersöktes i 29 prov från 27 lokaler. Endast tre av oxy-PAH:erna hade halter som var ovanför rapporteringsgränserna: 2-metylantrakinon i fyra prov (0,10–0,43 µg/kg ts i aa006, cb009, ce001, och dd009) samt 9,10-antrakinon och bens[a]fluorenon i ett prov (0,14 respektive 0,18 mg/kg ts i dd009).

Alkylerade PAH

Alkylerade PAH analyserades i 93 prov från 59 lokaler. Denna grupp omfattar C1- till C3-varianter av naftalen och fenantren/antracen. C1 till C3 betecknar hur många alkylkol ämnet har. I denna grupp ingick även dibensotiofen och alkylerade (C1–C3) varianter av detta ämne. De uppmätta summahalterna varierade mellan 0,051 och 35,3 mg/kg ts. De högsta summahalterna förekom i område cb Tabergsån och ad Olshammar (fig. 20), på samma lokaler där halterna av PAH₁₆ var som högst (jämför fig. 19). Summahalterna av alkylerade PAH var positivt korrelerade med halterna av PAH₁₆, men med en hög grad av variation (förklaringsgrad (r^2) = 0,61). Den alkylerade PAH som kunde uppmätas i flest prov var C2-alkylerad naftalen; i en del prov var detta det enda uppmätta ämnet. I proverna med hög halt var däremot C3-alkylerad fenantren/antracen det ämne som förekom i högst halter. Generellt kunde dibensotiofener och alkylerade fenantrener/antracener uppmätas i Sörviken i område ad Olshammar och Munksjön i område cb Tabergsån, med enstaka förekomster i övriga områden.

Alkylerade PAH
mg/kg ts

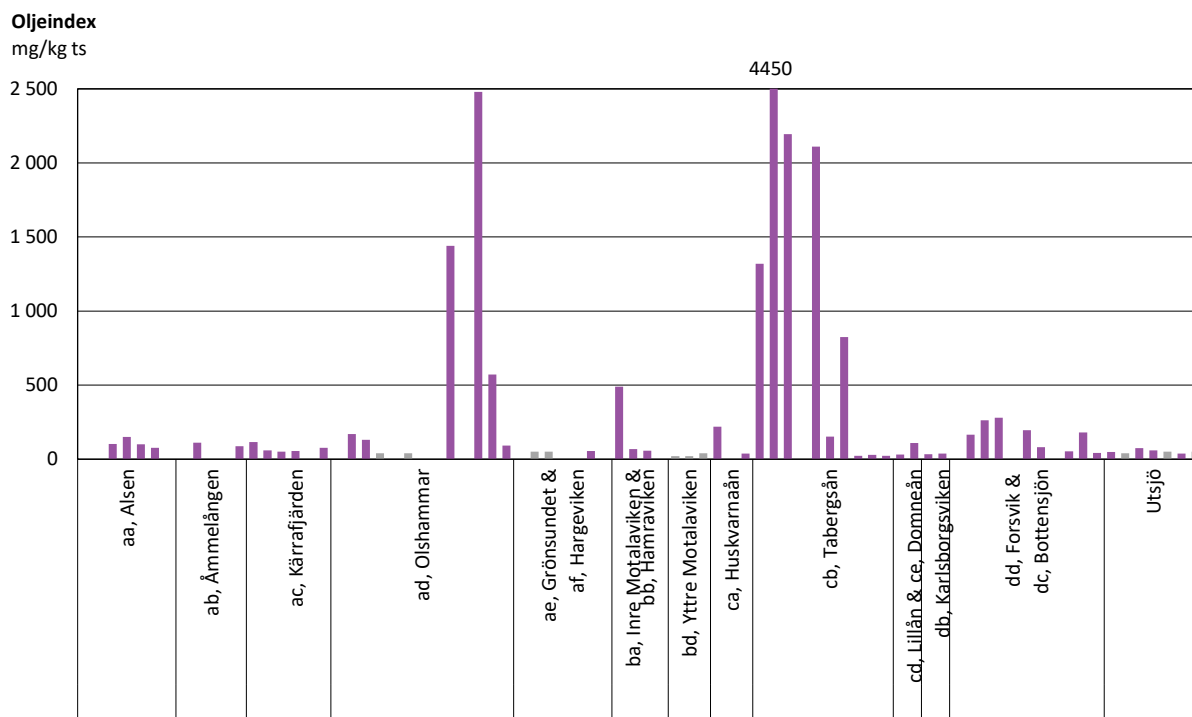


Figur 20. Summahalten av alkylerade PAH (mg/kg ts) i ytsediment från de 59 provtagna lokalerna. Två lokaler har halter som överstiger y-axelns maxvärde. På 14 av lokalerna var halterna av alkylerade PAH:er i ytsedimentet under rapporteringsgränserna, bland annat alla lokaler i område bd Yttre Motalaviken. Eftersom summahalten inte har angetts av laboratoriet finns det ingen rapporteringsgräns för dessa prov som kan visas i diagrammet.

³ Analyserna av oxy-PAH inkluderar: 9-fluorenon; 9,10-antrakinon; 2-metylantrakinon; 4H-cyklopenta[def]fenantren-4-on; bens[a]fluorenon; bensantron; 7,12-benso[a]antracenkinon; 5,12-naftacenkinon och bens[cd]pyrenon.

Oljeindex

Oljeindex är ett mått på det totala innehållet av kolväten med över 10 och upp till 40 kolatomer. Detta analyserades i 88 prov från 58 lokaler. Halterna av oljeindex varierar mellan 22 och 4 450 mg/kg ts (fig. 21), och både den lägsta och den högsta halten förekom i ytsediment. Oljeindex förekommer i höga halter i samma områden som har höga halter av PAH₁₆ och alkylerade PAH (jämför fig. 19 och 20).



Figur 21. Halten oljeindex (mg/kg ts) i ytsediment från de 58 provtagna lokalerna. På en del lokaler är halterna under rapporteringsgränsen; dessa har markerats med grå färg på stapeln i stället för lila medan stapelhöjden motsvarar rapporteringsgränsen (generellt 20–50 mg/kg ts). Observera att en lokal har en halt som överskrider y-axelns maxvärde.

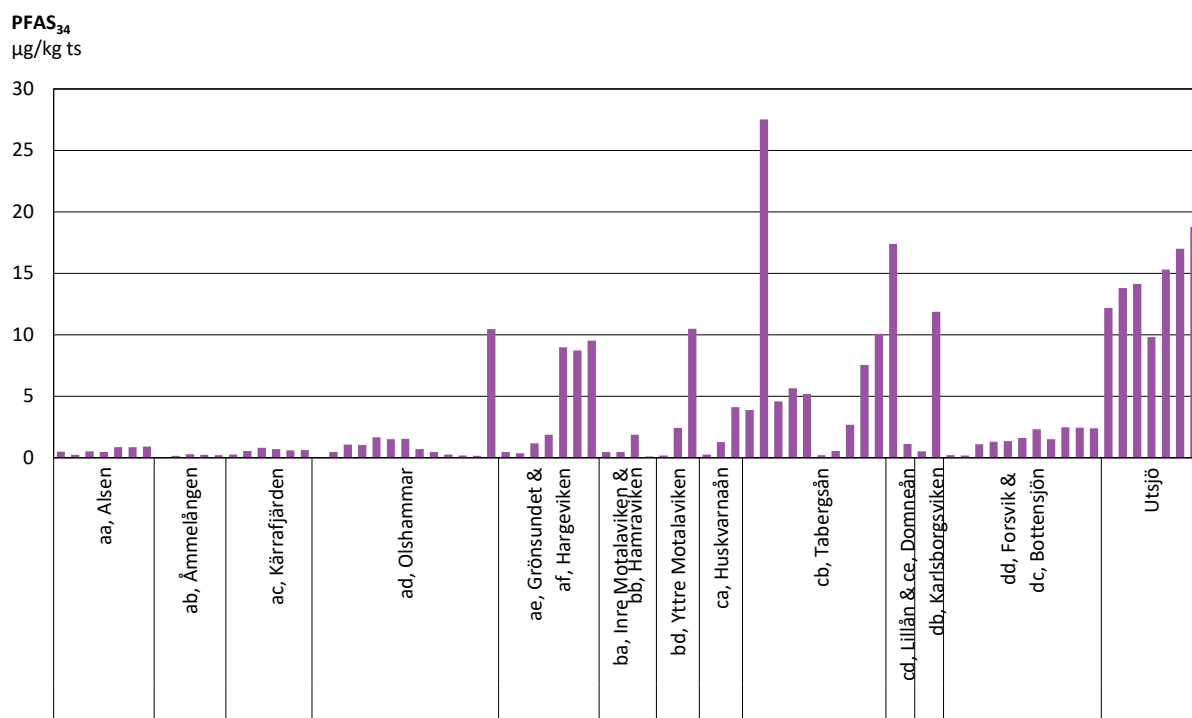
PFAS

Analyserna av per- och polyfluorerade alkylsubstanser omfattade 34 ämnen med ytterligare tre ämnen analyserade i en del av proverna⁴. PFAS-analyserna utfördes för 126 prov från 78 lokaler. Summahalterna av de 34 ämnena, PFAS₃₄, varierar från 0, det vill säga att alla 34 ämnen är under

⁴ Analyserna omfattade perfluorbutansyra (PFBA), perfluoropentansyra (PFPeA), perfluorhexansyra (PFHxA), perfluoroheptansyra (PFHpA), perfluoroktansyra (PFOA), perfluorononansyra (PFNA), perfluorodekansyra (PFDA), perfluorundekansyra (PFUnDA), perfluorododekansyra (PFDoDA), perfluortridekansyra (PFTrDA), perfluortetradekansyra (PFTeDA), perfluorhexadecansyra (PFHxDA), perfluoroktadecansyra (PFOcDA), perfluorbutansulfonsyra (PFBS), perfluoropentansulfonsyra (PFPeS), perfluorhexansulfonsyra (PFHxS), perfluoroheptansulfonsyra (PFHpS), perfluoroktansulfonsyra (PFOS), perfluorononansulfonsyra (PFNS), perfluorodekansulfonsyra (PFDS), perfluordodekansulfonsyra (PFDoDS), 4:2 fluortelomersulfonat (4:2 FTS), 6:2 fluortelomersulfonat (6:2 FTS), 8:2 fluortelomersulfonat (8:2 FTS), 7H-perfluorheptansyra (HPFHpA), perfluor-3,7-dimetyloktansyra (PF37DMOA), perfluoroktansulfonamid (FOSA), N-metylperfluoroktansulfonamid (MeFOSA), N-etylperfluoroktansulfonamid (EtFOSA), N-metylperfluoroktansulfonamidetanol (MeFOSE), N-etylperfluoroktansulfonamidetanol (EtFOSE), perfluoroktansulfonamidättiksyra (FOSAA), N-metylperfluoroktansulfonamidättiksyra (MeFOSAA) och N-etylperfluoroktansulfonamidättiksyra (EtFOSAA). I en del prov analyserades även perfluorundekansulfonsyra (PFUnDS) och perfluortridekansulfonsyra (PFTrDS) men dessa har inte räknats med i PFAS₃₄. Analyserna av 10:2 fluortelomersulfonsyra (10:2 FTS) kom att omfatta alla prov, men har inte inkluderats i PFAS₃₄ då denna analyskomplettering skedde i efterhand.

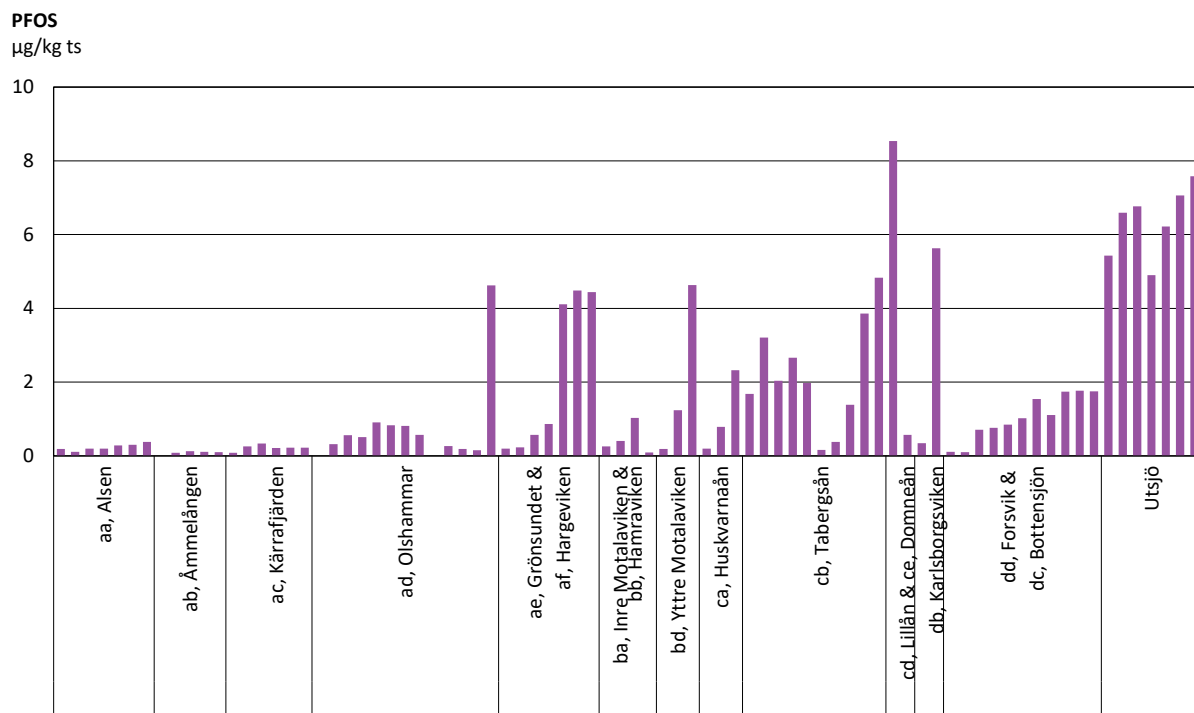
sin rapporteringsgräns, till 27,5 µg/kg ts i ett ytprov från område cb Tabergsån (fig. 22). Det är tydligt att halterna är som högst på utsjölokalerna och på lokalerna på transekterna som ligger ute i Störvattern, samt i Munksjön i område cb Tabergsån. Halterna är generellt lägst i område ab Åmmelången. I område ad Olshammar är halterna högre i Kampaviken än i Sörviken, och lokalen med den högsta halten ligger längst ut på transekten och i samma område som lokalerna med högst halter i område ae Grönsundet och af Hargeviken. Likaså ökar halterna längre ut i Vättern i exempelvis bd Yttre Motalaviken, ca Huskvarnaån, och cb Tabergsån från Jönköpings hamn och utåt. I område dd Forsvik och dc Bottensjön ökar halterna nedströms men når inte samma halter som i utsjön. På de lokaler där prov har tagits på flera djup i sedimentet är halterna av PFAS₃₄ alltid högst i ytsedimentet, med undantag av en lokal i område cb Tabergsån, där halterna ökar nedåt och är som högst (18,1 µg/kg ts) på den djupaste nivån, 20–25 cm. Halterna i de djupare proverna redovisas för respektive område senare i rapporten.

Den PFAS som kan uppmätas i flest prov är det numera förbjudna ämnet PFOS, som emellertid fortfarande kan bildas från så kallade prekursorer. Det geografiska mönstret för PFOS (fig. 23) stämmer relativt bra överens med mönstret för PFAS₃₄ (jämför fig. 22). Ett undantag är Munksjön i område cb Tabergsån, där lokalen med högst halt PFAS₃₄ inte har märkbart hög halt av PFOS. Detta beror på att det finns höga halter av prekursorer, så kallade PreFOS⁵, i detta område och dessa ingår i summaparametern PFAS₃₄ (fig. 24). Den PreFOS som har högst halter är EtFOSAA. Det förekommer även mätbara halter av PreFOS i lokaler ute i Vättern, främst i eller nära område cb Tabergsån, och även i område dd Forsvik och dc Bottensjön.

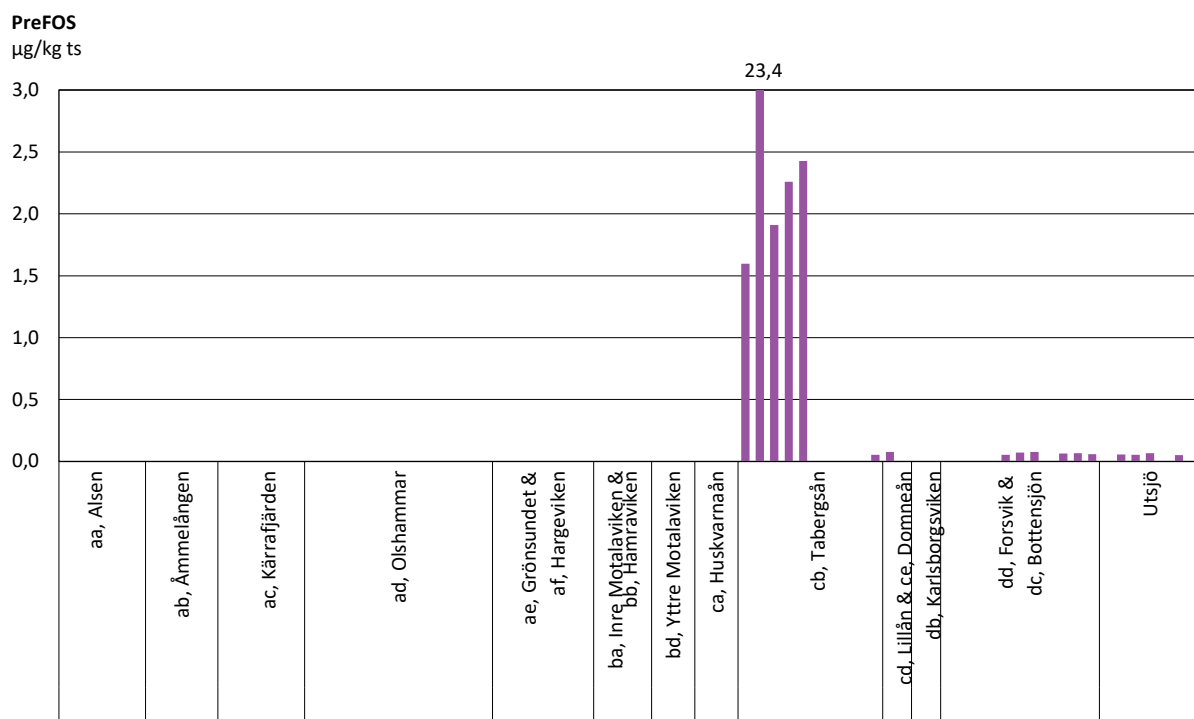


Figur 22. Halten av de 34 analyserade per- och polyfluorerade alkylsubstanserna (PFAS₃₄; µg/kg ts) i ytsediment från de 78 provtagna lokalerna. Lokal ab001 i Åmmelången och prov från 0–2 cm på lokal ad006 i Olshammar analyserades inte för PFAS₃₄.

⁵ PFOS-prekursorer, eller så kallade PreFOS, omfattar perfluoroktansulfonamid (FOSA), N-metylperfluoroktansulfonamid (MeFOSA), N-etylperfluoroktansulfonamid (EtFOSA), N-metylperfluoroktansulfonamidetanoll (MeFOSE), N-etylperfluoroktansulfonamidetanoll (EtFOSE), perfluoroktansulfonamidättiksyra (FOSAA), N-metylperfluoroktansulfonamidättiksyra (MeFOSAA) och N-etylperfluoroktansulfonamidättiksyra (EtFOSAA). MeFOSA och FOSAA hade emellertid aldrig halter över rapporteringsgränserna på 0,05 respektive 0,5 µg/kg ts i den här undersökningen.



Figur 23. PFOS-halten (µg/kg ts) i ytsediment från de 78 provtagna lokalerna. Lokal ab001 i Åmmelången och prov från 0–2 cm på lokal ad006 i Olshammar analyserades inte för PFOS.



Figur 24. Halten av PFOS-prekursorer, så kallade PreFOS (µg/kg ts) i ytsediment från de 78 provtagna lokalerna. Observera att lokal cb008 i område cb Tabergså, har en halt (23,4 µg/kg ts) som överstiger y-axelns maxvärde. Lokal ab001 i Åmmelången och prov från 0–2 cm på lokal ad006 i Olshammar analyserades inte för PreFOS.

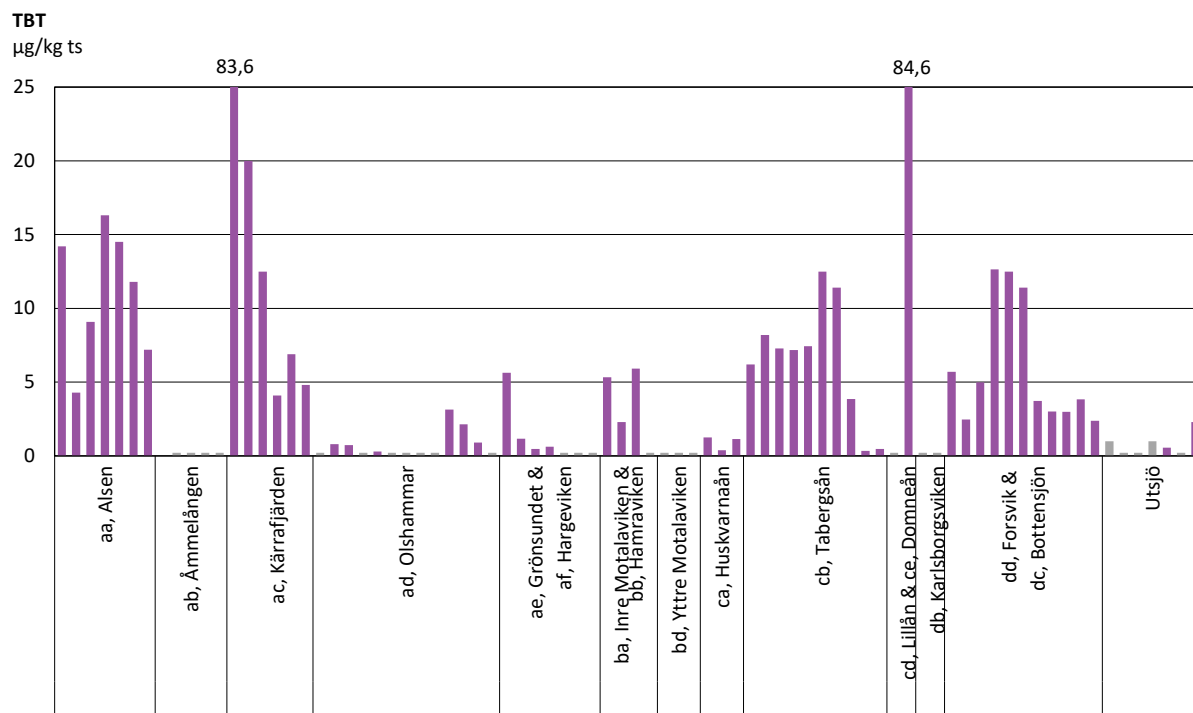
Organiska tennföreningar

Den numera förbjudna biociden TBT, som bland annat användes i båtbottnfärg, analyserades i 127 prov från 79 lokaler. TBT-halterna var under rapporteringsgränsen (på 0,2 eller 1 µg/kg ts) på en del lokaler men var över 80 µg/kg ts i ytsediment på två lokaler, ce001 och ac001 som båda ligger i eller nära småbåtshamnar (fig. 25). På de lokaler där flera nivåer analyserades, vilket inte gjordes på ce001 eller ac001, var TBT-halterna ofta högre längre ner i sedimentet. Generellt är halterna förhöjda i områden som har eller har haft hamnar eller där det förekommer mycket båttrafik, som aa Alsen, ab Kärrafjärden, ba Inre Motalaviken, cb Tabergsån inklusive Munksjön och Jönköpings hamn, samt dd Forsvik och dc Bottensjön. I anslutning till de flesta småbåtshamnar finns vinteruppställningsplatser på land där botten slipning och bottenmålning har skett i decennier. Det är därför sannolikt att det finns TBT i marken vid dessa båtuppställningsplatser som kan lakas ut till sedimenten i samband med regn, via grundvattnet eller andra spridningsvägar. Halterna i utsjöprov är lägre än i strandnära områden.

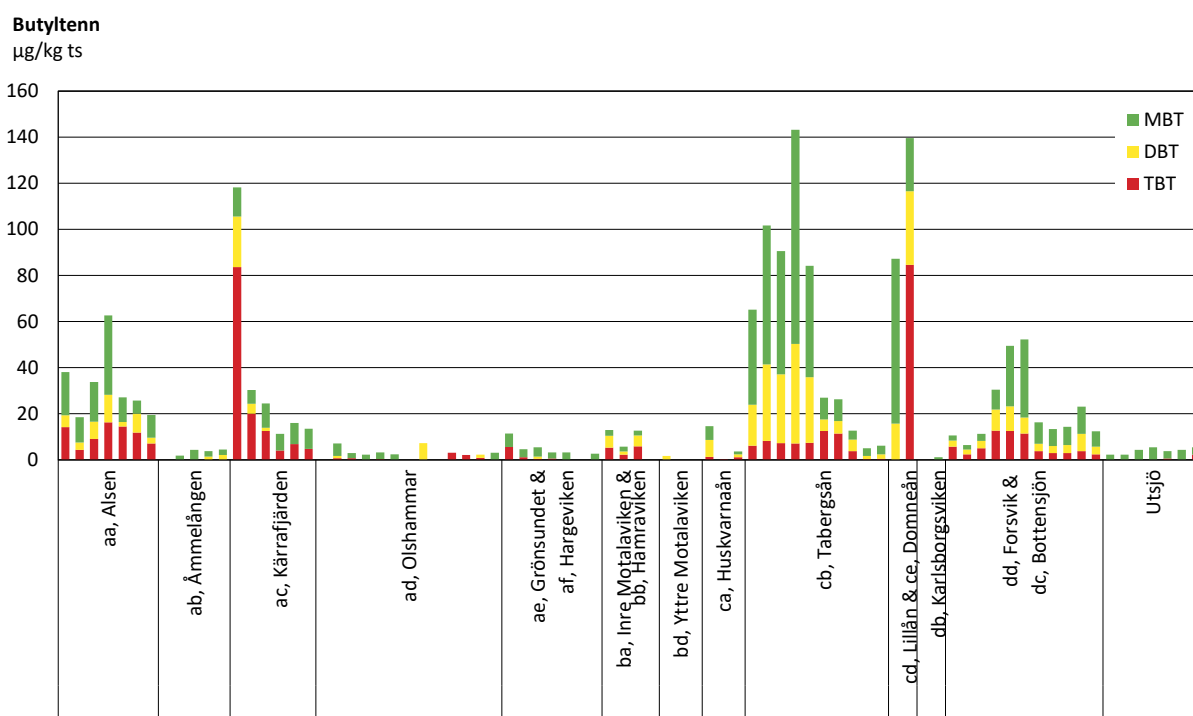
TBT har ett gränsvärde för kemisk ytvattenstatus på 1,6 µg/kg ts för sediment (HaV 2019). Detta gäller för sediment med en TOC-halt på 5 %. I figur 25 har ingen normalisering till TOC gjorts och gränsvärdet visas därför inte i figuren. I stället redovisas detta i tabeller i den områdesvisa beskrivningen senare i rapporten. Sammanfattningsvis överskrider gränsvärdet i ytsediment på alla lokaler i område aa Alsen, ac Kärrafjärden, ba Inre Motalaviken, ce Domneån (totalt en lokal) och dc Bottensjön, samt på alla lokaler utom en i område dd Forsvik. I område cb Tabergsån överskrider det på sju av tio lokaler.

TBT bryts ned till di- och monobutyltenn (DBT och MBT), och i figur 26 visas den totala halten och förhållandet mellan dessa tre ämnen. Som synes dominerar TBT i de två proven med hög halt i område ac Kärrafjärden (ac001, 0–5 cm), och område ce Domneån (ce001, 0–5 cm). Många andra prov uppvisar en övervikt av nedbrytningsprodukterna. I ett projekt i småbåtshamnar i Västra Götaland ansågs en kvot mellan TBT och DBT+MBT över 1,5 (det vill säga med en klar övervikt av TBT) visa på en relativt opåverkad sammansättning, medan en kvot under 1 (det vill säga med en övervikt av nedbrytningsprodukterna) visar på en långt gången nedbrytningsprocess (Bengtsson & Cato 2011). En kvot över 1,5 förekommer i ytsedimentet på två lokaler i område ac Kärrafjärden och lokalen i område ce Domneån. I område cb Tabergsån har de fem lokalerna i Munksjön en mycket låg kvot på 0,1 eller lägre, medan de två lokalerna i Jönköpings hamn har en kvot på 0,77 respektive 0,86, en kvot som sedan minskar utåt.

Höga halter av TBT och höga kvoter mellan TBT och nedbrytningsprodukterna pekar på att det har förekommit en nytillförsel av TBT länge i Vättern, en tillförsel som eventuellt fortfarande pågår. I en liknande sedimentstudie i Vänern var TBT ofta under detektionsgränsen medan MBT var det dominerande ämnet (Larsson m.fl. 2021). Det är möjligt att en bidragande orsak till långsammare nedbrytning i Vättern är de i genomsnitt lägre vattentemperaturerna, men de högsta halterna förekommer i grundare fjärdar eller vikar som är varmare. Det bör också nämnas att MBT och DBT, förutom att vara nedbrytningsprodukter av TBT, även används exempelvis som stabilisatorer i PVC-plast (Andersson m.fl. 2012). Denna egna användning av ämnena kan påverka kvoten mellan TBT och MBT+DBT och möjligtvis också till viss del förklara de höga halterna som förekommer i djupare sedimentprov, upp till 226 µg/kg ts av MBT och 174 µg/kg ts av DBT.



Figur 25. Halten av tributyltenn (TBT; µg/kg ts) i ytsediment från de 79 analyserade lokalerna. På en del lokaler är halterna under rapporteringsgränsen; dessa har markerats med grå färg på stapeln i stället för lila medan stapelhöjden motsvarar rapporteringsgränsen (generellt 0,2 eller 1 µg/kg ts). Observera att två lokaler har halter som överskrider y-axelns maxvärde. Lokal ab001 i Åmmelången analyserades inte för TBT.



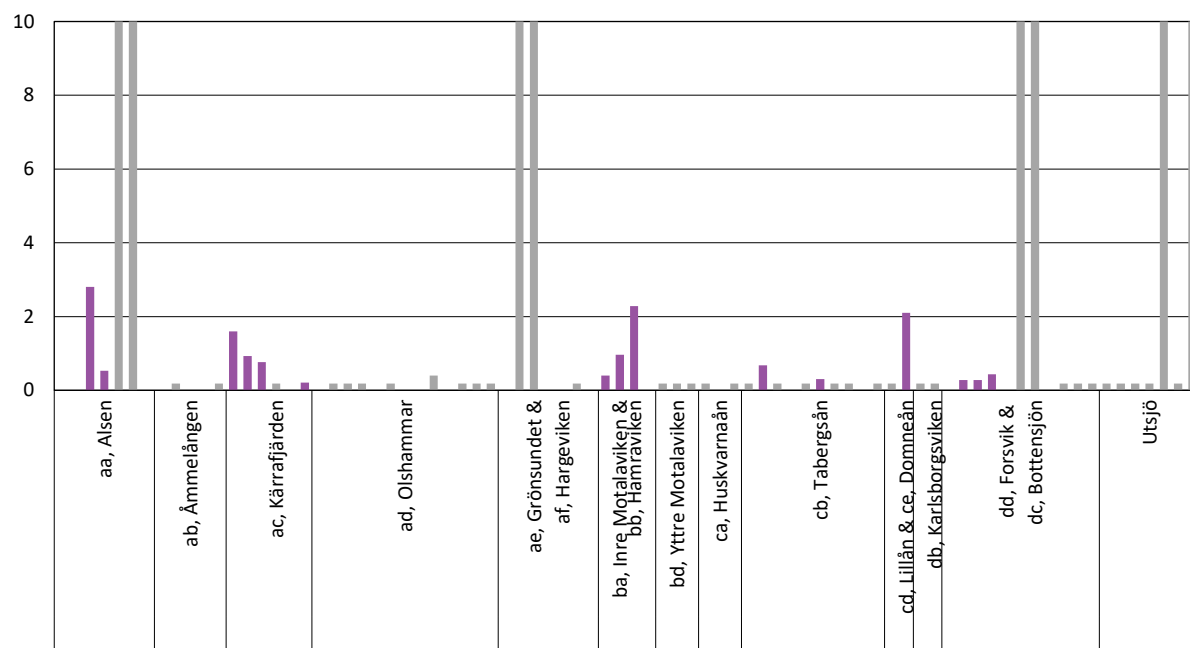
Figur 26. Halterna av de tre butyltennföreningarna tributyltenn (TBT), dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT) i ytsediment från de 79 analyserade lokalerna. Lokal ab001 i Åmmelången analyserades inte för organiska tennföreningar.

Cybutryn (Irgarol)

Cybutryn, även känt under namnet irgarol, har använts som biocid i båtbottnfärg, en användning som numera är förbjuden. Ämnet analyserades i 88 prov från 57 lokaler och de uppmätta halterna varierade mellan 0,19 och 9,5 µg/kg ts. Den högsta halten uppmättes på 20–25 cm djup i sedimentet på lokal aa006 i område aa Alsen., medan den högsta halten i ytsediment var 2,8 µg/kg ts i samma område (fig. 27). Även område ac Kärrafjärden, ba Inre Motalaviken, bb Hamraviken och ce Domneån hade förhöjda halter, vilket tyder på en koppling till båttrafik. Det fanns mätbara halter även i cb Tabergsån och dd Forsvik, men jämförelser mellan områden försvåras av den stora skillnaden i rapporteringsgräns mellan de två analysåren.

Cybutryn (Irgarol)

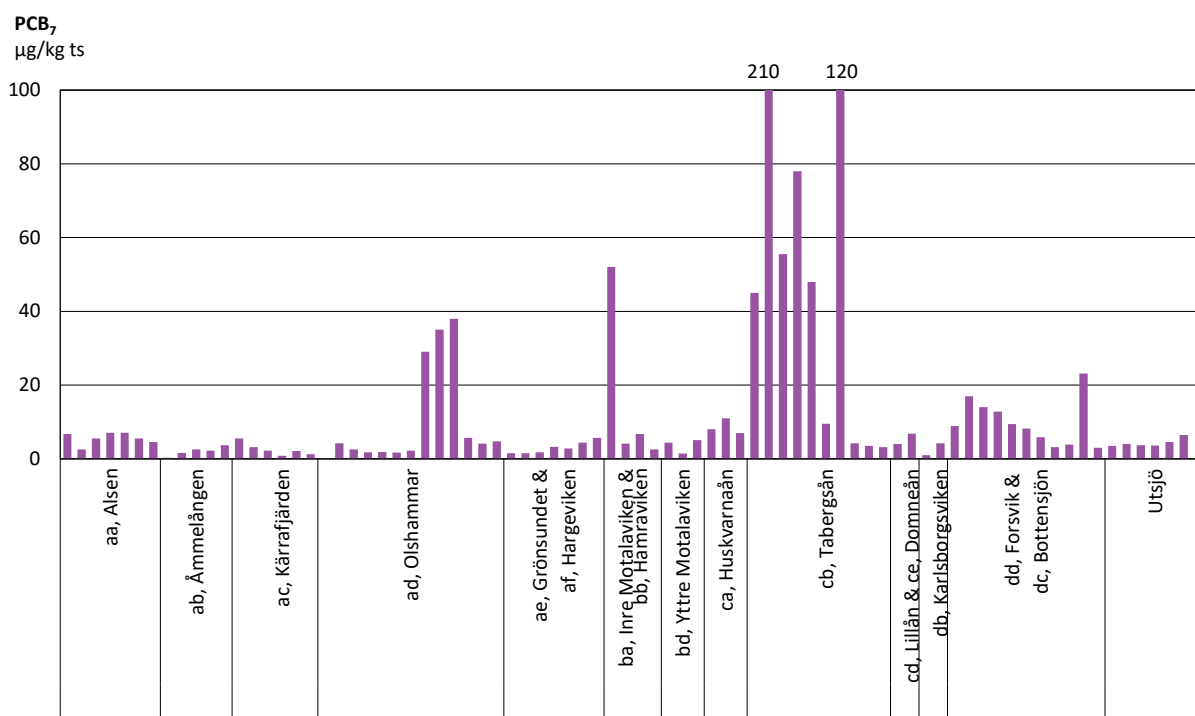
µg/kg ts



Figur 27. Halterna av cybutryn, även känt som Irgarol (µg/kg ts), i ytsediment från de 57 provtagna lokalerna. På en del lokaler är halterna under rapporteringsgränsen; dessa har markerats med grå färg på stapeln i stället för lila medan stapelhöjden motsvarar rapporteringsgränsen. För prov analyserade 2022 var rapporteringsgränsen 10 µg/kg ts vilket var märkbart högre än 2023 då den var 0,18 µg/kg ts (0,40 för ett prov från område ad Olshammar).

PCB

PCB analyserades i 128 prov från 80 lokaler. PCB är en grupp av ämnen som har tillverkats för att användas för en rad olika syften, exempelvis i transformatorer och kapacitorer, oljor, fogmassa, självkopierande papper och färg. Det senare inkluderar färger som använts för båtar (Hong m.fl. 2005). Halterna av PCB, uttryckta som en summahalt av de sju ämnena PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180, varierade mellan 0,047 och 210 µg/kg ts (fig. 28). I en del djupare prov var halterna av alla sju ämnen under rapporteringsgränsen, vilket ger en PCB₇-halt på 0, men i alla ytsedimentprov var summahalten mätbar. Halterna var högst i område cb Tabergsån – den högsta halten förekom på en lokal inne i Munksjön medan den näst högsta halten förekom i Jönköpings hamn. Förhöjda halter förekom även i Sörviken i område ad Olshammar, i dd Forsvik och dc Bottensjön, samt på en lokal i område ba Inre Motalaviken (ba001, 0–5 cm). På denna lokal är emellertid halten av PCB 180 onormalt hög i förhållande till de andra ingående ämnena, och halten av PCB₇ är därför osäker.



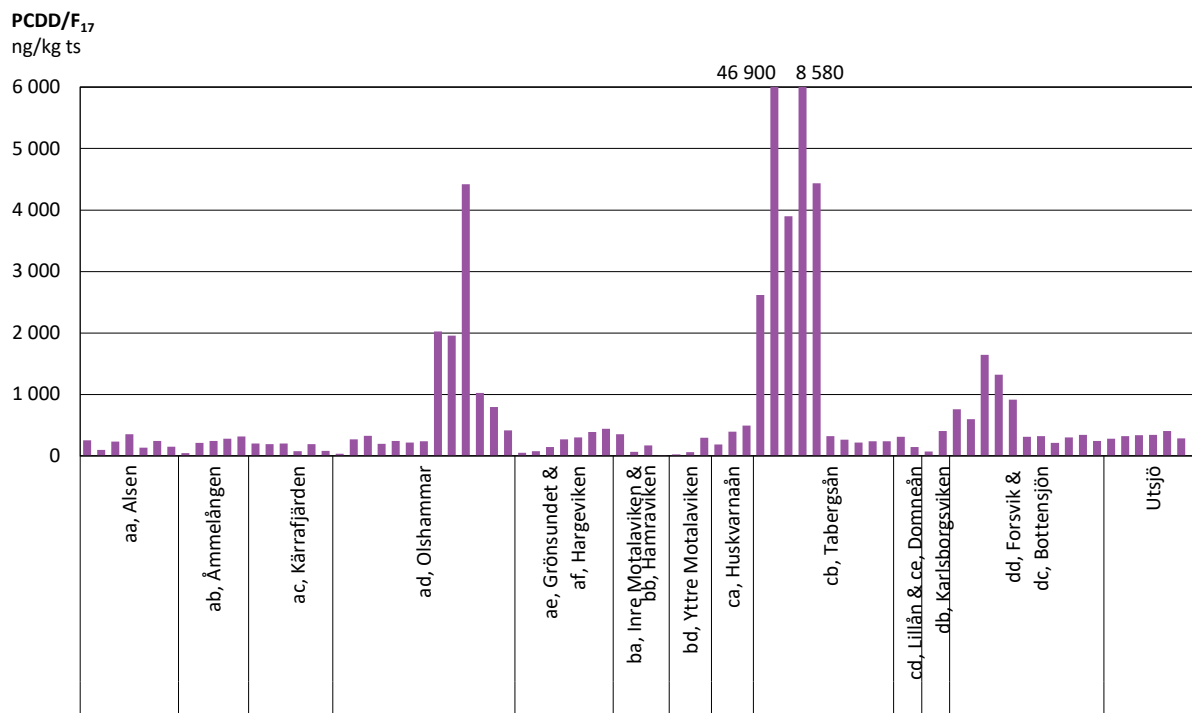
Figur 28. Summahalten av sju PCB (PCB7; µg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. De ämnen som är inkluderade är PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 och 180. Observera att y-axelns maxhalt överskrids på två lokaler i område cb Tabergsån.

PCDD/F

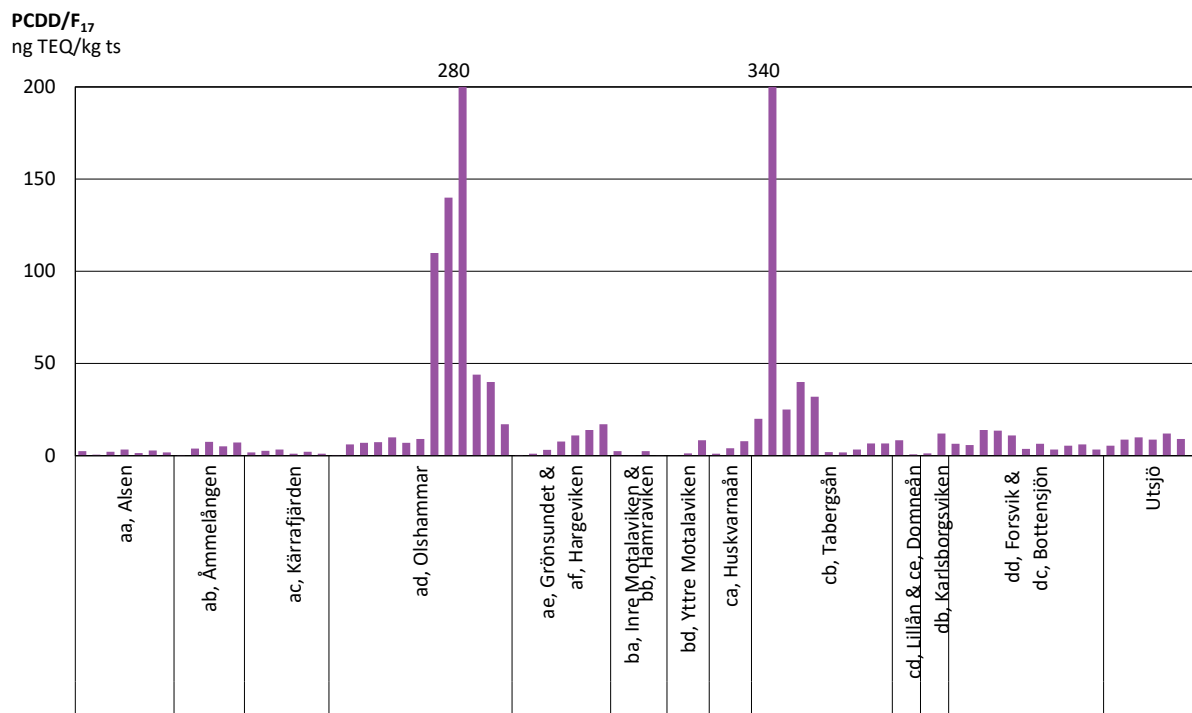
Polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och dibensofuraner (PCDD/F) analyserades i 128 prov från 80 lokaler. PCDD/F är en grupp som består av totalt 210 ämnen men analyserna omfattade de sedvanliga sju dioxinerna och tio furanerna och förkortas PCDD/F₁₇. Halterna av PCDD/F₁₇ (inte omräknade med toxiska ekvivalensfaktorer) varierade mellan 1,7 och 46 900 ng/kg ts, med de högsta halterna i ytsediment i område cb Tabergsån (fig. 29). Även i Sörviken i område ad Olshammar och i dd Forsvik var halterna förhöjda. Halterna ökade längs transekten utåt mot Storsvättern i exempelvis område ae Grönsundet och ca Huskvarnaån.

Eftersom PCDD/F-ämnena har en liknande toxisk mekanism men skiljer sig i hur toxiska de är, kan summahalten på toxisk basis räknas ut genom att halten av varje ingående ämne multipliceras med en så kallad toxisk ekvivalensfaktor (TEF). Generellt är ämnena med 4 eller 5 kloratomer mest toxiska (giftiga) medan de med åtta kloratomer är minst toxiska. En jämförelse av den TEQ-viktade summahalten visar att den högsta halten fortfarande förekommer i cb Tabergsån, men att höga halter även förekommer på många lokaler i ad Olshammar (fig. 30). Anledningen till detta är att det förekommer högre halter av de lågklorerade, mer giftiga PCDD/F-ämnena i detta område. Till exempel är halten av det giftigaste ämnet, TCDD, alltid under rapporteringsgränsen på 1 ng/kg ts i cb Tabergsån och dd Forsvik, medan halten når upp till 46 ng/kg ts i ad Olshammar.

För ett mindre antal prov har mer detaljerade PCDD/F-analyser gjorts. Detta beskrivs närmre i avsnittet om *Källspårning av föroreningar*.



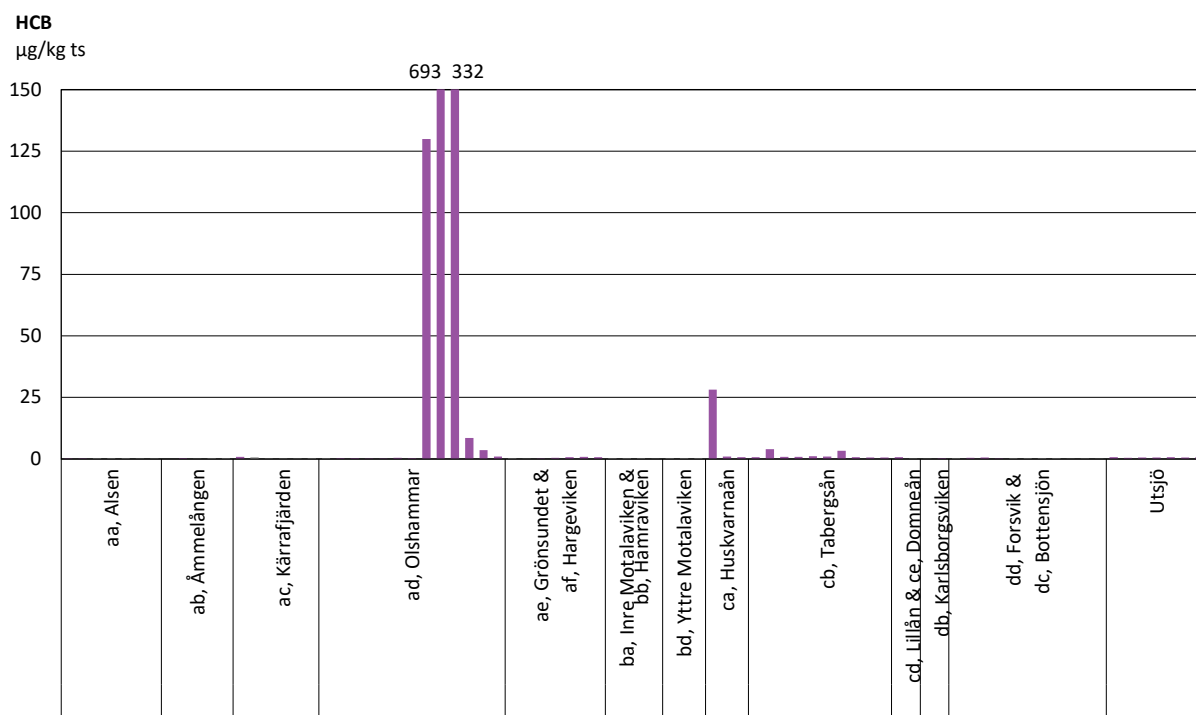
Figur 29. Summahalten av PCDD/F₁₇ (ng/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. Observera att y-axelns maxhalt överskrids på två lokaler i område cb Tabergså. På en del lokaler är ingen stapel synlig, men alla lokaler hade uppmätta halter av minst en PCDD/F.



Figur 30. Den TEQ-viktade summahalten av PCDD/F₁₇ (ng TEQ/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. Observera att y-axelns maxhalt överskrids på en lokal i område cb Tabergså och en lokal i område ad Olshammar. På en del lokaler är ingen stapel synlig, men alla lokaler hade uppmätta halter av minst en PCDD/F.

HCB

Hexaklorbensen (HCB) analyserades i 127 prov från 80 lokaler. Analyserna av HCB kompletterades i efterhand och därför inkluderas fler prov och lokaler än för övriga klorerade bekämpningsmedel. HCB har använts avsiktligt som fungicid, det vill säga svampmedel, en användning som länge varit förbjuden. Ämnet kan även bildas oavsiktligt i en del processer i likhet med PCDD/F. Halterna av HCB varierade mellan 0,16 och 693 µg/kg ts (fig. 31). De överlägset högsta halterna förekom i område ad Olshammar, med de tre högsta halterna i ytsediment längst inne i Sörviken. Halterna minskade söderut i viken och var då 3,6–8,6 µg/kg ts i ytsediment och djupare prov. En förhöjd halt (28 µg/kg ts) förekom även i ytsediment på ca001, provtagen i en utvidgning av Huskvarnaån, samt i en del prov i område cb Tabergsån.

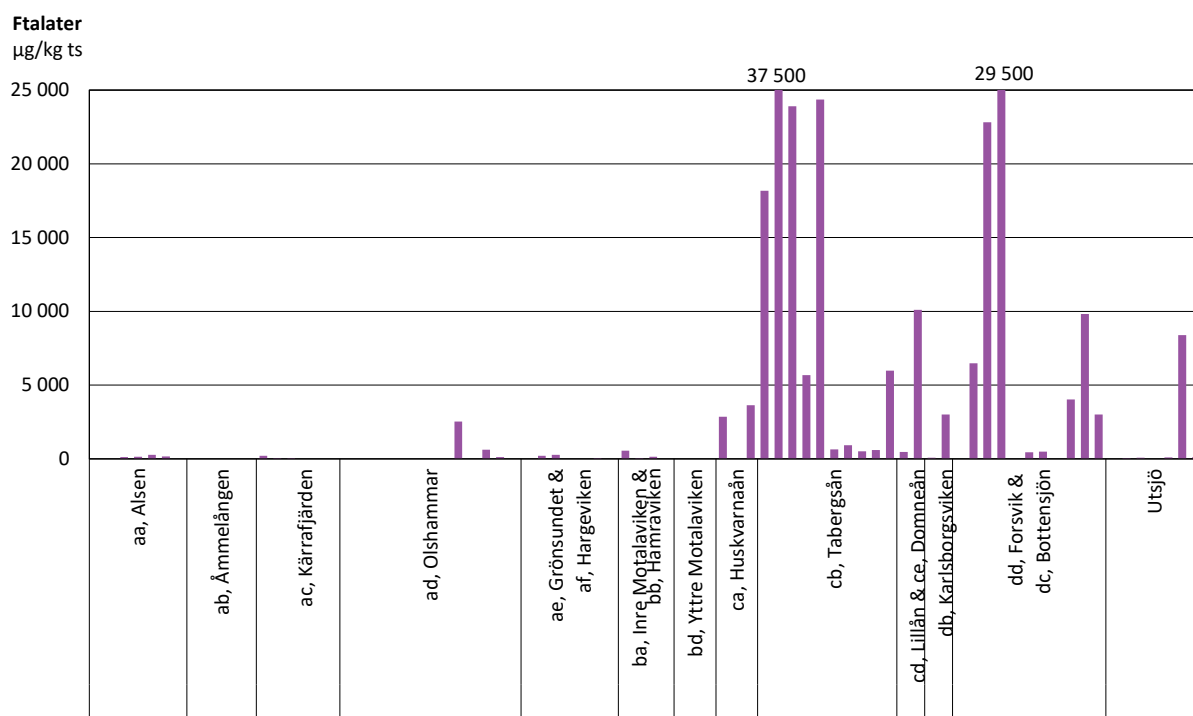


Figur 31. Halterna av hexaklorbensen (HCB; µg/kg ts) i ytsediment från de 80 provtagna lokalerna. Observera att y-axelns maxhalt överskrids på två lokaler i område ad Olshammar. I alla områden förutom ad, ca och cb är halterna under 1 µg/kg ts.

Ftalater

Ftalater⁶ används som mjukgörare i plaster och gummi och finns därför i diverse produkter. De analyserades i 93 prov från 59 lokaler. I 32 av proverna var halterna av alla ftalater under rapporteringsgränserna, men i de prov där minst en ftalat kunde uppmätas var halterna från 52 till 37 500 µg/kg ts, med de högsta halterna i ytsediment på en lokal i område cb Tabergsån (fig. 32). Även på en del lokaler i område dd Forsvik och dc Bottensjön förekom höga halter, samt på enstaka lokaler i andra områden. En utsjölokal hade högre halter än övriga utsjölokaler; detta var lokal d3, nordost om Karlsborg. I område ab Åmmelången och bd Yttre Motalaviken, samt i Kampaviken i område ad Olshammar, hade alla analyserade prov halter under rapporteringsgränserna. De ftalater som förekom i högst halter och även var vanligt förekommande var DEHP, DINP och DIDP.

⁶ De ftalater som analyserats är dimetylftalat, dietylftalat, di-*n*-butylftalat, di-iso-butylftalat, di-*n*-oktylftalat, di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), butylbensylftalat, dicyklohexylftalat, di-iso-decylftalat (DIDP), di-iso-nonylftalat (DINP) och di-*n*-hexylftalat.



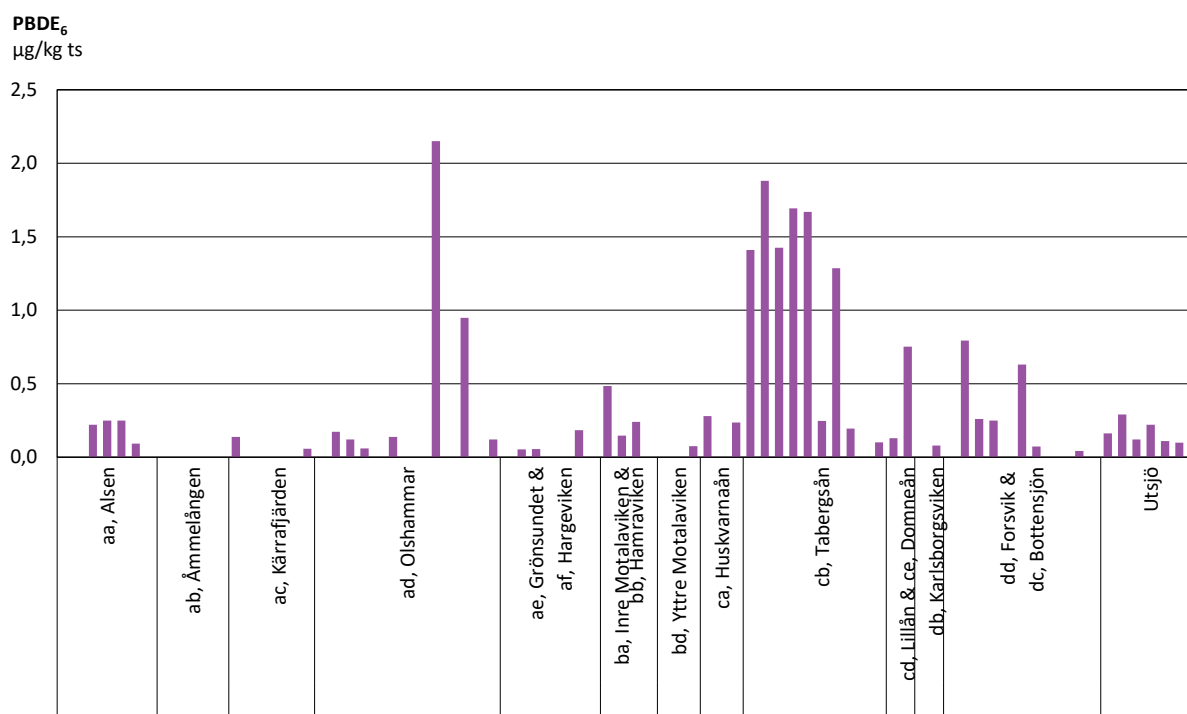
Figur 32. Summahalten av elva ftalater (µg/kg ts) i ytsediment från de 59 provtagna lokalerna. Observera att y-axelns maxhalt överskrids på lokaler i område cb Tabergsån, och område dd Forsvik.

Bromerade flamskyddsmedel

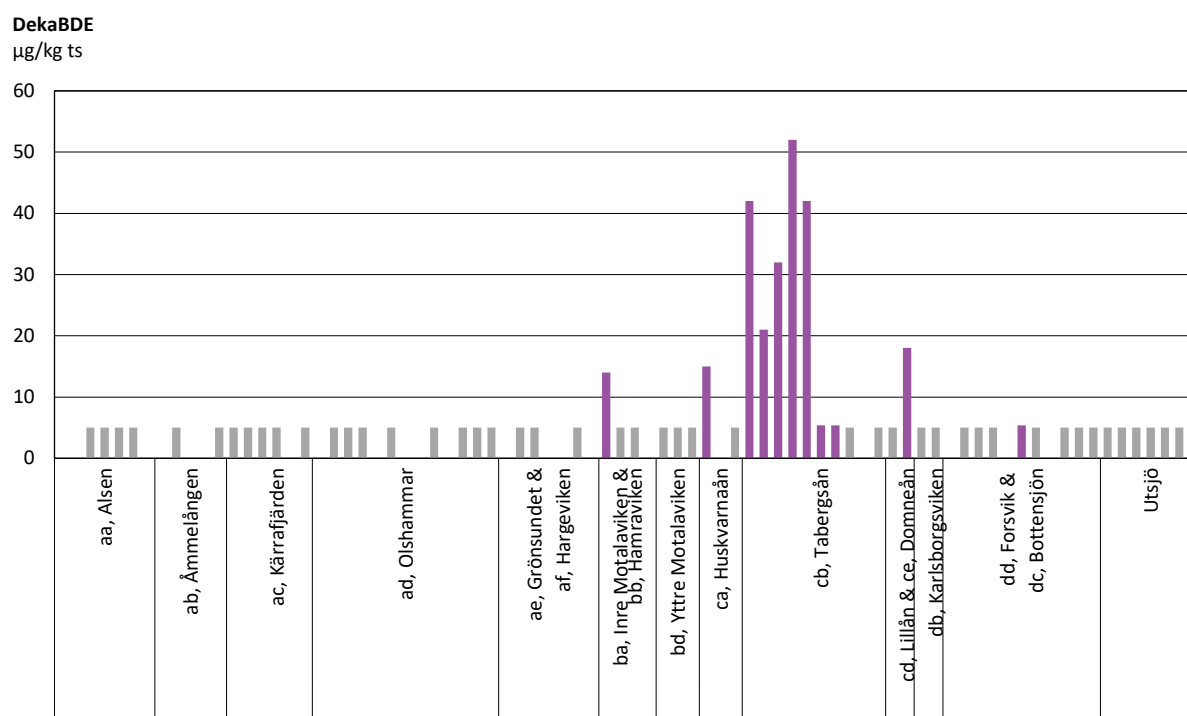
Bromerade flamskyddsmedel analyserades i 92 prov från 58 lokaler. Analyserna omfattade polybromerade difenyletrar (PBDE) och tre ytterligare flamskyddsmedel. Bland PBDE:erna analyserades BDE 28, 47, 99, 100, 153 och 154, vilka sammanfattas i summaparametern PBDE₆. Även grupper av PBDE:er analyserades, till exempel tetraBDE, pentaBDE etc. Av dessa förekommer dekaBDE ofta i höga halter, och den redovisas därför i en separat figur.

I 28 prov var halterna av alla sex ämnen som ingår i PBDE₆ under rapporteringsgränserna, men i de prov där minst ett av ämnena kunde mätas varierade halterna mellan 0,042 och 2,15 µg/kg ts, med de högsta halterna i ytsediment i område ad Olshammar (fig. 33). Även i cb Tabergsån förekom förhöjda halter samt i enstaka lokaler i andra områden. DekabDE var under rapporteringsgränsen på 5 µg/kg ts i totalt 78 av 92 prov, däribland många ytsediment (fig. 34). De flesta prov med höga halter förekom i område cb Tabergsån, med som högst en halt på 65 µg/kg ts i ett prov från 10–15 cm djup i sedimentet. Den högsta halten i ytsediment var 52 µg/kg ts.

Av de övriga tre bromerade flamskyddsmedel som analyserades hade tetrabrombisfenol-A (TBBP-A) bara halter över rapporteringsgränsen (som var 0,5 µg/kg ts) i fyra prov från Munksjön i område cb Tabergsån, där halterna var mellan 0,56 och 2,3 µg/kg ts. Dekabrombifenyl (DeBB) förekom inte i halter över rapporteringsgränsen på 5 µg/kg ts i något av proverna medan hexabromcyklododekan (HBCD) hade en halt över rapporteringsgränsen i ett prov (5,3 µg/kg ts, lokal cb005, 5–10 cm).



Figur 33. Summahalten av sex PBDE:er (PBDE₆; µg/kg ts) i ytsediment från de 58 analyserade lokalerna.



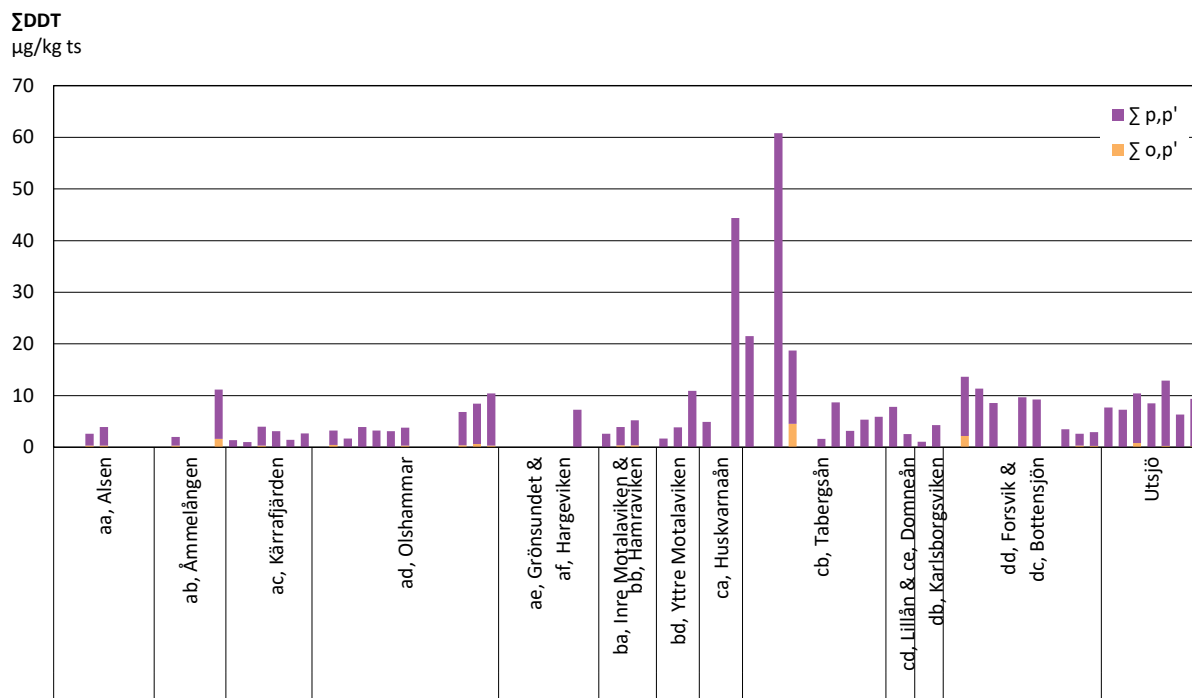
Figur 34. Halten av dekaBDE (µg/kg ts) i ytsediment från de 58 analyserade lokalerna. På en del lokaler är halterna under rapporteringsgränsen; dessa har markerats med grå färg på stapeln i stället för lila medan stapelhöjden motsvarar rapporteringsgränsen.

Klorerade bekämpningsmedel

Klorerade bekämpningsmedel analyserades i 101 prov från 62 lokaler. Många olika klorerade bekämpningsmedel ingick i analyserna. Bland de ämnen som förekom i halter över rapporteringsgränserna fanns DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD. Dessa redovisas som en summa av alla tre ämnena, för p,p' - respektive o,p' -varianterna (fig. 35). I de prov där minst ett av ämnena var över rapporteringsgränserna var totalhalterna av ΣDDT ($p,p' + o,p'$) mellan 0,12 och 80,5 $\mu\text{g/kg ts}$, med den högsta halten 30–35 cm ner i sedimentet på utsjölokalen c3 söder om Visingsö. I ytsediment var däremot den högsta halten 60,8 $\mu\text{g/kg ts}$ på en lokal i område cb Tabergsån. Även i ca Huskvarnaån förekom höga halter på en lokal placerad långt ut på transekten i Storvåttern. På de flesta lokaler där flera nivåer i sedimentet har analyserats är halterna högre längre ner i sedimentet.

Även tre hexaklorcyklohexaner, alfa-, beta- och gamma-HCH (den senare känd som lindan), hade halter över rapporteringsgränserna i ett fåtal av proverna. Summahalterna var då 0,12–3,3 $\mu\text{g/kg ts}$, med de två högsta halterna i ytsediment i område dd Forsvik. Förutom i detta område fanns mätbara halter i ett fåtal prov i område ad Olshammar, ae Grönsundet, cb Tabergsån och cd Lillån.

Många andra klorerade bekämpningsmedel var alltid under rapporteringsgränsen på vanligtvis 10 $\mu\text{g/kg ts}$ för respektive ämne. Detta omfattar aldrin, dieldrin, endrin, isodrin, telodrin, hexakloretan, heptaklor, cis-heptaklorepoxyd, trans-heptaklorepoxyd, hexaklorbutadien, alfa-endosulfan och beta-endosulfan. Likaså var diuron, som analyserades i 82 prov från 57 lokaler, alltid under rapporteringsgränsen på 10 $\mu\text{g/kg ts}$. Triklosan analyserades i 88 prov från 57 lokaler, men var bara över rapporteringsgränsen (generellt 10 eller 100 $\mu\text{g/kg ts}$) i åtta prov. Halterna varierade då mellan 11 och 180 $\mu\text{g/kg ts}$, med det högsta värdet i ett ytprov i område cb Tabergsån. Även område ca Huskvarnaån, ce Domneån, dd Forsvik och dc Bottensjön hade mätbara halter av triklosan.



Figur 35. Summahalten av p,p' - och o,p' -varianterna av DDT, DDE och DDD (ΣDDT ; $\mu\text{g/kg ts}$) i ytsediment från de 62 analyserade lokalerna. På två lokaler i område cb Tabergsån kunde halterna av DDT och dess nedbrytningsprodukter inte bestämmas på grund av matrisstörningar.

Alkylfenoler

Fyra alkylfenoler analyserades: 4-*n*-nonylfenol, 4-*t*-oktylfenol, 4-*t*-butylfenol och 4-*t*-pentylfenol. Dessa analyserades i ytsediment (0–3 eller 0–5 cm) från 22 lokaler. 4-*n*-nonylfenol var aldrig över rapporteringsgränserna på 10 eller 50 µg/kg ts. 4-*t*-oktylfenol kunde kvantifieras på fem lokaler (d3, ba003, ca001, dc003, cb009) i halter från 2,4 till 35 µg/kg ts, med den lägsta halten på lokal d3 och den högsta på cb009. På övriga lokaler var halterna under rapporteringsgränsen på 1 eller 2 µg/kg ts. 4-*t*-butylfenol kunde bara kvantifieras på en lokal, cb009, i en halt på 38 µg/kg ts. I övrigt var halterna under rapporteringsgränsen som varierade mellan 10 och 200 µg/kg ts. 4-*t*-pentylfenol avvek något från de övriga genom att den kvantifierades i väldigt höga halter på två lokaler: på ae007 var halten 55 000 µg/kg ts och på b4 59 000 µg/kg ts. På alla övriga lokaler var halterna under rapporteringsgränserna på 10 eller 100 µg/kg ts. De två höga värdena dubbelkollades av laboratoriet och var korrekta. Det är emellertid svårt att förklara varför de är så höga på dessa lokaler som ligger långt från varandra, medan andra lokaler i utsjön mellan dessa två lokaler har halter under rapporteringsgränsen.

Siloxaner

Siloxaner⁷ är en grupp ämnen som används i många olika industriella applikationer och konsumentprodukter, inklusive hygienprodukter (Nordiska rådet 2005). De analyserades i ytsediment från 22 lokaler, och på åtta lokaler kunde minst en siloxan mätas i en halt över rapporteringsgränsen. I ca Huskvarnaån och cb Tabergsån var summahalterna låga, 3,59 respektive 1,42 mg/kg ts. I områdena cd Lillån, ce Domneån, db Karlsborgsviken, dd Forsvik och de Bottensjön var halterna märkbart högre, 199–728 mg/kg ts. Den högsta summahalten, 1 040 mg/kg ts, mättes på utsjölokalen d3. De övriga fyra analyserade utsjöstationerna, b1, b2, b4 och c2, hade halter under rapporteringsgränserna. I områdena aa Alsen, ab Åmmelången, ac Kärrafjärden, ad Olshammar, ae Grönsundet, ba Inre Motalaviken och bd Yttre Motalaviken hade inga lokaler halter över rapporteringsgränserna. I område af Hargeviken och bb Hamraviken analyserades inte någon lokal för siloxaner.

Av de åtta analyserade ämnena var D5 och D6 de siloxaner som förekom i högst halt, följt av D4. D5 och D4 är särskilt förorenande ämnen enligt vattendirektivet, med en bedömningsgrund på 11 respektive 0,015 mg/kg ts för sediment i inlandsytvatten (HaV 2019). Dessa värden överskrids med råge i alla åtta prov för D4, och i sex av åtta prov för D5. För de sex prov som hade högre summahalt var mönstret av ingående föroreningar relativt konstant. Detta, och de ovanligt höga halterna, pekar på att det rör sig om en kontaminering i stället för att återspegla faktiska halter i sedimenten.

Organofosfater

Organofosfatestrar analyserades i ytsediment från samma 22 lokaler som siloxaner. Halogenerade organofosfater används ofta som flamskyddsmedel medan de icke-halogenerade främst används som mjukgörare i plaster (Wei m.fl. 2015). Det förekommer också annan användning, till exempel i hydrauloljor och golvpols. Av de 13 ämnen⁸ som analyserades var det bara två, tris(klorpropyl)-fosfat (TCPP) och tributylfosfat (TBP), som förekom i halter över rapporteringsgränsen på totalt

⁷ Analyserna av siloxaner omfattade hexametylcyclotrisiloxan (D3), oktametylcyclotetrasiloxan (D4), dekametylcyclopentasiloxan (D5), dodekametylcyclohexasiloxan (D6), hexametyldisiloxan, octametyltrisiloxan, dekametyltetrasiloxan och dodekametylpentasiloxan.

⁸ Övriga ämnen som analyserades var tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP), tris(1,3-diklor-2-propyl)fosfat (TDCP eller TDCIPP), tris(2-butoxietyl)fosfat (TBEP eller TBOEP), tris(2-etylhexyl)fosfat (TEHP), tri-isobutylfosfat (TiBP), tri-*o*-kresylfosfat (ToCrP eller TOCP), trikresylfosfat (TCrP eller TMPP, en blandning av isomerer), trifenylfosfat (TPHP), difenylbutylfosfat (DPhBP), dibutylfenylfosfat (DBPhP) och 2-etylhexyldifenylfosfat (EHDPHP eller EHDPP). Dessa var alltid under rapporteringsgränserna på mellan 50 och 500 µg/kg ts.

5 lokaler. Summahalterna på dessa fem lokaler (aa008, ce001 och de tre utsjölokaler b1, b2 och c2) var mellan 81 och 420 µg/kg ts. Det var inte möjligt att urskilja några geografiska mönster eftersom lokalerna med höga halter inte var samlade i ett område utan var spridda över Vättern, liksom lokalerna med låga halter.

Klorparaffiner

Klorparaffiner har använts i stora mängder som mjukgörare och flamskyddsmedel i plaster och gummi samt som smörj- och kylmedel i metallindustrin. Användningen har emellertid begränsats genom internationella överenskommelser. Två grupper av klorparaffiner, SCCP (short-chained, 10–13 kol) och MCCP (medium-chained, 14–17 kol), undersöktes i ytsediment från 21 lokaler. Inget av ämnena förekom i halter över rapporteringsgränsen, som generellt var 300 µg/kg ts (förhöjda rapporteringsgränser till 4 000 respektive 500 µg/kg ts för SCCP respektive MCCP på lokal cb009 på grund av svår matris då sedimentet till stor del bestod av organiskt material).

Läkemedel

Läkemedel, totalt 29 ämnen, undersöktes i ytsediment från åtta lokaler varav sex var från strandnära områden (aa005, bb001, ca003, cb009, cd003 och dc003) och två var utsjölokaler (b2 och b4). Inget ämne förekom i halter över rapporteringsgränserna, som var relativt höga, 60 eller 100 µg/kg ts för de olika ämnena. Eftersom rapporteringsgränserna är höga behöver läkemedlen förekomma i väldigt höga halter för att kunna rapporteras, vilket inte var fallet.

Bekämpningsmedel

En stor grupp av bekämpningsmedel (> 120 ämnen) analyserades i ytsediment från 11 lokaler. För att särskilja denna grupp från de numera förbjudna klorerade bekämpningsmedlen som redovisats tidigare i rapporten kallas denna grupp för nutida bekämpningsmedel eller ”current-use pesticides”. Eftersom denna grupp omfattar många olika ämnen redovisas den i en tabell nedan i stället för ett diagram. Många av de undersökta ämnena är tillåtna i dag. En del av ämnena är godkända för användning i Sverige medan andra är förbjudna i Sverige och EU men används i andra delar av världen. En del var tillåtna i Sverige tidigare, till exempel HCH:erna som även ingår i gruppen klorerade bekämpningsmedel, och andra har aldrig använts i Sverige men kan ändå transporteras hit via storskaliga transportprocesser.

Analyserna gjordes av det ackrediterade laboratoriet för organisk miljökemi (OMK) på institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala. Fem av lokalerna provtogs och analyserades 2022 och de återstående sex 2023. Totalt undersöktes 123 substanser men ämneslistan skiljde sig något mellan åren. Det första året ingick 117 ämnen och det andra året 119 ämnen. Det var fyra substanser av de som analyserades 2022 som inte analyserades 2023; i stället tillkom sex andra substanser. Av de ämnen som bara analyserades ena året var det endast ett, fungiciden spiroxamin, som kunde detekteras i ett av proven. Totalt var det 33 av ämnena som kunde detekteras i ett eller flera av de elva proven (tabell 6).

Antalet ämnen som kunde detekteras i respektive prov var relativt jämnt, mellan 9 och 15. Summahalterna (32 ämnen, spiroxamin inte inkluderat, halter under detektionsgränsen antogs vara 0) i respektive prov varierade däremot mellan 0,89 och 15 µg/kg ts. Den överlägset högsta summahalten, 15 µg/kg ts, förekom på lokal cb007 i Munksjön i cb Tabergså. Det beror delvis på en mycket hög halt (7,2 µg/kg ts) av svampmedlet imazalil, som bland annat används för att behandla skalet på citrusfrukter efter skörd. Det är svårt att förklara den höga halten av detta ämne här, dock är Munksjön recipient för bland annat Simsholmens avloppsreningsverk vilket innebär att ämnena som påträffas inte behöver ha använts på åkrar eller odlingar inom avrinningsområdet. Även om imazalil utelämnas från summahalten för cb007 har denna lokal fortfarande den högsta summahalten, 7,6 µg/kg ts.

Lokalen med näst högst summahalt var ce001 (4,4 µg/kg ts) som ligger i en småbåtshamn vid Domneåns utlopp. Hamnen har ett begränsat vattenutbyte med Vättern och resultaten bör därför reflektera källorna i åns avrinningsområde. Lokalen ca001 i Kåvasjön, en utvidgning av Huskvarnaån innan den rinner ut i Vättern, hade också relativt höga halter (2,8 µg/kg ts) bland de elva lokaler som undersöktes. Även de två proverna från den inre skärgården i norra Vättern, aa001 i område aa Alsen, och ac002 i ac Kärrafjärden, hade bland de högre halterna i den här undersökningen, 3,3 respektive 2,1 µg/kg ts. De tre proverna tagna på utsjölokaler (b1, c3 och d4) hade däremot låga summahalter, från 0,89 till 1,3 µg/kg ts. Även lokalerna ae004, i den yttre delen av skärgården i norra Vättern längs transekten ae Grönsundet, och bb001 i Inre Motalaviken, hade låga halter, 1,2 µg/kg ts. Detta visar att halterna är som högst i skyddade områden i eller nära åars utlopp, och lägre längre bort från dessa. Lokal dd003 i Bottensjön nära Karlsborg avvek från detta geografiska mönster då den trots sitt kustnära läge hade bland de lägre summahalterna, 1,4 µg/kg ts.

De vanligast förekommande ämnena i Vättern var svampmedlen karbendazim (detekterades i alla 11 prov) och azoxistrobin (10 prov) samt terbutylazindesetyl (10 prov), en nedbrytningsprodukt av ogräsmedlet terbutylazin. Andra ämnen som förekom i mer än hälften av proverna var ogräsmedlet prosulfokarb (8 prov), svampmedlet tebukonazol (8 prov), ogräsmedlet diflufenikan (7 prov) och svampmedlet boskalid (6 prov). För en del ämnen är halterna tydligt högre på utsjölokalerna: atrazin, nedbrytningsprodukten atrazindesetyl, endosulfansulfat, simazin och terbutylazin. Alla dessa ämnen är numera förbjudna inom Sverige, och det är möjligt att de högre halterna på utsjölokalerna återspeglar att det finns en fördröjning, så kallad "time lag", innan ämnena når dessa lokaler. Nedbrytningsprodukten till terbutylazin, terbutylazindesetyl, är däremot frekvent detekterad (på alla lokaler utom cb007) och förekommer i lika höga halter på lokalerna i Vätterns norra skärgård som på utsjölokalerna, vilket skulle kunna bero på att ämnet förbjöds 2003, jämfört med atrazin som förbjöds 1989 i Sverige.

Det är inte oväntat att bekämpningsmedel påträffas i sedimentproverna – ämnen som släpps ut i naturen brukar sprida sig, antingen när de används i avrinningsområdet, vid import av grödor, eller genom atmosfärisk transport från områden där ämnet används. Dessa ämnen bör emellertid inte finnas i dessa miljöer, där de inte gör någon nytta utan enbart har en negativ påverkan på djur och mikrobiota. Inte minst ämnen som är persistenta, det vill säga svårnedbrytbara, kan finnas kvar under lång tid och transporteras långa sträckor.

Tabell 6. Halterna (µg/kg ts) av bekämpningsmedel på de elva analyserade lokalerna. Lokaler aa001, ae004, dd003, c3 och d4 provtogs och analyserades 2022 och resterande lokaler 2023. Under 2022 ingick inte spiroxamin i analyserna och den ingår därför inte i summahalten. Värden som är över kvantifieringsgränsen är markerade med fet stil medan mer osäkra värden mellan kvantifierings- och detektionsgränsen är markerade med kursiv stil (så kallade spårvärden). Värden under detektionsgränsen anges med < följt av detektionsgränsen. I kolumnen > LOD anges hur många av proverna som har halter över detektionsgränsen för respektive ämne. Proverna är tagna på 0–5 cm djup i sedimentet förutom på utsjölokalerna b1, c3 och d4, där 0–3 cm provtogs.

	aa001	ac002	ae004	bb001	ca001	cb007	ce001	dd003	b1	c3	d4	> LOD
TS (%)	11	12	23	11	28	6,7	12	11	13	16	15	
TOC (%)	6,9	6,1	3,3	6,9	6,4	17	16	7,5	4,6	3,6	3,9	
acetamiprid	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<i>0,024</i>	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	1
atrazin	<0,03	<0,06	<i>0,044</i>	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,03	0,15	0,10	0,12	4
atrazindesetyl	<0,02	<0,06	<0,02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,02	<0,06	<i>0,030</i>	<i>0,059</i>	2
azoxistrobin	<i>0,036</i>	<i>0,033</i>	<i>0,030</i>	<i>0,027</i>	0,07	0,24	0,11	<0,02	<i>0,052</i>	<i>0,051</i>	<i>0,055</i>	10
bixaften	<i>0,031</i>	<i>0,059</i>	<0,02	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,061	<i>0,039</i>	<0,02	<0,02	4
boskalid	<0,02	<0,02	0,12	<0,02	0,12	<0,02	0,11	<0,02	0,10	0,13	0,13	6
cyprodinil	0,084	<0,06	<0,06	0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	2
difenokonazol	<i>0,14</i>	<i>0,17</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,3	<i>0,16</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	3
diflufenikan	0,28	0,1	0,16	0,21	<0,08	<0,02	<0,02	<0,02	0,14	0,13	0,19	7
dimetomorf	<0,06	<0,3	0,081	<i>0,33</i>	<0,3	<i>0,36</i>	<0,3	<0,06	<0,3	<0,06	0,10	4
diuron	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	0,2	0,82	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	2
endosulfansulfat	<0,06	<0,06	<0,06	<i>0,069</i>	<0,06	<0,06	<0,06	<i>0,063</i>	0,12	<i>0,077</i>	<i>0,079</i>	5
epoxikonazol	<0,1	<0,1	<i>0,11</i>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<i>0,13</i>	<i>0,13</i>	3
fludioxonil	0,15	0,26	<0,06	<0,06	0,11	<0,06	0,32	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	4
fluopyram	<i>0,051</i>	<0,03	<i>0,041</i>	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<i>0,059</i>	<0,03	<0,03	<0,03	3
fluxapyroxad	<i>0,022</i>	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<i>0,021</i>	<0,02	<0,02	<0,02	2
imazalil	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,49	7,2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	2
isoproturon	<i>0,027</i>	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<i>0,043</i>	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	2
jodsulfuronmetyl	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<i>0,11</i>	<i>0,065</i>	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	2
karbendazim	0,085	<i>0,034</i>	0,061	<i>0,048</i>	0,26	1,2	0,18	0,068	<i>0,057</i>	<i>0,023</i>	<i>0,056</i>	11
klorpyrifos	<0,1	<0,07	<0,1	<i>0,085</i>	<0,07	0,17	<i>0,11</i>	<0,1	<0,07	<0,1	<0,1	3
metabenziazuron	<0,02	<i>0,023</i>	<0,02	<i>0,022</i>	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	2
prokloraz	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,7	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1
propikonazol	<0,1	0,33	<0,1	<0,1	<i>0,29</i>	1,3	0,46	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	4
propyzamid	<0,02	<0,02	<i>0,038</i>	<i>0,023</i>	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<i>0,020</i>	3
prosulfokarb	0,97	0,67	<i>0,13</i>	<i>0,18</i>	0,34	1,2	0,87	0,40	<0,1	<0,1	<0,1	8
protiokonazol-destio	0,34	<0,15	<0,02	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	0,26	<0,08	<0,02	<0,02	2
simazin	<0,02	<0,06	<0,02	<0,06	<0,06	<0,06	<0,06	<0,02	<0,06	<i>0,034</i>	<i>0,047</i>	2
spiroxamin	–	<0,06	–	<0,06	<0,06	0,17	<0,06	–	<0,06	–	–	1
tebukonazol	0,61	0,20	0,11	0,08	0,40	1,40	0,21	0,30	<0,06	<0,06	<0,06	8
terbutryn	<i>0,22</i>	<0,2	<0,2	<0,2	0,47	0,69	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	3
terbutylazin	<0,02	<0,02	<i>0,032</i>	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<i>0,048</i>	0,061	0,061	4
terbutylazindesetyl	0,24	0,26	0,22	0,093	0,069	<0,03	0,1	0,17	0,18	0,23	0,24	10
Summahalt (µg/kg ts)	3,3	2,1	1,2	1,2	2,8	15	4,4	1,4	0,89	1,0	1,3	
Antal fynd	15	11	13	12	11	14	12	9	9	11	13	

Källspårning av föroreningar

Som en del i projektet används källspårningstekniker för att undersöka i vilken grad föroreningar från potentiella strandnära källor återspeglas i utsjösedimenten i Vättern.

PCDD/F

Vanligtvis analyseras 17 polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner och dibensofuraner (PCDD/F), nämligen de som har kloratomer i vissa positioner (2,3,7 och 8). Det är dessa som har redovisats som summaparametern PCDD/F₁₇ tidigare i rapporten. Det finns emellertid totalt 210 olika PCDD/F-ämnen, så kallade kongener, och för att göra en källspårning är det värdefullt att ha tillgång till data från fler ämnen än de som ingår i PCDD/F₁₇. Därför analyserades 54 sedimentprov för kongenspecifik PCDD/F-analys vid Miljökemiska laboratoriet på Umeå universitet. Av dessa var 52 prov från lokaler inom Vätternundersökningen, och två var från små sjöar nära Vätern som borde få en stor andel av sina föroreningar från atmosfäriskt nedfall. Analyserna skedde med gaskromatografi kopplat till högupplöst masspektrometri (GC-HRMS) och en GC-kolumn av typen DB-5ms användes. Totalt kunde 97 olika toppar kvantifieras i GC-instrumentet och varje topp motsvarar en eller flera kongener. Dessa kongener har en kloreringsgrad från 4 till 8 klor, det vill säga kongener med tre klor eller mindre är inte med i analysen. En del toppar sameluerade i några av proverna, vilket betyder att det inte gick att skilja topparna åt. Dessa toppar slogs därför ihop i alla prov. Toppar som var under detektionsgränsen i mer än 50 % av proven utelämnades från källspårningsanalyserna. Detta innebär att en PCDF-topp (en furan med fem kloratomer) utelämnades då den var under detektionsgränsen i 94 % av proverna. Efter detta bestod data av 81 variabler (toppar).

Källspårningen gjordes med modellen Positive Matrix Factorization 5.0 som har skapats av US Environmental Protection Agency (US EPA). Positive Matrix Factorization (PMF) förutsätter att föroreningarna som undersöks inte nybildas eller bryts ned på vägen mellan källan och sedimentet. PCDD/F kan visserligen brytas ner, men mycket långsamt, och är därför passande för PMF. Förutom haltdata behövs osäkerhetsdata för varje ämne i varje prov. Eftersom det inte fanns så specifika osäkerhetsdata från laboratoriet användes en osäkerhet på 15 % för halter över kvantifieringsgränsen, 35 % för halter mellan detektions- och kvantifieringsgränsen, och 100 % för halter under detektionsgränsen. Dessutom sattes en osäkerhet på 400 % för totalt fem datapunkter som hade onormalt förhöjda halter. Vid modelleringen testas olika antal faktorer, vilket kan ses som möjliga källtyper som gett upphov till PCDD/F-förorening. Fem faktorer visade sig vara det bästa antalet utifrån statistiska tester, närmare bestämt bootstrapanalyser och Q-värden.

Utifrån profilen av de olika PCDD/F-ämnena gjordes en matchning av de fem faktorerna mot tidigare mätta och modellerade källprofiler (Sundqvist m.fl. 2010, tabell 7). Det fanns stora likheter mellan profilerna i denna studie och den tidigare studien av Sundqvist m.fl. i Östersjön.

Faktor 1, som domineras av OCDD och de två HpCDD, liknar en mätt profil för deposition i norra Sverige och Sundqvist m.fl. modellerade profil ”Atmosfärisk deposition I”, som anses representera profilen i bakgrundsluft. Den har även likheter med profilen för pentaklorfenol-användning och kan därför representera en blandning av dessa två typer av PCDD/F-källor (Assefa m.fl. 2014).

Faktor 2 har en profil med inslag av många olika PCDD/F, och den är därför svårdefinierad. Den profil som ligger närmast är Sundqvist m.fl. modellerade profil som har klassats som ”Förbränning”, vilket även den har en förekomst av många olika ämnen men låg förekomst av OCDD och HpCDD som annars är vanliga i luft och atmosfärisk deposition.

Faktor 3 domineras av två HpCDF och OCDF, och har slående likheter med den mätta profilen för förorenad mark från sågverk, där klorfenolpreparat har använts för att behandla träet mot

svampangrepp, och Sundqvist m.fl. modellerade profil ”Tetraklorfenol”. Högklorerade furaner är karaktäristiska för tetraklorfenolpreparat, medan högklorerade dioxiner är karaktäristiska för pentaklorfenolpreparat (se även faktor 1 ovan). Den modellerade profilen för Vättern domineras av högklorerade furaner (främst HpCDF) men har även inslag av högklorerade dioxiner (främst OCDD), vilket kan innebära att båda klorfenolpreparaten har inkluderats i denna faktor. Det skulle tyda på en dominans av tetraklorfenolpreparat men att även pentaklorfenol har använts.

Faktor 4 har liksom faktor 2 en profil med inslag av många olika PCDD/F, men furaner snarare än dioxiner. Jämfört med tidigare studier liknar den främst Sundqvist m.fl. modellerade profil ”Atmosfärisk deposition II” och den mätta profilen för deposition i södra Sverige. Det är således en profil som representerar luft närmare utsläppskällor till skillnad från faktor 1 som representerar bakgrundsluft.

Faktor 5 har en mycket karaktäristisk profil där en HxCDD dominerar följt av tre PeCDD och två TCDD. Detta är en profil som Sundqvist m.fl. har benämnt utifrån den dominerande kongenen, HxCDD, och den har likheter med de uppmätta profilerna för tallharts och tallolja, vilka är biprodukter från massabruk. Kongenerna som dominerar i faktor 5 har också varit dominerande i sedimentprov nära pappers- och massabruk (Sundqvist m.fl. 2010), och HxCDD-profilen anses komma från närvaron av heptaklorfenoxifenol i sulfatmassabruk (Sundqvist & Wiberg 2013). I faktor 5 finns det även inslag av två tetrafuraner som är de två dominerande ämnena i Sundqvist m.fl. modellerade profil för klorblekning. Det är emellertid oklart om de skulle kunna tyda på ett inslag av en klorblekningskälla i faktor 5 eftersom dessa tetrafuraner även förekommer i den mätta profilen för tallharts.

Tabell 7. De fem faktorerna och deras dominerande ämnen, samt matchad källa utifrån Sundqvist m.fl. 2010.

Faktor	Dominerande ämnen	Källa
F1	OCDD, HpCDD	Atmosfärisk deposition (”Norra Sverige”), pentaklorfenol
F2	HpCDF är högst men inslag av många PCDD/F	Förbränning
F3	HpCDF, OCDF, OCDD	Klorfenol (främst tetraklorfenol)
F4	HpCDF, OCDF, OCDD samt inslag av många PCDF	Atmosfärisk deposition (”Södra Sverige”)
F5	HxCDD, PeCDD, TCDD	”HxCDD”-källa, det vill säga massabruk

Hur mycket de fem faktorerna förklarar av PCDD/F-halterna på de olika lokalerna redovisas i figur 36 och 37. De två faktorer (källor) som dominerar på de högförorenade lokalerna i Vättern är faktor 3, det vill säga klorfenolanvändning, och faktor 5, HxCDD-profilen som är karaktäristisk för massabruk. HxCDD-profilen är tydlig i område ad Olshammar, där den förklarar upp till 74 % av totalhalterna (lokal ad008). Den har även ett tydligt inslag på lokaler ute i Vättern, till exempel 25–29 % i ytsediment på lokalerna ad013, ae005 samt ae007, och upp till 22 % på nivån 6–9 cm i sedimentkärnan från lokal b1 i norra delen av Vättern. Att PCDD/F-föroreningen beror på klorfenolanvändning (faktor 3) är däremot tydligt för proverna tagna i Munksjön i område cb Tabergsån, där 82–85 % av totalhalterna förklaras med faktor 5. Det finns även ett stort inslag av klorfenol-användning i proverna från Sörviken i område ad Olshammar, upp till 43 % på lokal ad011. I provet taget längst in i Sörviken (ad008) är emellertid klorfenolfaktorn mycket låg, under 1 %. Det är möjligt att klorfenolföroreningen i Sörviken är relaterad till ett nedlagt sågverk som var placerat längre söderut än det fortfarande aktiva Aspa bruk som tillverkar sulfatmassa. Detta

skulle kunna förklara det låga inflytandet från klorfenolkällan på lokal ad008 jämfört med andra lokaler i Sörviken, men resultaten för enstaka prov bör tolkas med försiktighet.

Den faktor som hade den jämnaste fördelningen mellan lokaler på haltbasis (det vill säga förklarade liknande halter på lokalerna) var faktor 4, det vill säga atmosfärisk deposition representativ för södra Sverige. Den var också den dominerande faktorn som ett medeltal över alla lokaler (37 %). På lokaler som hade en stark påverkan av faktor 3 eller 5 var andelen av faktor 4 lägre, men halten orsakad av denna faktor var liknande. Detta är rimligt med tanke på att atmosfärisk deposition bör vara likartad över ett större geografiskt område till skillnad från utsläpp från punktkällor.

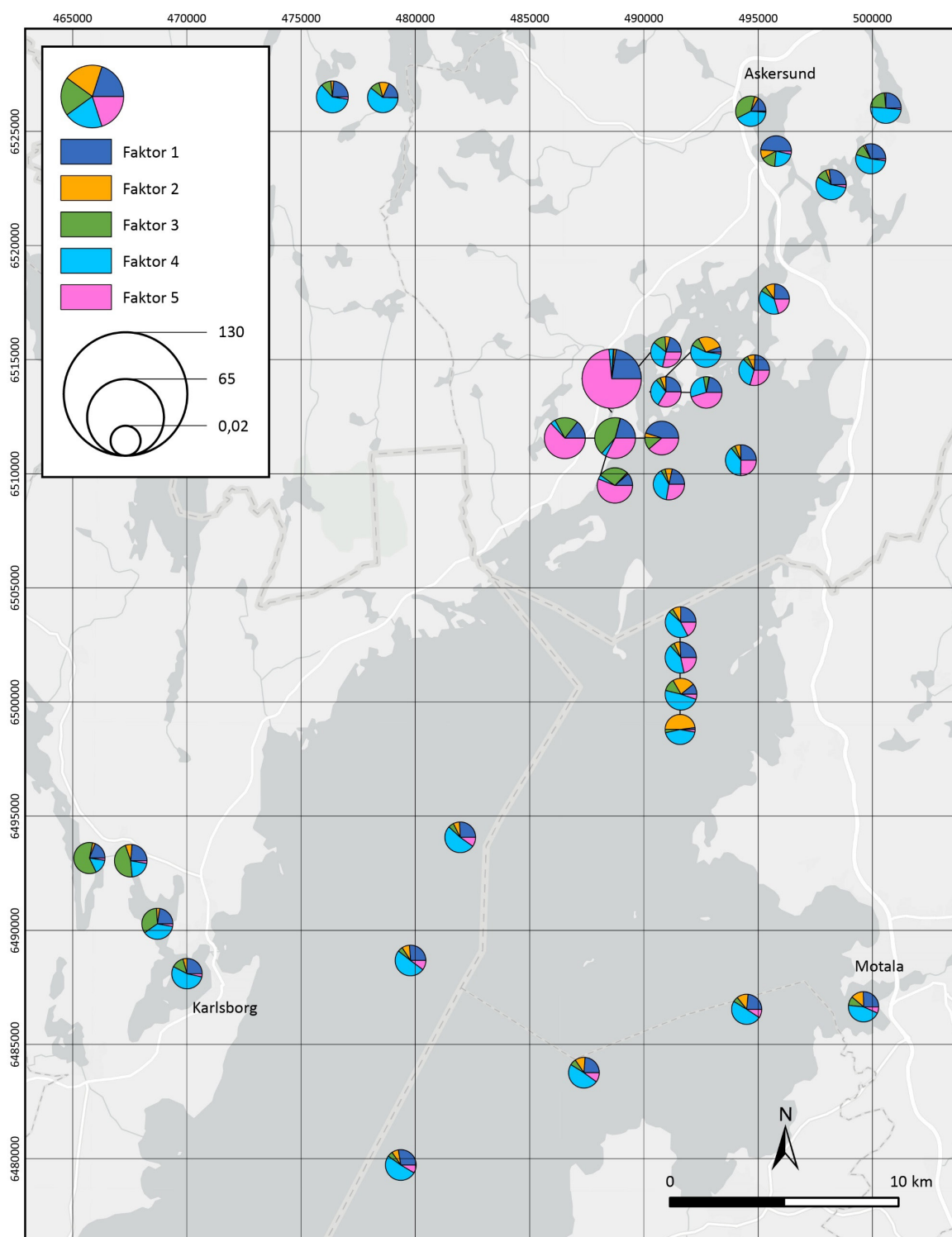
Faktor 2, som var svårdefinierad men mest liknade profilen för förbränning, förklarar liksom faktor 4 relativt jämna halter i proverna. Noterbart är att andelen som utgörs av faktor 2 ökar nedåt i de flesta av sedimentkärnorna, och står för så mycket som 82 % på 27–32 cm djup på lokal b4 och 48 % på 20–23 cm djup på b1. Detta kan tyda på att faktor 2 är en mer konstant källa över tid än de övriga faktorerna, även faktor 4 som representerar atmosfärisk deposition. På det hela taget är faktor 2 den källprofil som förklarar lägst andel av PCDD/F-halterna, endast 10 %.

Faktor 1, slutligen, verkar ha gett upphov till högre halter i Sörviken i område ad Olshammar och Munksjön i område cb Tabergsås än i övriga prov. Detta slår emellertid inte igenom i cirkeldiagrammen i figur 36–37, då dessa områden är högförorenade av faktor 3 och 5 vilket gör att övriga faktorer förefaller mindre viktiga. Att det geografiska mönstret för faktor 1 ser ut så här tyder på att den snarare representerar pentaklorfenolförorening än en bakgrundshalt från atmosfärisk deposition, även om den mest troligt är en blandning av dessa två.

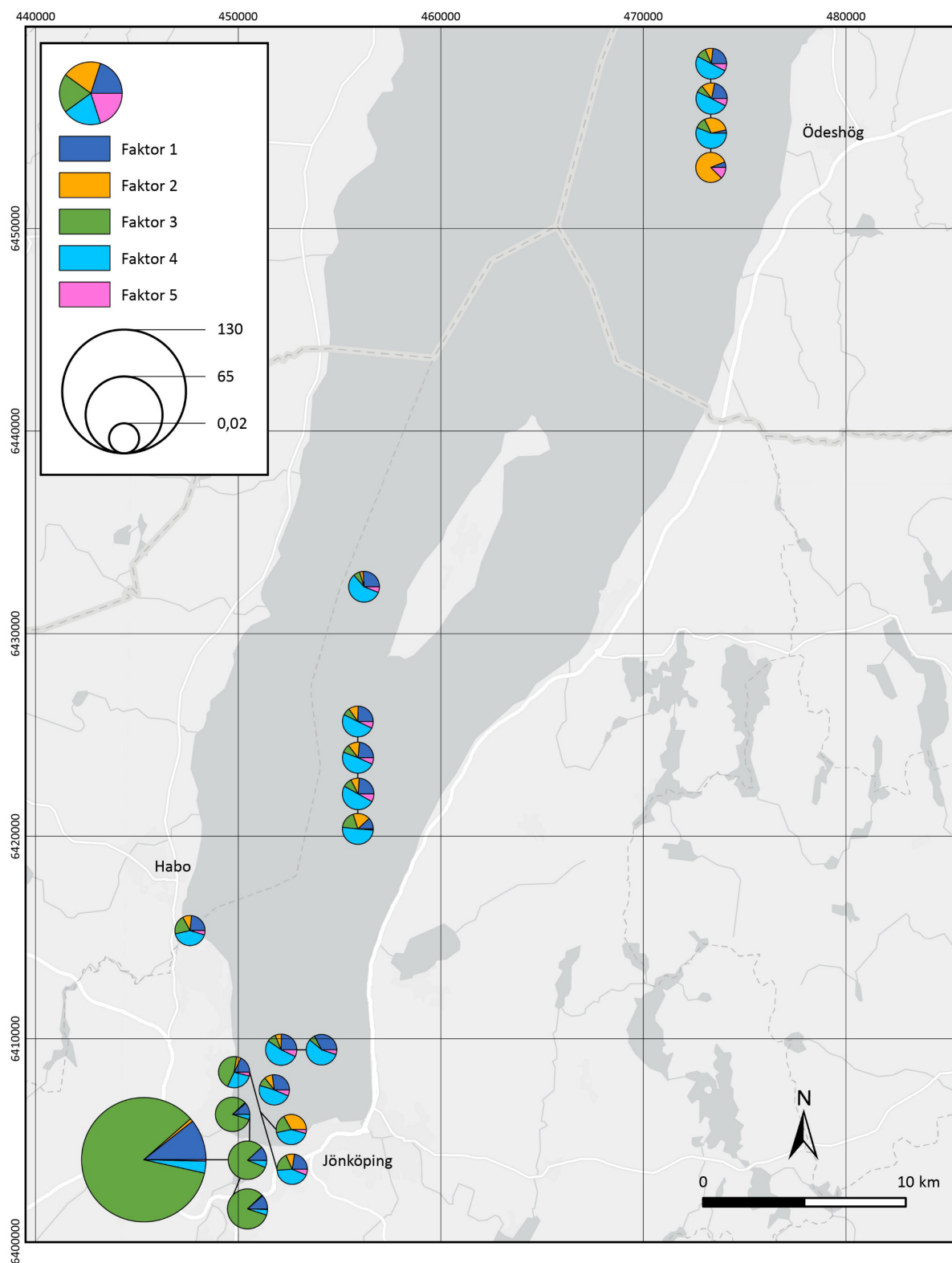
Resultaten från källspårningen av PCDD/F i Vättern kommer att kompletteras med ytterligare prov och statistiska analyser inom det pågående forskningsprojektet TRACED.

Övriga ämnen

Även andra grupper av föroreningar som PFAS, PAH:er och grundämnen har undersökts för att få information om potentiella källor. Då inte lika många ämnen analyserades inom dessa grupper jämfört med PCDD/F blev det svårare att urskilja olika källprofiler. För PFAS var dessutom detektionsfrekvensen låg, i genomsnitt 14 % för de undersökta ämnena. En del PFAS kunde aldrig detekteras (detektionsfrekvens 0 %), medan endast tre ämnen kunde mätas i mer än hälften av proverna (detektionsfrekvens på mer än 50 %). Denna låga detektionsfrekvens gjorde att det inte var möjligt att använda föroreningsmönstret för att försöka spåra källor till PFAS. För PAH:er och grundämnen var detektionsfrekvensen generellt högre, och i synnerhet för grundämnen mycket bra. Dessa grupper bestod av 16 respektive 20 ämnen, och det var möjligt att genomföra en källspårning med EPA-PMF. Resultaten blev modeller med tre olika faktorer (källprofiler), som emellertid inte gav så mycket extra information jämfört med det som redan hade observerats visuellt i diagrammen över grundämnesshalter (se fig. 9–18) samt mönstret av olika PAH:er i olika prov (resultat inte visade). Det är sannolikt att PMF-analyserna hade blivit mer givande om antalet ämnen (variabler) inom respektive grupp hade varit större.



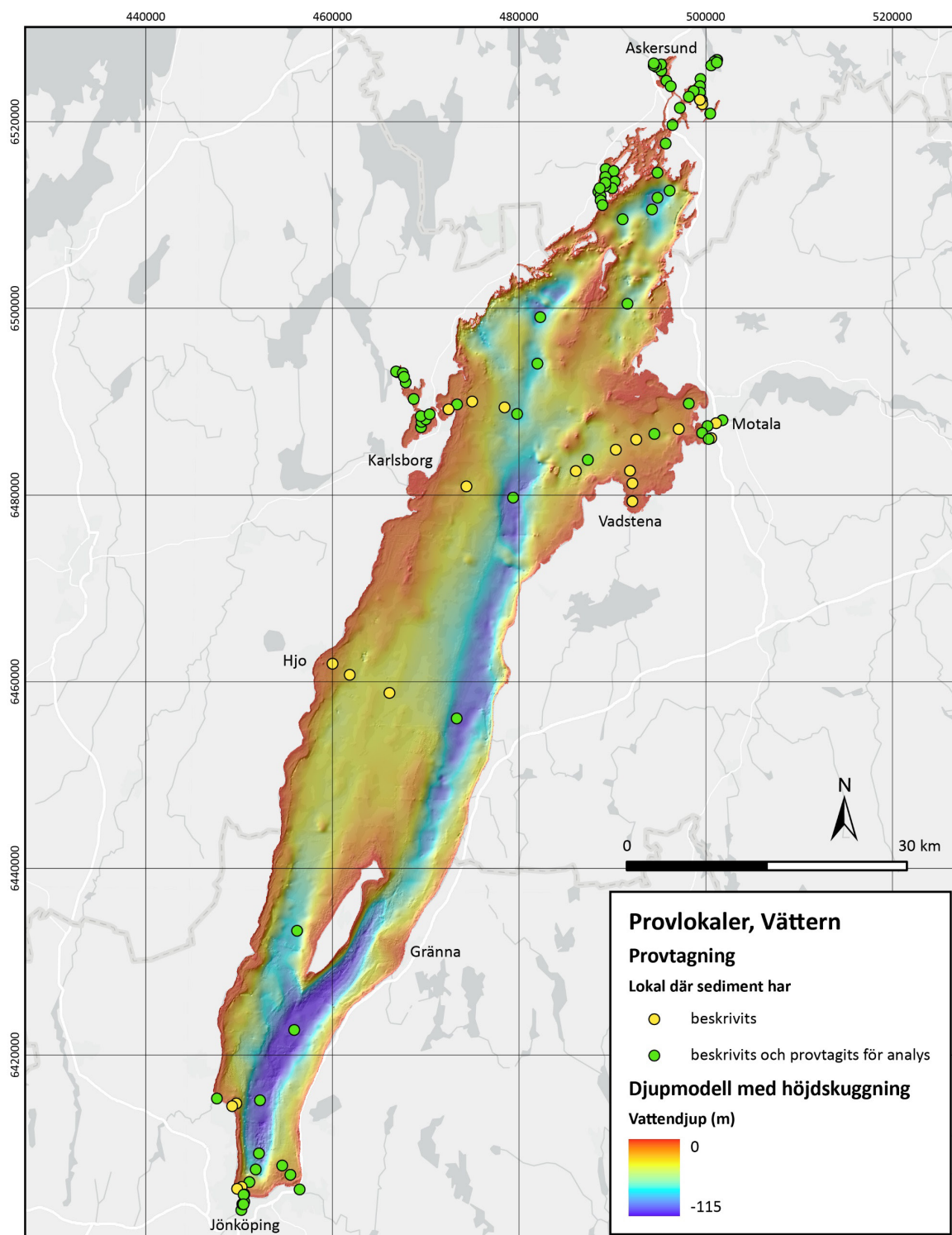
Figur 36. Resultatet av källspårningen av PCDD/F i norra Vättern. De olika faktorerna förklaras i tabell 7. Storleken på cirkelarna är relaterade till den uppmätta halten av de 17 vanligtvis mätta PCDD/F, men inte helt proportionerlig då en minimi- och maximistorlek på cirkelarna krävdes av visuella skäl. De två proven från småsjöar runt Vänern, som förutsätts få föroreningar företrädesvis från atmosfärisk deposition, har lagts in längst upp i kartan till vänster. För sedimentkärnorna från utsjö-lokalerna har proverna placerats i rätt ordning (ytsediment längst upp).



Figur 37. Resultaten av källspårningen av PCDD/F i södra Vättern. De olika faktorerna förklaras i tabell 7. Storleken på cirklarna är relaterade till den uppmätta halten av de 17 vanligtvis mätta PCDD/F, men inte helt proportionerlig då en minimi- och maximistorlek på cirklarna krävdes av visuella skäl. För sedimentkärnorna från utsjölokalerna har proverna placerats i rätt ordning (yt sediment längst upp).

Områdesvisa resultat

Här presenteras resultaten för respektive undersökt område, med start i Örebro län och fortsättning medsols. Resultaten från utsjölokaler presenteras samlat i slutet oavsett vilket län de tillhör. I de fall en transekt har gjorts utåt från de strandnära områdena (se fig. 1, 38), kan en del lokaler på transekten ligga i Storsjön, även om de i resultatpresentationen nedan hör till respektive strandnära område.



Figur 38. Översiktskarta med samtliga provlokaler och information om huruvida de har provtagits för miljökemisk analys.

Område aa Alsen

Området ligger i Askersunds kommun, Örebro län (fig. 39). Sjön Alsen ligger i Vätterns norra del och har förbindelse med Vättern via Lilla sundet i väster samt Edösundet och Stora Hammarsundet i öster. I norra delen av Alsen ligger Askersund och där mynnar också Alsens två största tillflöden, Bronaån och Dohnaforsån. Utflödet från Alsen sker i söder vid Stjärnsund till de tidigare nämnda sunden Lilla sundet samt Edösundet och Stora Hammarsundet. I anslutning till Askersund har två områden sjömätts, väster respektive öster om Borgmästarholmen. Förutom det har även en transekt genom Alsen, från Askersund till Stjärnsund, sjömätts. Sju lokaler i området har provtagits (tabell 8). Från samtliga lokaler har ytprov (0–5 cm) skickats för miljökemisk analys och på en av lokalerna analyserades även två djupare nivåer i sedimentet.

Tabell 8. Sedimentundersökningar i område aa Alsen. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggs paket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggs paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; oPAH – oxy-PAH (när endast denna analys gjordes, inte hela TP2); Cr6+ – sexvärt krom; Läk – läkemedel; CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används; samt Pb-210 – när kärnan har daterats med hjälp av Pb-210.

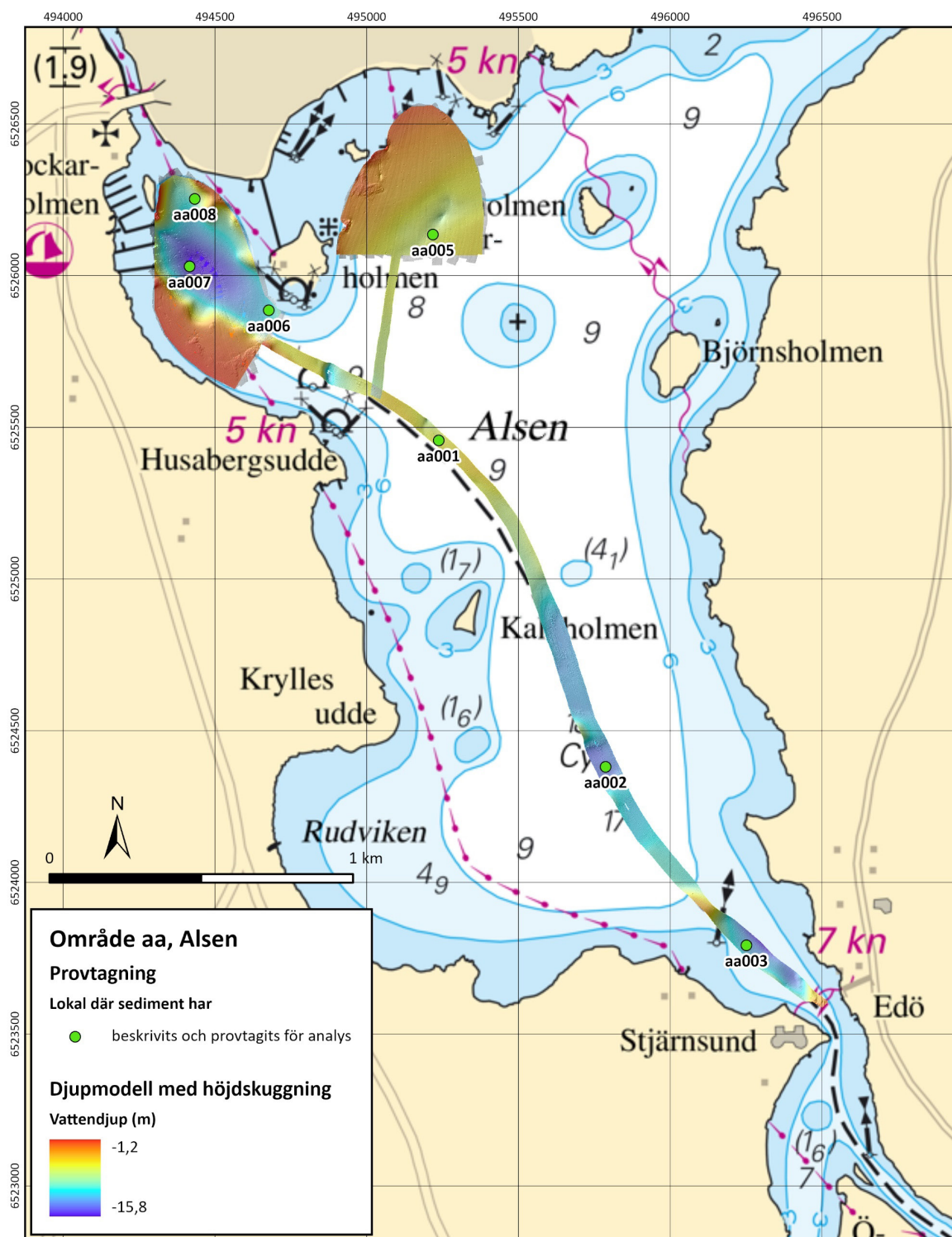
Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analys
aa001	9,0	0–30: Postglacial lergyttja 30–46: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1**, oPAH, Cr6+, CUP
aa002	18	0–64: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1**, oPAH, Cr6+, Pb-210
aa003	15	0–46: Postglacial lergyttja	0–5	GP
aa005	8,2	0–35: Postglacial gyttjelera 36–52: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, oPAH, Cr6+, Läk
aa006	12	0–42: Postglacial gyttjelera	0–5 10–15 20–25	GP, TP1, oPAH, Cr6+ GP, TP1, oPAH, Cr6+ GP, TP1, oPAH, Cr6+
aa007	16	0–44: Postglacial lergyttja	0–5	GP
aa008*	11	0–41: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP2, Cr6+

*Även duplikat aa009

**Diuron inte inkluderat

Bakgrund

Askersund och de verksamheter som har funnits och fortfarande finns där är den främsta anledningen till att området inkluderades i undersökningen. Exempel på verksamheter i Askersund är avloppsreningsverk vid Alsen, kromgarveri vid Bronaåns utlopp, verkstadsindustri, kemtvätt med lösningsmedel samt betning av säd vid hamnen. Syftet med transekten är att undersöka om det har skett någon förorenings spridning från Askersund längs Alsen ut till dess utlopp mot Edösundet.



Figur 39. Översikt över område aa Ålsen, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Det går ett stråk med isälvsavlagringar i Alsens västra del; bland annat ligger Stjärnsunds slott och Askersunds landskyrka på dessa bildningar. På Alsens östra sida dominerar ett sprickdalslandskap där det i dalgångarna finns lera, silt och torv. Sjön Ålsen är det område som har den klart högsta sedimentackumulationshastigheten i den här undersökningen. Den bestämdes till 4,5 cm/år i ett prov som togs på lokal aa002 i södra delen av sjön. Det kanske kan förklaras av att Alsens båda

tillflöden rinner genom jordbruksmark med till stor del postglaciala leror, och att det därmed transporteras mycket sedimentpartiklar till Alsen. Den djupaste delen av Alsen är enligt sjökortet 17 m medan vattendjupet i Edösundet vid Stjärnsund är drygt 5 m djupt, vilket förmodligen gör att Alsen fungerar som en effektiv sedimentfälla för sedimentpartiklar från de två inflödena. Detta styrks även av sedimentekolodsprofilerna där det syns upp till 30 m mäktiga lager med avsatta leror eller gyttjeleror. Dessa verkar täcka större delen av sjön men på grundare områden, som närmast stränderna, kan bottenarna bestå av grövre sediment. Med hjälp av det hydroakustiska underlaget har de utvalda provlokalerna placerats på förmodade ackumulationsbottnar, något som de fysikaliska parametrarna (torrsubstans, TOC) i de tagna proverna bekräftar.

Miljökemiska förhållanden

Provtagning av ytsediment (0–5 cm) för kemisk analys har gjorts på sju lokaler. På en av dessa, aa006, har även två djupare nivåer provtagits. I tabellerna som redovisar föroreningssituationen (tabell 9–11) är lokalerna ordnade i geografisk ordning från Askersund och utåt. Lokal aa008, aa007 och aa006 ligger väster om Borgmästarholmen, aa005 öster om denna, och aa001 till aa003 längs en transekt ut mot Edösundet. På andra sidan om Edösundet tar område ac Grönsundet vid, och österut finns område ac Kärrafjärden.

Halterna av grundämnen i området ligger i mellanskiktet av de undersökta områdena; varken högst eller lägst. Generellt ligger halterna i klasserna 1–3 för de ämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (tabell 9). Zink har däremot halter som generellt ligger i klasserna 4–5, det vill säga stor eller mycket stor avvikelse från jämförvärdet. Det är tydligt att halterna av de flesta grundämnen ökar utåt mot Edösundet, möjligtvis på grund av påverkan från de höga halterna i område ac Kärrafjärden. De ökande halterna utåt är tydliga för exempelvis arsenik, bly och zink. För en del grundämnen är halterna höga även på lokal aa005, det vill säga öster om Borgmästarholmen, och det finns därmed en skillnad i halter gentemot väster om Borgmästarholmen trots att båda områdena är nära tätorten. Möjligtvis beror denna skillnad på inflödet av avatten väster om holmen. För kvicksilver och metylkvicksilver är halterna däremot högst i det västra området där Bronaån och Dohnaforsån mynnar.

På lokal aa002 har sedimentets ackumulationshastighet bestämts till 4,5 cm/år, och provet från 0–5 cm på denna lokal motsvarar alltså de partiklar och föroreningar som sedimenterat under ungefär ett år innan provtagningen i oktober 2022. Föroreningshalterna i provet återspeglar därför den nutida föroreningssituationen i området. Djupare nivåer i sedimentet provtogs på lokal aa006. Här har inte ackumulationshastigheten bestämts och det går därför inte att säga ungefär vilka tidsintervall de olika nivåerna motsvarar. Halterna av grundämnen är dock relativt jämna mellan de olika nivåerna.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För kadmium och bly överskrids dessa i åtta av nio prov från området; för koppar överskrids det inte i något av proverna (tabell 11).

Halterna av organiska föroreningar varierar från klass 1 till 5, det vill säga mycket låg till mycket hög halt, enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (tabell 10). De högsta halterna av många ämnen förekommer i proverna från djupare nivåer i sedimentet på lokal aa006, bland annat för $\sum$ DDT, PAH₁₆, PCB₇, PCDD/F och TBT med nedbrytningsprodukter. Detta tyder på att det var en värre föroreningssituation i Alsen tidigare, åtminstone för dessa ämnen, även om det inte går att säga vilket tidsintervall som proverna representerar. Av de tre ämnen som ingår i $\sum$ DDT var *p,p'*-DDT aldrig över rapporteringsgränsen i Alsen, utan summan dominerades av *p,p'*-DDE som hade ungefär dubbelt så hög halt som *p,p'*-DDD. Att bara nedbrytningsprodukterna kan uppmätas tyder på att det rör sig om äldre utsläpp. HCB förekom i halter över rapporteringsgränsen på de två stationerna längst in i Alsen, aa008 och aa007, men halterna var endast medelhöga.

Den högsta halten av summan PFAS₃₄ förekommer även den på en djupare nivå (20–25 cm) på lokal aa006. Detta beror främst på att ämnet EtFOSAA hade en halt över rapporteringsgränsen här; i övrigt kunde ämnet bara uppmätas i område cb Tabergsån. Halterna av PFOS, däremot, tenderade att öka längs transekten utåt mot Edösundet.

Generellt ligger halterna av organiska föroreningar i Alsen, i likhet med grundämnen, i mellan-skiktet av de undersökta områdena. Vad gäller TBT och de andra tennföreningarna DBT och MBT är däremot Alsen ett av de mest förorenade områdena i undersökningen. Detta är sannolikt kopplat till att det finns småbåtshamnar och båtuppläggningsplatser i området, och möjligtvis även till att det tidigare har förekommit fartygstrafik, även om TBT användes först från 1960-talet. Cybutryn, även känt som Irgarol, har i likhet med TBT använts som bland annat biocid för båt-bottenskydd, och de tre högst uppmätta halterna av cybutryn inom undersökningen förekommer på lokal aa006 i Alsen. Detta är en halt på 9,5 µg/kg ts på nivån 20–25 cm, 6,0 µg/kg ts på nivån 10–15 cm och 2,8 µg/kg ts i ytsedimentet 0–5 cm. Halterna minskar således mot ytan, vilket visar att användning och utsläpp har minskat sedan förbud successivt har införts, såväl för TBT som cybutryn. För att utvärdera nedbrytningen kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT. Denna visar på en långt gången nedbrytning på lokalerna aa005-007 (kvot 0,24–0,38) och en nedbrytning även på lokalerna aa008 och aa001-003 (kvot 0,58–1,1).

För antracen, fluoranten, TBT, och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (Hav 2019). För TBT överskreds gränsvärdet i alla nio prov trots att ämnet länge har varit förbjudet (tabell 11). För de två PAH:erna antracen och fluoranten överskreds inte gränsvärdena i något av proverna. Siloxaner undersöktes i ett av nio prov och både D5 och D4 var under rapporteringsgränsen. För D5 överskreds inte den effektbaserade bedömningsgrunden och för D4 är det oklart om den överskreds då rapporteringsgränsen är hög jämfört med bedömningsgrunden.

Cr⁶⁺ analyserades i sju prov i Alsen men var aldrig över rapporteringsgränsen; det var inte heller läkemedlen som analyserades i ett prov. Oxy-PAH analyserades i sju prov men endast ett ämne, 2-metylantrakinon, var över rapporteringsgränsen i ett prov (aa006, 0–5 cm). Alkylerade PAH:er förekom i halter över rapporteringsgränsen i alla sex analyserade prov, med en summahalt mellan 0,2 och 1,2 mg/kg ts. Oljeindex kunde också uppmätas i samma sex prov, i halter mellan 56 och 151 mg/kg ts. En del ämnesgrupper analyserades på en lokal i området, aa008. Detta omfattar alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater. Av dessa var det bara en organofosfat, TCPP, som kunde uppmätas i en halt av 420 µg/kg ts. Förutom DDT och relaterade ämnen samt HCB var det inga andra klorerade bekämpningsmedel som hade halter över rapporteringsgränsen i Alsen. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i ett prov från Alsen. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

Tabell 9. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område aa Alsen. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
aa008*	0–5	8,14	3,09	13,2	31,8	38,9	0,351	23,9	16,0	187	8,55	1 430	3,48
aa007	0–5	4,97	1,38	8,49	15,6	16,6	0,158	15,9	10,1	86,4	5,08	548	3,86
aa006	0–5	8,28	3,76	14,0	29,0	35,6	0,305	21,3	16,8	225	8,10	1 530	1,77
aa006	10–15	8,89	4,23	13,1	29,5	35,0	0,245	23,1	15,0	246	7,70	1 620	0,378
aa006	20–25	9,80	4,30	13,6	32,9	36,4	0,274	21,9	15,7	235	7,64	1 710	1,46
aa005	0–5	9,72	8,48	16,0	36,3	55,0	0,255	27,5	19,6	345	8,98	2 620	<0,05
aa001	0–5	11,2	9,88	18,8	37,6	59,3	0,160	29,3	23,4	387	9,50	3 130	0,405
aa002	0–5	12,8	5,87	18,1	26,5	46,9	0,123	25,0	20,7	365	8,78	2 560	0,605
aa003	0–5	13,9	10,1	18,4	31,1	56,7	0,129	26,6	23,9	505	9,41	3 510	0,604

Klass 1 Ingen avvikelse från jämförvärde

Klass 2 Liten avvikelse från jämförvärde

Klass 3 Tydlig avvikelse från jämförvärde

Klass 4 Stor avvikelse från jämförvärde

Klass 5 Mycket stor avvikelse från jämförvärde

*Även duplikat aa009

Tabell 10. Halter av organiska föroreningar, torrsubstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område aa Alsen. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljödirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå	TS	TOC	ΣDDT	ΣFtalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm		%	µg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
aa008*	0–5	14	7,4	-	-	0,21	922	-	6,8	0,19	0,50	19	5,2	14	2,6	0,05
aa007	0–5	22	5,6	-	-	0,16	376	-	2,6	0,11	0,24	11	3,3	4,3	0,49	0,02
aa005	0–5	11	6,7	3,5	140	<0,3	865	0,25	7,1	0,20	0,48	35	12	16	3,4	0,06
aa006	0–5	13	6,7	2,3	120	<0,3	503	0,22	5,5	0,20	0,51	17	7,4	9,1	2,2	0,04
aa006	10–15	18	6,1	8,6	140	<0,6	6 900	0,19	6,8	0,16	0,41	28	10	9,4	3,5	0,05
aa006	20–25	20	5,4	11	180	<0,3	4 290	0,18	8,9	0,17	1,1	41	14	21	4,3	0,06
aa001	0–5	11	6,9	0	282	<0,3	553	0,25	7,1	0,29	0,86	11	2,0	15	1,4	0,05
aa002	0–5	10	7,4	0	155	<0,3	492	0,09	5,5	0,30	0,85	5,7	8,2	12	2,8	0,04
aa003	0–5	12	7,6	-	-	<0,3	567	-	4,6	0,38	0,91	10	2,4	7,2	1,8	0,03

Klass 1 Mycket låg halt

Klass 2 Låg halt

Klass 3 Medelhög halt

Klass 4 Hög halt

Klass 5 Mycket hög halt

*Även duplikat aa009

Tabell 11. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område aa Alsen. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
aa008*	0–5	1,3	0,45	1,4	0,36	0,04	6,0	<0,1	<23
aa007	0–5	0,60	0,04	0,66	0,18	0,03	2,4	-	-
aa005	0–5	3,7	0,83	2,7	0,33	0,05	7,6	-	-
aa006	0–5	1,6	0,43	1,7	0,21	0,03	4,3	-	-
aa006	10–15	1,8	0,46	1,9	0,32	0,05	4,8	-	-
aa006	20–25	1,9	0,55	1,8	0,52	0,05	12	-	-
aa001	0–5	4,3	0,89	3,0	0,15	0,02	6,6	-	-
aa002	0–5	2,6	0,60	2,8	0,15	0,02	5,0	-	-
aa003	0–5	4,4	0,77	3,9	0,21	0,02	3,0	-	-

	Halt överskrider bedömningsgrund
	Halt underskrider bedömningsgrund
	Kvot bör tolkas med försiktighet

*Även duplikat aa009

Sammanfattning av område aa Alsen

Alsen är en sjö med kraftig sedimentering av partiklar, troligtvis i större delen av sjön, men åtminstone i de södra delarna där en ackumulationshastighet på 4,5 cm/år uppmäts. Detta var den överlägset högsta ackumulationshastigheten som observerats i projektet; övriga prov hade som mest en ackumulationshastighet på 0,9 cm/år (se fig. 8). När projektet inleddes förmodades Askersund vara den troliga källan till eventuell förorening i Alsen, men i stället visade det sig finnas en tydlig gradient med högre halter av många grundämnen närmast Edösundet och avtagande halter inåt mot Askersund. Troligtvis beror detta på förorening från område ac Kärarfjärden, även om det är överraskande att det finns en sådan föroreningstransport. Halterna av Cr^{6+} var aldrig över rapporteringsgränserna och halterna av krom var inte heller förhöjda i området i förhållande till andra områden i undersökningen.

De högsta nivåerna av många organiska föroreningar förekommer på djupare nivåer i sedimentet, vilket tyder på att belastningen har minskat över tid. Över lag är halterna i ytsediment i Alsen inte förhöjda jämfört med andra områden i undersökningen. Ett undantag är tennorganiska föreningar, där Alsen är bland de mest förorenade områdena. Nedbrytningsprodukterna dominerar i förhållande till TBT, vilket visar att det är äldre utsläpp, men bedömningsgrunden för TBT överskrids i alla prov. Likaså överskrider kadmium och bly sina bedömningsgrunder i alla prov utom ett. Ett prov från Alsen analyserades för så kallade nutida bekämpningsmedel. Detta prov hade flest ämnen över rapporteringsgränserna även om summahalterna bara var de tredje högsta i undersökningen.

Område ab Åmmelången

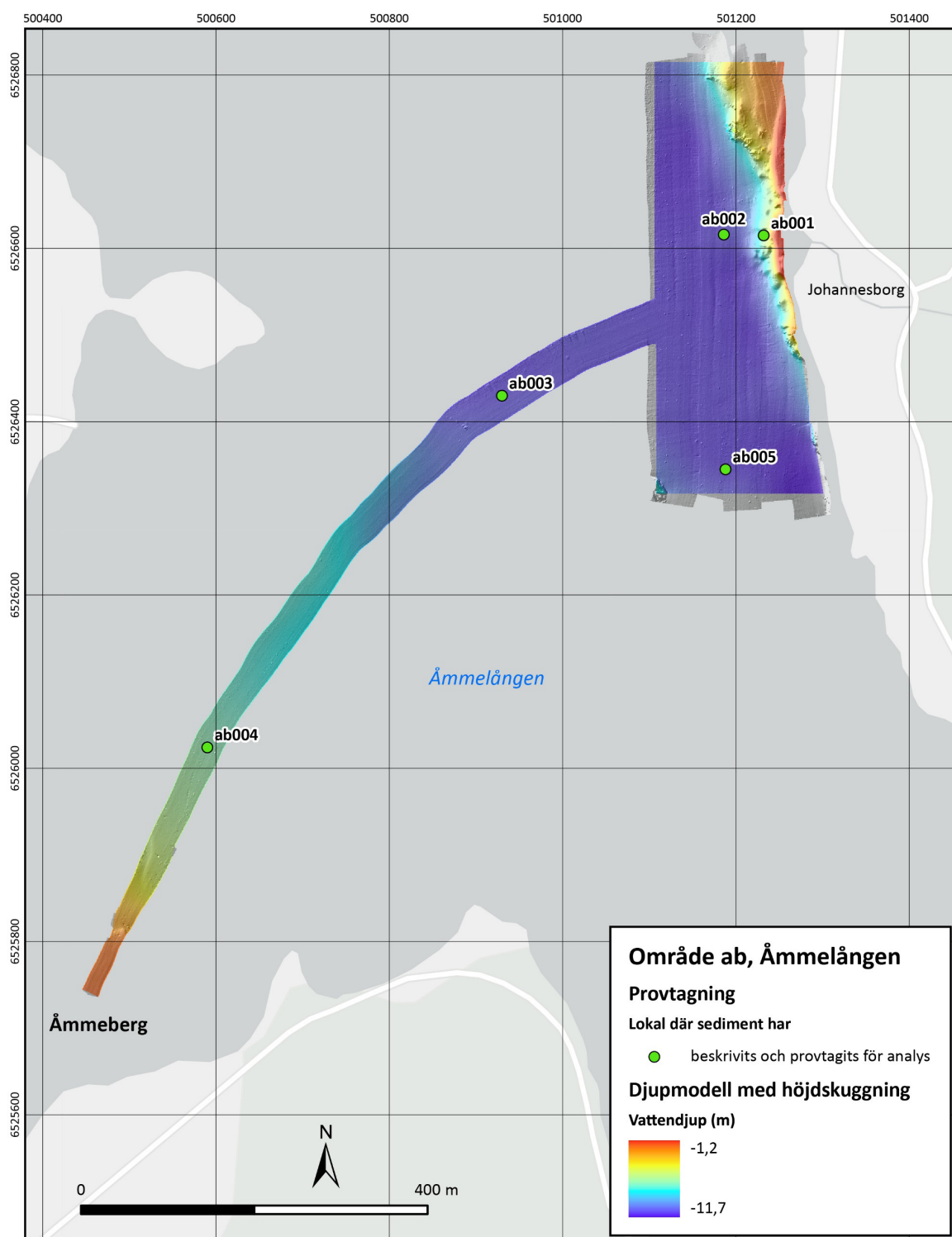
Området ligger i Askersunds kommun, Örebro län (fig. 40). Sjön Åmmelången ligger strax uppströms Vättern. Åmmelångens största tillflöde är Skyllbergsån som rinner in i den norra änden av sjön. På Åmmelångens östra sida mynnar även Venaån som har sina källor söderut mot Zinkgruvan. Även Garpaån som mynnar i Åmmelångens södra ände har sina källflöden söderut mot Zinkgruvan. Utflödet från Åmmelången sker genom ett vattendrag som rinner genom samhället Åmmeberg och vidare ut i Kärrafjärden (område ac). I Åmmelången sjömättes ett område på östra sidan, i anslutning till Johannesborg, samt en transekt från Johannesborg över sjön mot utloppet vid Åmmeberg. Totalt undersöktes fem lokaler i Åmmelången, tre lokaler vid östra stranden i anslutning till Johannesborg och två lokaler utefter transekten (tabell 12). På samtliga fem lokaler provtogs ytan för miljökemisk analys och en lokal provtogs även på en djupare nivå.

Tabell 12. Sedimentundersökningar i område ab Åmmelången. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggs paket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; samt TP2 – tilläggs paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
ab001	6,9	0–10: Postglacial gyttjig lerig silt	0–5	GP (exkl. metyl-Hg, PAH, PFAS, tennföreningar)
ab002	11	0–5: Postglacial siltig lergyttja 5–10: Postglacial gyttjig lerig silt	0–5 5–10	GP, TP1, TP2 GP, TP1
ab003	10	0–15: Postglacial gyttjelera	0–5	GP
ab004	7,0	0–15: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1
ab005	11	0–49: Postglacial gyttjelera	0–5	GP

Bakgrund

Anledningen till att Åmmelången är med i den här undersökningen är de vaskverk som tidigare har legat vid Johannesborg. Vaskverken var kopplade till Vena gamla gruvfält öster om Åmmelången. Vid Johannesborg mynnar Venaån som uppströms passerar Vena gruvfält och Zinkgruvan, där dess källflöden ligger. Venaån gav energi till både de båda vaskverken som har legat i anslutning till ån samt till den stånggång som drev pumpar och hissanordningar i gruvhålen i Vena gruvfält. Området var aktivt från omkring 1770 till 1870-talet. Inledningsvis bröt man framför allt koppar och sedan även kobolt. I ett senare skede anrikade man även bly på platsen men då togs malmen från Zinkgruvan. Verksamheten vid vaskverket avslutades 1895 och byggnaderna revs slutligen 1906. Bearbetningen vid vaskverken var inte så effektiv så mycket av de brytvärda ämnena har följt med vasksanden ut i Åmmelången. Förorenad mark på land inom vaskverkets område har sanerats genom att påverkad jord har schaktats bort. Vasksanden i Åmmelången, belägen i direkt anslutning till platsen för vaskverket, har inte åtgärdats.



Figur 40. Översikt över område ab Åmmelången, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Sjön Åmmelången fyller ut en sprickdal i riktningen nordnordväst–sydsydost. Sjön omges till största delen av bergs- och moränterräng samt postglacial lera-silt i lägre liggande terräng. Sjöns maxdjup ligger i dess södra och bredaste del där det är omkring 10 m djupt. I den norra smalare delen av sjön är maxdjupet omkring 8 m.

På transekten från Johannesborg mot Åmmelångens utlopp finns upp till 10 m mäktiga lager av lera och gyttjelera. Dessa ackumulationssediment täcker troligtvis större delen av sjöns botten, i alla fall i sjöns djupare delar. På sedimentekolodsprofilen ser man utanför Johannesborg, på cirka 7 m djup, att ackumulationsbotten tunnar ut och ersätts med transport- eller erosionsbotten. Det märktes också vid provtagningen på lokal ab001 som ligger på 6,9 m djup. Det stannade inte kvar något material i kajakprovtagaren på denna lokal, något som är vanligt vid siltigare-sandigare botten. Vid provtagningen med Ekmanhuggaren erhöles material som klassades som postglacial gyttjig lerig silt, men materialet varierade mycket mellan de olika huggen och vid några hugg erhöles bara silt och sand. Detta talar också för att lokalen ligger på gränsen mellan ackumulations- och erosionsbotten.

Miljökemiska förhållanden

Ytsediment (0–5 cm) provtogs för kemisk analys på alla fem undersökta lokaler i Åmmelången, och på ab002 provtogs även en djupare nivå (5–10 cm). I tabellerna som redovisar förorenings-situationen (tabell 13–15) är lokalerna ordnade i ungefärlig geografisk ordning från Johannesborg mot Åmmeberg.

I Åmmelången är halterna av många grundämnen extremt höga och klassas ha mycket stor avvikelse från jämförvärde för arsenik, kadmium, koppar, bly och zink (tabell 13). Åmmelången är det område inom undersökningen som har högst halter av arsenik, kadmium, kobolt, bly och zink, samt även av antimon, molybden och svavel. De högsta halterna inom området förekommer nära Johannesborg, och i synnerhet på den djupare nivån (5–10 cm) på lokal ab002. Ackumulationshastigheten har inte bestämts i detta område och det går därför inte att säga ungefär vilka tidsintervall de olika nivåerna på ab002 motsvarar. Provet från 5–10 cm hade en mycket hög torrsubstanshalt och låg TOC-halt, 49 respektive 1,7 % (tabell 14), och det utgörs av silt i stället för lera (tabell 12). Vid provtagningen noterades att den nedre enheten var betydligt fastare än den övre, att den nedre hade en mörkare, lila-brun färg och att det är möjligt att gränsen mellan dessa enheter återspeglar tidpunkten då verksamheten i området upphörde. Provet från 5–10 cm skulle i så fall representera material som sköljts ut från Johannesborg under dess aktiva period, det vill säga att materialet utgörs av vasssand, medan provet från 0–5 cm representerar material som transporterats ut från land under senare tid. De högsta halterna av arsenik förekom emellertid inte på den djupare nivån utan i ytsediment från lokal ab001. Åmmelången är ett av de områden i undersökningen som är mest förorenade av kvicksilver, men däremot är halterna av metylkvicksilver inte genomgående förhöjda.

De effektbaserade bedömningsgrunderna för kadmium, koppar och bly enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) överskrids i alla prov i Åmmelången, i en del med extremt höga kvoter (tabell 15). Generellt var överskridandet som störst för bly, följt av kadmium och sedan koppar.

Vad gäller organiska föroreningar är Åmmelången ett av de minst förorenade områdena i undersökningen (tabell 14). Halterna av PAH är något förhöjda, i synnerhet på lokalerna närmare Åmmeberg, men för många andra ämnesgrupper är halterna bland de lägsta i undersökningen, till exempel för PFAS samt för TBT som aldrig förekommer i halter över rapporteringsgränsen. Inte heller cybutryn, en annan biocid som använts i båtbottnfärg, kunde uppmätas i Åmmelången. På lokalen närmast Johannesborg, ab001, analyserades bara PCB och PCDD/F då detta inte ansågs vara en regelrätt ackumulationsbotten vid provtagningen. Detta visas även av den höga torrsubstanshalten på 39 % (tabell 14), medan TOC-halten är relativt normal jämfört med hela undersökningen men något för låg för att komma från en humusrik mindre sjö. Halterna av PCB och PCDD/F var låga i detta prov. Även i det djupare provet från ab002 var halterna av organiska föroreningar låga, förutom för PAH. För ftalater och PBDE₆ hade inget ämne halter över rapporteringsgränserna i Åmmelången, vilket leder till summahalter på noll för alla analyserade prov. En tendens till något högre halter av organiska föroreningar närmare Åmmeberg kan ses

(tabell 14), även om det för många ämnen fortfarande är låga halter eller till och med under rapporteringsgränserna. Oxy-PAH, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i ett prov i Åmmelången men alla ämnen var under rapporteringsgränserna. Alkylerade PAH:er förekom i halter över rapporteringsgränsen i alla tre analyserade prov, med en summahalt mellan 0,11 och 0,73 mg/kg ts, det vill säga liknande området aa Alsen. Oljeindex kunde också uppmätas i samma tre prov, i halter mellan 26 och 112 mg/kg ts. De lägsta halterna av dessa två grupper förekom i det djupare provet från ab002.

Av de tre ämnen som ingår i Σ DDT var p,p' -DDT aldrig över rapporteringsgränsen i Åmmelången. I de två prov där de övriga två ämnena, p,p' -DDE och p,p' -DDD, kunde uppmätas dominerades summan av p,p' -DDD, till skillnad från i Alsen där p,p' -DDE dominerade. Möjligtvis beror detta på skillnader i syreförhållanden men det har inte undersökts. Att bara nedbrytningsprodukterna kan uppmätas tyder, liksom i Alsen, på att det rör sig om äldre utsläpp. HCB hade en medelhög halt på lokal ab002, men var i övrigt under rapporteringsgränsen. Inga andra klorerade bekämpningsmedel förekom i halter över rapporteringsgränsen i Åmmelången.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). TBT och D5 har alltid halter under rapporteringsgränserna, vilka är under bedömningsgrunderna som därmed inte överskrider (tabell 15). För D4 är rapporteringsgränsen hög jämfört med bedömningsgrunden så det är oklart om den överskrider. För fluoranten överskrider gränsvärdet aldrig. För antracen är däremot halten så hög, och TOC-halten så låg, i det djupare provet från ab002 att gränsvärdet överskrider eftersom en justering görs utifrån TOC-innehållet i sedimentet.

Tabell 13. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område ab Åmmelången. Färgen visar avvikelser från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
ab001	0–5	157	42,7	68,3	13,2	182	0,472	10,6	8,37	8 610	6,23	9 610	-
ab002	0–5	73,0	33,4	78,2	23,0	278	0,485	13,9	14,3	3 700	6,38	8 310	0,082
ab002	5–10	84,4	279	42,9	13,5	451	1,41	14,2	6,26	55 300	5,21	77 900	0,398
ab005	0–5	44,0	13,3	81,9	22,8	138	0,666	14,1	16,8	3 560	7,01	3 540	2,18
ab003	0–5	34,8	11,3	84,4	19,9	125	0,490	14,4	16,0	3 130	6,74	3 320	0,246
ab004	0–5	32,0	10,6	74,9	23,6	122	0,463	15,6	18,3	2 820	7,42	2 920	0,666
Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde												
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde												
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde												
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde												
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde												

Tabell 14. Halter av organiska föroreningar, torrsbstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område ab Åmmelången. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet. Att halterna av DL-PCB anges som 0 innebär inte nödvändigtvis att alla ämnen är under rapporteringsgränsen, men den TEQ-korrigerade summahalten är så låg att laboratoriet har angett halten som 0.

hållaren som är:

Lokal	Nivå	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm		%	μg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
ab001	0–5	39	3,7	-	-	-	-	-	0,33	-	-	-	-	-	0,41	0
ab002	0–5	22	5,4	1,7	0	0,31	1 170	0	1,6	0,081	0,17	1,9	<1	<0,2	3,8	0,01
ab002	5–10	49	1,7	0	0	<0,1	1 780	0	<0,1	<0,050	0	<1	<1	<0,2	0,87	0
ab005	0–5	14	7,7	-	-	<0,1	762	-	2,6	0,13	0,28	4,4	<1	<0,2	7,5	0,02
ab003	0–5	16	7,1	-	-	<0,3	3 610	-	2,2	0,11	0,24	2,5	1,37	<0,2	5,0	0,01
ab004	0–5	14	7,1	9,6	0	<0,3	3 260	0	3,7	0,10	0,20	2,3	2,13	<0,2	7,2	0,02
Klass 1	Mycket låg halt															
Klass 2	Låg halt															
Klass 3	Medelhög halt															
Klass 4	Hög halt															
Klass 5	Mycket hög halt															

Tabell 15. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område ab Åmmelången. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
ab001	0–5	19	6,3	66	-	-	-	-	-
ab002	0–5	15	6,7	28	0,53	0,08	<0,1	<0,1	<31
ab002	5–10	121	35	425	2,1	0,31	<0,4	-	-
ab005	0–5	5,8	2,2	27	0,15	0,03	<0,1	-	-
ab003	0–5	4,9	2,1	24	<0,1	0,03	<0,1	-	-
ab004	0–5	4,6	2,1	22	0,13	0,03	<0,1	-	-

Halt överskrider bedömningsgrund

Halt underskrider bedömningsgrund

Kvot bör tolkas med försiktighet

Sammanfattning av område ab Åmmelången

Åmmelången är kraftigt förorenat av metaller, och har de högsta halterna av många grundämnen bland de undersökta områdena. Även område ac Kärrafjärden är kraftigt förorenat och har liknande höga halter. Vad gäller kobolt har emellertid Åmmelången genomgående högre halter än Kärrafjärden, vilket är väntat med tanke på koboltbrytningen som ägt rum. Bedömningsgrunderna för metaller överskrids i alla prov, i en del fall kraftigt. De högsta halterna förekommer i ett prov från en djupare sedimentnivå nära Johannesborg och halterna minskar utåt mot Åmmeberg. Halterna av organiska föroreningar är däremot generellt låga i Åmmelången, bland de lägsta i undersökningen. Halterna av exempelvis TBT är så låga att de aldrig är över rapporteringsgränsen.

Område ac Kärrafjärden

Området ligger i Askersunds kommun, Örebro län (fig. 41). Området ligger i norra delen av Vättern, förbundet med Vättern via Stora Hammarsundet och Grönsundet. Kärrafjärden har två större tillflöden, dels ett i norr från Åmmelången som rinner genom samhället Åmmeberg, dels Salaån i sydost som kommer från Verkasjön. Uppströms Verkasjön rinner Salaån förbi flera äldre hytt- och gruvområden samt även den nu aktiva gruvan i samhället Zinkgruvan. Två större områden sjömättes heltäckande, Tomtevik i norr och östra delen av Kärrafjärden. Förutom dessa områden har även två transekter sjömätts, dels en söderut mot mynningen av Salaån, dels en från de norra delarna av Kärrafjärden mot sydväst och Stora Hammarsundet, vilket är den väg som vattnet avrinner. Vid Stora Hammarsundet tar område ac Grönsundet vid. Totalt undersöktes nio lokaler i område ac varav sex provtogs för miljökemisk analys (tabell 16). Ytsediment analyserades på alla lokalerna och på ac002 analyserades även djupare nivåer.

Tabell 16. Sedimentundersökningar i område ac Kärrafjärden. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggs paket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggs paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; KB – klorerade bekämpningsmedel (när endast denna analys gjordes, inte hela TP1); Cr6+ – sexvärt krom; samt CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analys
ac001	4,0	0–23: Postglacial gyttjelera 23–37: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, Cr ⁶⁺
ac002	16	0–17: Postglacial gyttjelera 17–59: Postglacial lera	0–5 10–15 20–25	GP, TP1, TP2, Cr ⁶⁺ , CUP GP, Cr ⁶⁺ , KB GP, Cr ⁶⁺ , KB
ac003*	16	0–23: Postglacial gyttjelera 23–31: Ljus avsättning i lerfraktion 31–39: Brun avsättning i lerfraktion 39–52: Ljus avsättning i siltfraktion	0–5	GP, TP1, Cr ⁶⁺
ac004	11	–	–	–
ac005	9,0	0–21: Postglacial gyttjelera 21–50: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, Cr ⁶⁺
ac006	9,0	0–8: Postglacial gyttjelera 8–10: Postglacial lera 10–18: Postglacial gyttjelera 18–57: Postglacial lera	0–5	GP, Cr ⁶⁺ , KB
ac007	7,0	0–30: Postglacial gyttjelera 30–61: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, Cr ⁶⁺
ac009	14	–	–	–
ac010	15	–	–	–

*Även duplikat ac008

Bakgrund

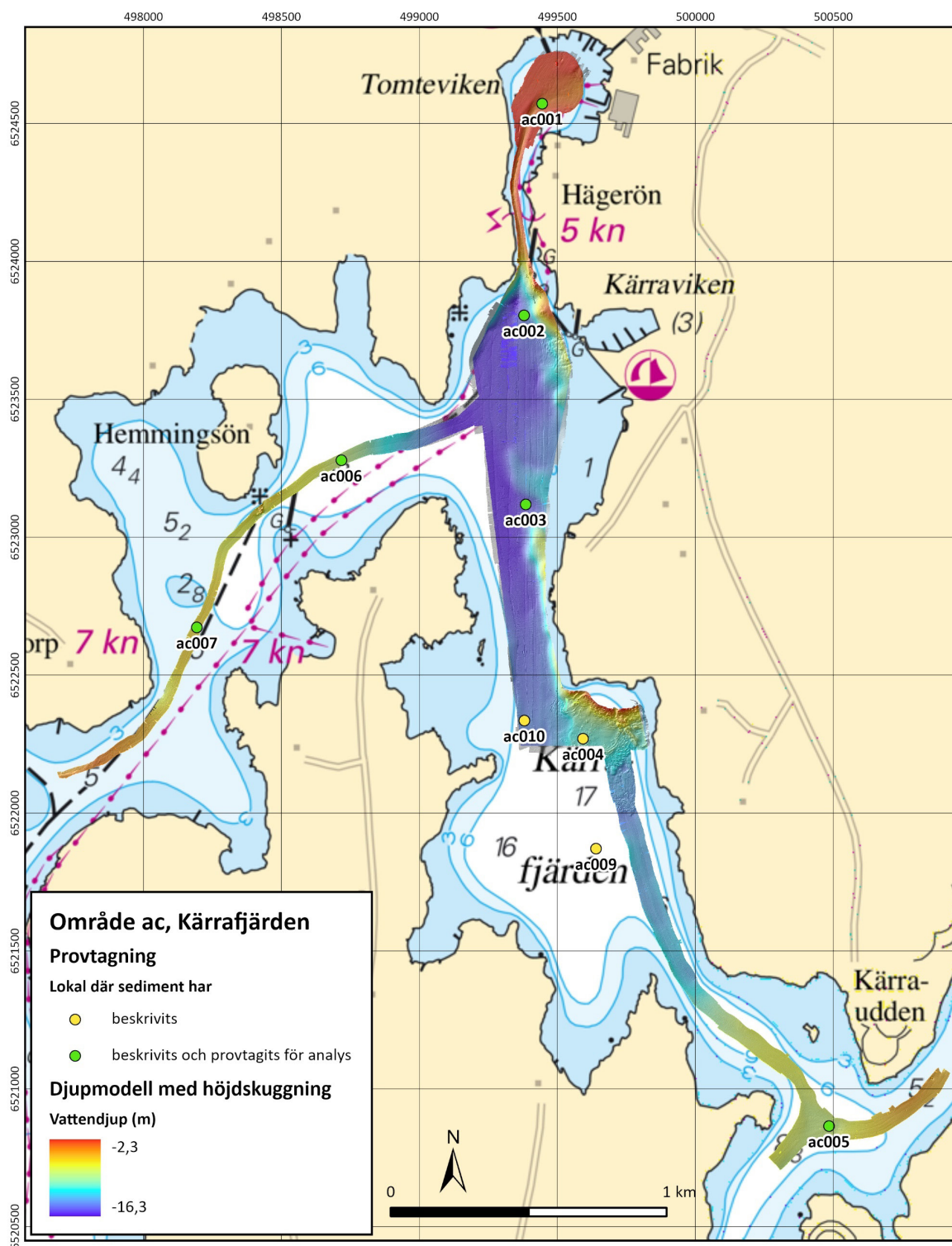
Inne i samhället Åmmeberg betades tidigare säd i den kvarn som ligger vid ån som förbinder Åmmelången med Kärrafjärden. Betning innebär att man före sådd applicerar ett växtskyddsmedel på utsädet. Detta var en hantering som tidigare ofta skedde i direkt anslutning till kvarnarna. Till en början använde man ofta olika kvicksilverföreningar, inledningsvis oorganiskt kvicksilver och senare metylkvicksilver. Nedströms kvarnen låg det tidigare ett gasverk som vid elektrifieringen av Åmmeberg byggdes om till kontor. Byggnaden finns fortfarande kvar men fungerar numera som bostad. Gasproduktion från stenkolk var en smutsig hantering som gav

upphov till olika rest- och biprodukter. Man har inte hittat någon deponi på land i anslutning till gasverket, men eftersom ån rinner i närheten av gasverket är det möjligt att rest- och biprodukter har hamnat där.

Kärrafjärdens klart största påverkanskälla är vaskverket i Åmmeberg. Från det att Zinkgruvan öppnades 1857 skedde anrikningen av zinkmalm vid vaskverket i Åmmeberg fram till 1977 då anrikningen flyttades till gruvans område i samhället Zinkgruvan (Sweco 2017). Restprodukten från vaskverket, den så kallade vasksanden, släpptes ut i norra delen av Kärrafjärden där den har fyllt igen stora delar av fjärden. Omfattningen framgår av namnen Hägerön, Önaberg, Ulvön och Stenön på en nutida karta; det var en gång öar i Kärrafjärden som nu är helt omslutna av vasksand.

Ursprungligen gick Åmmelångens utlopp enbart genom Åmmebergs samhälle, förbi ovan nämnda kvarn, och mynnade i den nordöstra delen av Kärrafjärden. Vid anläggandet av vaskverket 1857 grävdes en kanal längre västerut som mynnade i norra delen av Tomtevik. Kanalen anlades för att ge både processvatten och vattenkraft till den nya verksamheten. Den gamla sträckningen av ån från Åmmelången användes fortfarande men fick ett minskat vattenflöde på grund av den nya kanalen och processvattnet som gick in i fabriken. Processvattnet återfördes till ån strax nedströms det gamla gasverket, men nu förorenat med vasksand, restprodukten från anrikningen. Ån förde ut vasksanden till den nordöstra delen av Kärrafjärden, närmast Hägerön och Önaberg. Orsaken till att det förorenade processvattnet återfördes till den ursprungliga ån och Kärrafjärden var förmodligen för att man ville skydda vaskverkets utskeppningshamn som låg inne i Tomtevik. Hade processvattnet med vasksanden släppts ut i Tomtevik hade den snart fyllts igen. I början var anrikningsmetoderna inte så effektiva och mycket av det zink och bly man ville utvinna följde i stället med vasksanden ut i Kärrafjärden. Under en period, när man fått bättre anrikningsmetoder, började man gräva upp de äldsta områdena med avsatt vasksand för återanrikning i vaskverket.

I södra delen av Kärrafjärden mynnar Salaån. Som nämnts tidigare rinner den förbi ett flertal äldre hytt- och gruvområden, men den får också ett tillskott av vatten från Zinkgruvans konstgjorda klarningssjö. Restprodukten från anrikningsverket i Zinkgruvan, anrikningssanden, pumpas med processvattnet till Zinkgruvans sandmagasin Enemossen där det sedimenterar. Överskottsvattnet från Enemossen förs först till den konstgjorda klarningssjön, därifrån pumpas en del av vattnet tillbaka till Zinkgruvan för att användas som processvatten medan resten rinner till Viksjön och ut i Salaån. Strax väster om det höjdparti där Enemossen ligger går en dalgång som enligt SGU:s jordartskarta innehåller isälvsmaterial; flera tydliga rullstensåspartier förekommer. Isälvsstråket svänger av västerut och når Vättern inne i Forsaviken. Rullstensåsar har visat sig kunna leda grundvatten över relativt långa sträckor men Enemossen och isälvsstråket ligger i olika avrinningsområden, åtskilda av en vattendelare som går i kanten av Enemossen.



Figur 41. Översikt över område ac Kärrafjärden, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Kärrafjärden är en del av samma sprickdalslandskap som Åmmelången ligger i, där höjderna består av berg och morän medan de lägre partierna består av lera och silt. Tomteviken är grund, 3 m enligt sjökortet, medan den långsträckt Kärrafjärden är 16–18 m djup. I Kärrafjärdens norra del har fjärden genom ett sund åt sydväst förbindelse med Stora Hammarsundet och Vättern. Det är rimligt att anta att Kärrafjärdens djupare delar har ackumulerat förorenade sediment, men

troligtvis har en del föroreningar på suspenderade partiklar eller lösta i vattnet förts vidare genom det smala och grunda sundet i sydväst ut mot Vättern. Enligt sedimentekolodsprofilerna består Kärrafjärdens botten mestadels av jämna postglaciala gyttjeleror, upp till 20 m mäktiga. Till största delen är avsättningarna planparallella vilket indikerar att det finns en pågående ackumulation i större delen av Kärrafjärden. Närmast de stora avsättningarna av vasksand är botten emellertid inte lika jämn och penetrationen försvinner helt, förmodligen beroende på att avsättningarna av vasksand är så mäktiga att de orsakar utsläckning av signalen från sedimentekolodet. Längre från vasksandsavsättningarna kommer penetrationen delvis tillbaka men med dålig upplösning och med en distinkt reflektor i bottenytan, vilket förmodligen också beror på vaskanden men att den inte är lika mäktig. På botten söder om de tidigare öarna Ulvön och Stenön ser man att de mäktiga avsättningarna av vasksand har orsakat undervattensskred där skredmassorna har rört sig som längst 500 m söderut om den nuvarande strandlinjen (fig. 41). I denna del av Kärrafjärden gick det inte att genomföra den planerade provtagningen på tre av lokalerna (ac004, ac009 och ac010). På UV-bilderna från dessa lokaler finns det ett tunt lager av löst material överst som överlagrade ett ljusare sediment som förmodligen utgörs av vaskanden, men eftersom provtagaren inte kunde tränga ner i det hårda materialet var det inte möjligt att provta på dessa tre lokaler.

Miljökemiska förhållanden

På sex av lokalerna i området har ytsediment (0–5 cm) provtagits för kemisk analys, och på ac002 i norra delen av Kärrafjärden har även två djupare nivåer i sedimentet provtagits för att få en uppfattning om huruvida halterna ändrats över tid. I tabellerna som redovisar förorenings-situationen (tabell 17–19) är lokalerna ordnade i geografisk ordning från Tomtevikens/Ämmeberg ner till södra Kärrafjärden (ac001–ac005), följt av två lokaler på transekten västerut mot Stora Hammarsundet (ac006 och ac007).

Halterna av grundämnen i Kärrafjärden är mycket höga i likhet med område ab Ämmelången. Även här har arsenik, kadmium, koppar, bly och zink halter i klass 5, det vill säga som avviker mycket stort från jämförvärden, för en del eller alla prov (tabell 17). Kärrafjärden har de näst högsta halterna av många grundämnen, efter Ämmelången, och är över lag i paritet med detta område vad gäller förorenings-situationen för grundämnen. För koppar förekommer den högsta halten i undersökningen i Kärrafjärden, på 20–25 cm djup i sedimentet på lokal ac002.

Kärrafjärden är, liksom Ämmelången, bland de mest högförorenade områdena i undersökningen vad gäller kvicksilver, men däremot är inte halterna av metylkvicksilver så förhöjda. Metyleringen är alltså inte stor vare sig i Kärrafjärden eller i Ämmelången.

De högsta halterna av många, men inte alla, grundämnen inom området förekommer på lokal ac002 nära Hägerön och Kärraviken. Här har tre nivåer i sedimentet provtagits. Eftersom ackumulationshastigheten inte har bestämts i detta område går det inte att fastställa vilka tidsintervall sedimentnivåerna motsvarar. Men halterna av grundämnen är generellt som högst på den djupaste nivån, 20–25 cm, och minskar successivt uppåt. De djupare sedimentnivåerna på denna lokal förefaller ha en stor antropogen påverkan, i synnerhet den djupaste nivån där ts-halten är 44 % och TOC-halten 1,5 %. Det går en tydlig gräns vid 17 cm djup i sedimentet, med en ljus postglacial lera undertill och en mörkare postglacial gyttjelera ovanför, det vill säga med ett högre innehåll av organiskt material. Detta liknar situationen på lokal ab002 i Ämmelången där gränsen mellan de två distinkta lagren förmodas motsvara ungefär när verksamheten upphörde. Även där hade den djupare sedimentnivån en mycket hög ts-halt och låg TOC-halt, samt mycket höga metallhalter.

Vad gäller ytsedimenten i området är grundämneshalterna generellt lägre på lokal ac001 i Tomtevikens uppströms Hägerön än på de övriga lokalerna i området, till exempel för arsenik, koppar och bly. De högsta halterna i ytsedimentet förekommer ofta på lokal ac003 (för arsenik, kadmium och kobolt) eller ac006 (för koppar, kvicksilver, bly och zink). De effektbaserade bedömnings-

grunderna för kadmium, koppar och bly enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) överskrids i alla prov i Kärrafjärden (tabell 19). Bly överskred gränsvärdet mest, med kvoter upp till 95, följt av koppar och kadmium.

Halterna av organiska föreningar varierar från klass 2 till 4, det vill säga från låg till hög halt, enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (tabell 18). Bara TBT har en halt i klass 5, mycket hög halt. Området har generellt inte så förhöjda halter av de undersökta organiska föreningarna, med undantag för just de tennorganiska föreningarna. Den näst högsta halten av TBT i undersökningen förekommer på lokal ac001 i Tomtevikens där det finns småbåtshamn med båtuppläggningsplats. Ytterligare en småbåtshamn förekommer längre söderut i Kärrafjärden, relativt nära lokal ac002, men det är en relativt ny småbåtshamn, anlagd efter att verksamheten i vaskverket hade lagt ner. De högsta TBT-halterna förekommer i ac001, följt av de två översta sedimentnivåerna på lokal ac002, ac003, ac006 och ac007, vilket visar på avtagande halter utåt. Den lägst uppmätta halten förekom på lokal ac005 i de södra delarna av Kärrafjärden. På sedimentnivån 20–25 cm på lokal ac002 var halterna av alla butyl-tennföreningar under rapporteringsgränserna, vilket visar på lägre halter under denna tidsperiod eller att sedimentet är starkt påverkat av anrikningsverksamheten. För att se i vilken utsträckning TBT har brutits ned kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT. Kvoten i ytsedimentet är som högst inne i Tomtevikens (2,4), minskar till 1,9 respektive 1,0 på ac002 och ac003, och fortsätter att minska utåt, med en halt på 0,56 i ac007 vilket är liknande som på lokal ac005 i söder, 0,57. Detta tyder alltså på att det har hunnit ske en nedbrytning på lokalerna längre utåt, men att det verkar finnas recenta eller pågående källor längst in. De tre högsta kvoterna i undersökningen förekommer i Kärrafjärdsområdet.

Cybutryn, även känt som Irgarol, som också använts som biocid för båtbottnskydd, har analyserats i ytsediment på fem lokaler i Kärrafjärden och hade halter över rapporteringsgränsen på fyra av dessa lokaler. Halterna avtog liksom TBT successivt utåt, från 1,6 µg/kg ts på lokal ac001 till 0,21 µg/kg ts på lokal ac007. På lokal ac005 i södra Kärrafjärden var halten av cybutryn under rapporteringsgränsen (< 0,18 µg/kg ts).

Halterna av PAH är förhöjda på de två lokalerna längst norrut i undersökningsområdet, och på lokal ac002 är det tydligt att halten är högst i ytsedimentet och lägre djupare ner i sedimentkärnan. Även PFAS och PCDD/F är som högst i ytsedimentet, medan halterna av ΣDDT ökar nedåt på lokal ac002. ΣDDT-halten var som högst i ytsedimentet på lokal ac003, och här kunde även *p,p'*-DDT mätas i en halt över rapporteringsgränsen. I övrigt var halterna av *p,p'*-DDE dominerande i ΣDDT, följt av *p,p'*-DDD, vilket innebär att nedbrytning har skett av DDT. HCB var under rapporteringsgränsen på alla lokaler förutom på ac001 i Tomtevikens. Med undantag av ΣDDT och HCB var det inga andra klorerade bekämpningsmedel som hade halter över rapporteringsgränsen i området. Ftalater och PBDE₆ analyserades i fem ytsedimentprov och kunde rapporteras i tre respektive två prov. För båda grupperna var halterna högst i ac001.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). I Kärrafjärden överskrids gränsvärdet för TBT i alla prov förutom det djupaste provet från ac002 (20–25 cm; tabell 19). Gränsvärdet för antracen överskreds på lokalen ac001 i Tomtevikens, medan gränsvärdet för fluoranten aldrig överskreds. Siloxaner analyserades i ett prov och D5 hade då en halt under rapporteringsgränsen som inte överskred bedömningsgrunden, medan D4 också var under sin rapporteringsgräns som dock var hög jämfört med bedömningsgrunden.

Cr⁶⁺ analyserades i alla åtta prov i Kärrafjärden men var aldrig över rapporteringsgränsen. Alkylerade PAH:er förekom i halter över rapporteringsgränsen i alla fem analyserade prov, med en summahalt mellan 0,2 och 2,5 mg/kg ts. Oljeindex, som analyserats i samma fem prov, var också alltid över rapporteringsgränsen och hade halter mellan 52 och 116 mg/kg ts. De högsta

halterna av båda dessa ämnesgrupper förekom i ac001. Oxy-PAH, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i ett prov i Kärrafjärden (ac002) men alla ingående ämnen var under rapporteringsgränserna. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i ett prov från lokal ac002 i Kärrafjärden. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

Tabell 17. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område ac Kärrafjärden. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
ac001	0–5	16,4	26,9	21,5	28,9	120	0,326	12,2	17,1	1 650	5,57	7 540	0,204
ac002	0–5	42,6	30,5	28,9	30,9	201	0,459	19,3	19,5	5 380	8,28	12 400	0,389
ac002	10–15	60,4	35,8	25,1	33,2	265	0,752	19,5	14,8	6 460	8,68	18 000	0,200
ac002	20–25	95,8	67,7	16,9	36,7	720	1,19	23,4	13,4	12 300	12,2	56 300	0,789
ac003*	0–5	52,9	30,8	34,0	36,3	261	0,607	28,1	22,8	5 940	9,02	13 200	0,636
ac005	0–5	25,2	25,1	20,0	37,3	277	0,638	32,3	24,4	4 960	12,4	7 480	1,04
ac006	0–5	44,8	26,5	24,3	36,1	356	0,872	26,6	19,3	7 360	10,6	13 400	0,488
ac007	0–5	27,6	24,5	24,0	36,9	256	0,701	26,7	21,2	6 200	9,83	10 000	0,306

Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

*Även duplikat ac008

Tabell 18. Halter av organiska föroreningar, torrsustans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område ac Kärrafjärden. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljödirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm		%	µg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
ac001	0–5	18	6,9	1,4	200	0,87	3 080	0,14	5,5	0,084	0,27	13	22	84	1,8	0,04
ac002	0–5	13	6,1	0,99	56	<0,7	2 810	0	3,2	0,26	0,55	6,1	4,3	20	2,6	0,02
ac002	10–15	27	2,2	1,3	-	<0,3	748	-	5,3	0,084	0,084	9,6	5,0	43	2,3	0,04
ac002	20–25	44	1,5	3,0	-	<0,1	362	-	1,4	<0,05	0	<1	<1	<0,2	0,31	0,01
ac003*	0–5	10	7,1	3,7	62,5	<0,2	398	0	2,2	0,34	0,81	11	1,4	13	3,4	0,01
ac005	0–5	11	7,5	3,1	0	<0,3	870	0	0,84	0,21	0,71	7,2	<1	4,1	0,99	0,01
ac006	0–5	13	5,8	1,4	-	<0,3	966	-	2,1	0,22	0,60	9,2	<1	6,9	2,2	0,02
ac007	0–5	11	5,7	2,7	0	<0,3	566	0,057	1,3	0,22	0,62	8,7	<1	4,8	1,1	0,01

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

*Även duplikat ac008

Tabell 19. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område ac Kärrafjärden. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
ac001	0–5	12	2,1	13	1,7	0,17	38	-	-
ac002	0–5	13	4,2	41	0,23	0,04	10	<0,1	<27
ac002	10–15	16	16	50	<0,4	0,07	60	-	-
ac002	20–25	29	68	95	<0,6	0,07	<0,4	-	-
ac003*	0–5	13	4,8	46	<0,1	0,01	5,5	-	-
ac005	0–5	11	4,8	38	<0,1	0,01	1,7	-	-
ac006	0–5	12	8,2	57	<0,1	0,02	3,8	-	-
ac007	0–5	11	5,9	48	<0,1	0,02	2,7	-	-

Halt överskrider bedömningsgrund

Halt underskrider bedömningsgrund

Kvot bör tolkas med försiktighet

*Även duplikat ac008

Sammanfattning av område ac Kärrafjärden

Område ac Kärrafjärden är kraftigt förorenat av metaller. Stora delar av botten är troligtvis påverkade av anrikningssanden från vaskverket i Åmmeberg. Detta inslag är förmodligen det som gjorde att det inte var möjligt att provta på tre av lokalerna i området då botten var för hård eller ogenomtränglig. Lokal ac005 i södra delen av området, där Salaån mynnar, hade tillsammans med ac001 i Tomteviken lägre grundämneshalter. Halterna av metylkvicksilver var emellertid högst på ac005. De tre metaller som det finns effektbaserade bedömningsgrunder för, kadmium, koppar och bly, överskrider sina bedömningsgrunder i alla prov från området.

Halterna av de flesta organiska föroreningar är relativt låga i området, med undantag för TBT där det är ett av de mest förorenade områdena i undersökningen. TBT-halten är som högst i Tomteviken, där det finns en småbåtshamn. Det förekom även båttrafik med lastskutor till Tomteviken fram till åtminstone 1970-talet, men de höga TBT-halterna och den låga nedbrytningen till DBT och MBT tyder på recenta utsläpp. Bedömningsgrunden för TBT överskrids i alla prov från området, med undantag för provet från 20–25 cm djup på ac002. Antracen överskrider sin bedömningsgrund på lokal ac001 i Tomteviken. Analysen av så kallade nutida bekämpningsmedel i ett prov från ac002 visade att antalet ämnen som kunde detekteras och summahalten var något lägre än för provet från område aa Alsen. För båda områdena var det prosulfokarb, ett ogräsmedel, som förekom i högst halt.

Område ad Olshammar

Området ligger i Askersunds kommun, Örebro län, i den skärgård som finns i Vätterns norra del. Området som sjömättes utgörs av två delar. Den ena är Sörviken som sträcker sig från samhället Olshammar söderut ut mot Vättern och sen vidare som en 2,5 km lång transekt ut i Störvättern. Den andra är Kampaviken, vid samhället Olshammar, och en 5 km lång transekt från detta område. Transekten går först norrut genom Aspafjärden, sedan vidare söderut genom Lövsunds-fjärden (fig. 42). Totalt undersöktes fjorton lokaler varav tretton provtogs för miljökemisk analys. Ytsediment analyserades på alla tretton provtagna lokaler; på tre lokaler analyserades även djupare nivåer (tabell 20). På en av dessa lokaler (ad006) var sedimentet tydligt antropogent, och bestod av en torrskorpa på cirka 2 cm som provtogs separat från det underliggande lagret som också var antropogent påverkat.

Tabell 20. Sedimentundersökningar i område ad Olshammar. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggs paket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskydds-medel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggs paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; KB – klorerade bekämpningsmedel (när endast denna analys gjordes, inte hela TP1); Cr6+ – sexvärt krom; samt Pb-210 – när kärnan har daterats med hjälp av Pb-210.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
ad001	9,0	0–36: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, Cr ⁶⁺
ad002*	16	0–33: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, Cr ⁶⁺ , KB
ad003	22	0–65: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1, Cr ⁶⁺ , Pb-210
			10–15	GP, TP1, Cr ⁶⁺
			20–25	GP, TP1, Cr ⁶⁺
ad004	18	0–43: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, Cr ⁶⁺ , KB
ad005	9,5	0–44: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2
ad006	2,9	0–2: Antropogent, torrskorpa	0–2	GP (exkl. PFAS)
		2–28: Antropogent utsläpp	2–7	GP
ad007*	6,2	0–17: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1
		17–30: Postglacial gyttjelera		
ad008	2,2	0–1: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1
		1–30: Fyllning		
ad009	3,3	0–78: Massafibrer	0–5	GP
		78–95: Fiberrikt sediment		
ad010	4,4	0–44: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1
ad011	5,3	0–25: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2
		25–46: Postglacial gyttjelera	10–15	GP, TP1
			15–20	GP, TP1
ad012	7,8	0–5: Postglacial gyttjelera	–	–
		5–18: Postglacial gyttjelera		
ad013	8,3	0–17: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1
		17–52: Postglacial gyttjelera		
ad014	2,2	0–75: Antropogen fyllning	0–5	GP

*Även duplikat ad016 respektive ad015

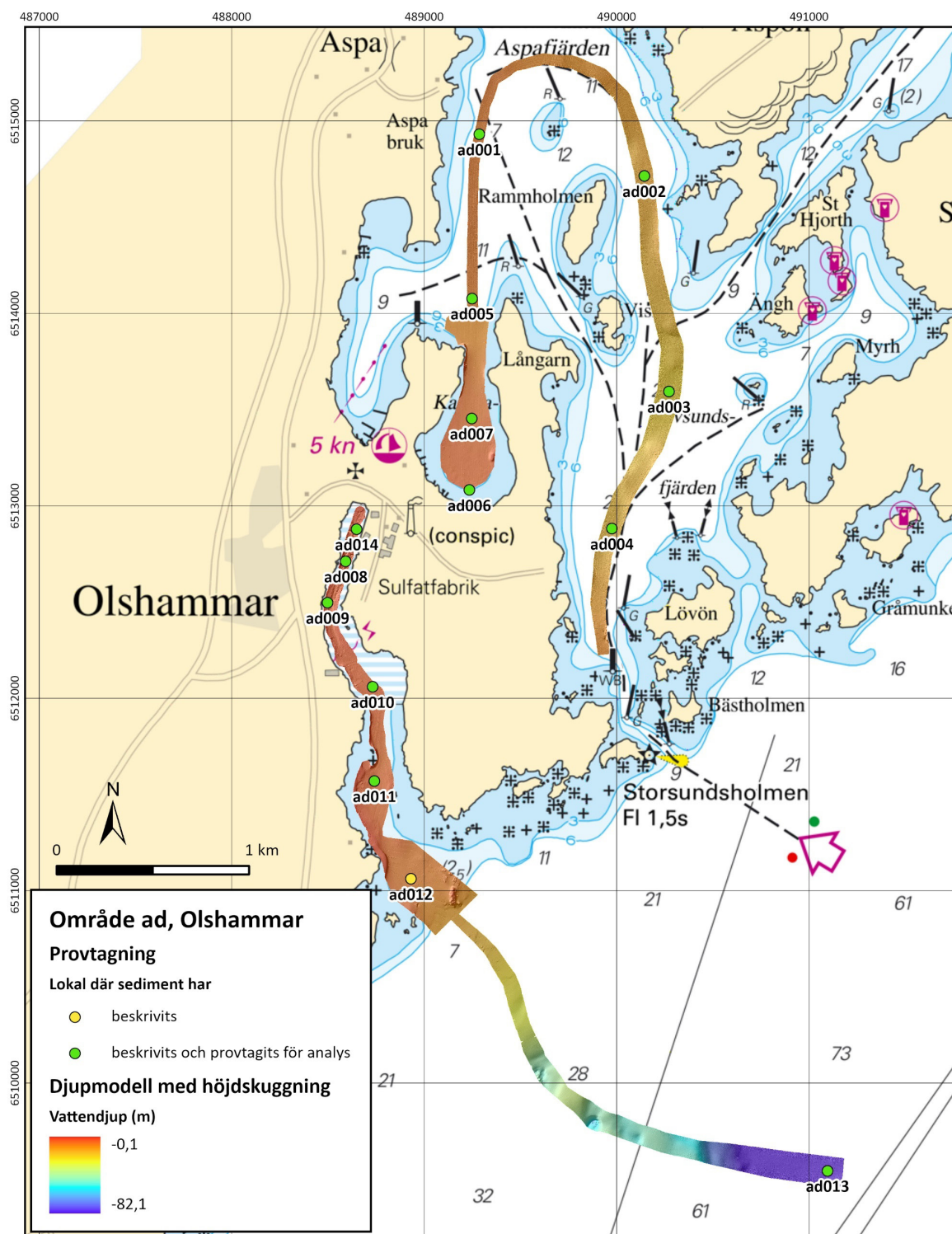
Bakgrund

Anledningen till att området är med i den här undersökningen är i första hand massabruket som ägs av Sweden Timber, tidigare Ahlström Aspa bruk AB, i Olshammar. Även det numera nedlagda Aspa sågverk som låg på västra sidan av Sörviken samt de verksamheter som har legat utefter Aspaån, såsom Aspa bruk, Algrena bruk samt några verkstadsindustrier kan ha orsakat sedimentföroreningar. På Sörvikens västra sida ligger även Olshammars avloppsreningsverk.

Aspa bruk vid Aspaån anlades redan på 1670-talet och drevs fram till 1927. Bolaget förvärvades 1917 av Munksjö AB som lade ner bruket vid Aspaån 1927. I stället byggdes ett massabruk som lokaliserades till Olshammar där det fortfarande är beläget. På platsen där bruket ligger i dag, på östra sidan av Sörviken, hade det sedan 1200-talet legat ett tegelbruk. Massabruket är ända sedan starten 1927 ett sulfatmassabruk. I anslutning till bruket har flera olika deponier anlagts, såsom svartslamsdeponi, barkdeponi, byggavfallsdeponin och flera olika mesadeponier.

Ytvattenrecipienter är framför allt Sörviken men även Kampaviken. Processavloppsvattnet gick fram till 1974 helt orenat ut i Sörviken och numera går det till Sörviken via tre olika ledningar (Sweco 2014). Ledningen längst in i Sörviken består till största delen av kylvatten. Nästa ledning som ligger lite längre ut i Sörviken får sitt vatten från massahanteringen, och då detta vatten innehåller en del fibrer passerar det sedimenteringsbassängen innan det leds ut i Sörviken. Den sista ledningen, som är belägen ännu längre ut i Sörviken, består av bräddavloppsvatten från mesadammarna (Golder 2018). Till Kampaviken leds lakvatten från flera av deponierna via två lakvattensdiken. I området där fabriken är belägen verkar grundvattenströmningen ske västerut, mot Sörviken. I området öster om fabriken, där flera av deponierna är belägna, verkar grundvattenströmningen däremot vara mot norr och Kampaviken. Påverkan på sedimenten i Sörviken och Kampaviken från grundvattenutströmning kan därför inte uteslutas.

Det är osäkert när sågverksamheten etablerades på platsen för Aspa sågverk. På Generalstabskartan från 1934 finns det en markering men inte på kartan från 1910. Vid sågverket användes både handbesprutning, doppning och tryckimpregnering som träskyddsbehandlingsmetoder. Verksamheten vid Aspa sågverk upphörde 1981 och efter detta årtal har andra sågverk haft verksamhet på platsen men utan någon form av träskyddsbehandling. Då sågverket är beläget på isälvsmaterial bestående av sand och grus bedöms både infiltrationen och grundvattenströmningen vara god, vilket tyvärr underlättar transport av föroreningar i marken. Då grundvattenströmningen på området dessutom förefaller vara österut, mot Sörviken (Golder 2021), är risken stor att eventuella föroreningar i marken på området hamnar i sedimenten i Sörviken.



Figur 42. Översikt över område ad Olshammar, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

På land domineras landskapet av berg och moränterräng förutom i lägre liggande delar där lera och silt förekommer. En isälvsavlagring/rullstensås löper nord-sydligt genom området och berör delvis Sörvikens västra strand. Det numera nedlagda Aspa sågverk på Sörvikens västra sida är helt eller delvis placerad på denna isälvsavlagring. I förlängningen norrut bildar den Kvistudden norr om Kampaviken och fortsätter förmodligen under Norrviken väster om Kampaviken. I dess

förlängning norrut är den lätt att följa upp mot Hasselfors och sjön Teen. I dess förlängning söderut är det förmodligen samma bildning som förekommer på de båda Rökneöarna.

Sörviken är grund, mestadels bara cirka 4 m. Det var inte möjligt att få en uppfattning om sedimenttjocklekarna i Sörviken beroende på den rikliga mängden gas i sedimenten som släcker ut signalen från sedimentekolodet. Gasen bildas vid nedbrytning av organiskt material och består sannolikt främst av metangas (Lehoux m.fl. 2021). På transekten ute i Störvättern ökar djupet snabbt ner till cirka 80 m där lokal ad013 ligger. Lokalen ad012 i mynningen av Sörviken bedömdes vara olämplig för analysprovtagning på grund av att det inte var en tydlig ackumulationsbotten. Längre ut på Vättern blev det djupare men sedimentekolodet visade att det var tydliga erosionsbottnar ända ner till cirka 70–75 m djup.

Miljökemiska förhållanden

Av de totalt 13 lokaler som provtagits för kemisk analys är sju (ad001–ad007) placerade i de norra delarna av området, från Kampaviken ut till Lövsundsfjärden. Resterande sex (ad008–ad014) är placerade längs transekten från bruket vid Sörviken ut till Störvättern. I tabellerna som redovisar föroreningssituationen (tabell 21–23) är lokalerna ordnade i geografisk ordning med start i det norra området, från Kampaviken och utåt, följt av det södra området, från Sörviken och utåt. På två lokaler, ad003 och ad011, har även två djupare nivåer provtagits. På ad003 har sedimentets ackumulationshastighet bestämts till 0,29 cm/år, som ett genomsnitt för den analyserade kärnan. När sedimentets ålder räknas ut, med hänsyn taget till sedimentets kompaktion, motsvarar provet från 0–5 cm tiden från 2006 till 2022, 10–15 cm motsvarar tiden från 1971 till 1989, och 20–25 cm motsvarar tiden från 1936 till 1954.

Halterna av många grundämnen i området ligger i mellanskiktet av de undersökta områdena, och för de ämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag är halterna generellt i klass 1–3 (tabell 21). Koppar och zink har halter i klass 4, det vill säga stor avvikelse från jämförvärdet, på ett fåtal lokaler. Kadmium förekommer i en mycket hög halt (klass 5) på lokalen längst in i Sörviken, ad014. För ytsediment är detta den högsta halt som uppmättes under projektet, däremot förekommer det högre kadmiumhalter på djupare sedimentnivåer i område ab Åmmelången och ac Kärrafjärden. Övriga lokaler i Sörviken har lägre halter. För bland annat bly och zink är halterna i ytsediment i den norra delen av området, det vill säga Kampavikstransekten, relativt jämna och högre än halterna i den södra delen av området. Detta skulle kunna bero på påverkan från de höga halter som förekommer längre österut i bland annat område ac Kärrafjärden. Lokalen ad006 längst in i Kampaviken har mycket låga halter av grundämnen – detta är inte ett naturligt sediment utan mest troligt antropogent orsakat av utsläpp av mesa. Att lokalen inte utgör naturlig ackumulationsbotten visar sig i den höga torrsubstanshalten (> 50 %) och låga TOC-halten (< 1 %) i de två proven från lokalen (tabell 22).

Vad gäller kvicksilver har område ad relativt höga halter bland de undersökta områdena, om än inte högst. För metylkvicksilver förekommer den näst högsta halten i undersökningen på en lokal i Sörviken, men generellt har området lägre halter av metylkvicksilver än område cb Tabergsån och dd Forsvik. I de två sedimentkärnor som provtogs på lokal ad003 respektive ad011 var halterna av grundämnen generellt högre längre ner i kärnan medan halterna av metylkvicksilver alltid var högst i ytproverna (tabell 21).

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För kadmium överskrider detta i 14 av 18 prov, både i den norra och södra delen av området (tabell 23). Bly överskrider gränsvärdet i sju av proven i det norra området och i provet längst ut på transekten i det södra området, medan koppar överskrider bedömningsgrunden i provet från 20–25 cm på ad003.

Halterna av organiska föroreningar varierar från klass 1 till 5, det vill säga mycket låg till mycket hög halt, enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (tabell 22). Halterna av de flesta undersökta organiska ämnena är märkbart högre i Sörviken än i Kampaviken. I Sörviken förekommer de överlägset högsta halterna av HCB i hela undersökningen, upp till 693 µg/kg ts på lokal ad008. HCB-halterna sjunker ut mot Vättern, men i den sedimentkärna som provtogs på lokal ad011, längre ut i Sörviken, var halterna relativt jämna mellan de olika nivåerna, från 3,6 µg/kg ts vid ytan till 7,9 µg/kg ts på 15–20 cm djup, vilket pekar på relativt jämn belastning över tid.

Även PCDD/F-halterna är kraftigt förhöjda i Sörviken, upp till 280 µg TEQ/kg ts på lokal ad009. Detta är den näst högsta halten som har påträffats i undersökningen. Den högsta halten förekom i ett prov i område cb Tabergsån, men av de sex prov som hade högst halter var fem från område ad Olshammar. Detta gäller PCDD/F-halterna normaliserade till toxicitet, det vill säga, varje PCDD/F-ämne har multiplicerats med en toxisk faktor. Eftersom proverna i ad Olshammar har ett större inslag av mer toxiska PCDD/F, blir de resulterande summahalterna höga. Om normalisering till toxicitet inte görs är halterna generellt högst i område cb Tabergsån, följt av ad Olshammar. I sedimentkärnan tagen på lokal ad011 var halterna högst på den djupaste nivån som analyserades, 15–20 cm, och nästan lika hög på 10–15 cm (tabell 22). Vid ytan, 0–5 cm, var halterna däremot lägre. I sedimentkärnan från lokal ad003, placerad på transekten från Kampaviken, var halterna av både HCB och PCDD/F som högst i provet från 10–15 cm djup, vilket motsvarar 1970- och 80-talet.

Det förekommer även mycket höga halter av PAH₁₆, PCB₇ och ΣDDT i området. Den högsta halten av PAH₁₆ inom undersökningen förekommer på lokal ad008, och det förekommer även mycket höga halter på andra lokaler, inklusive på 15–20 cm djup i sedimentkärnan från ad011. Längre upp i kärnan sjunker halterna även om de fortfarande klassas som höga. Alkylerade PAH:er förekom i halter över rapporteringsgränsen i alla tolv analyserade prov, med en summahalt på 0,11 mg/kg ts på lokal ad013 längst ut på transekten från Sörviken, mellan 0,13 och 0,60 mg/kg ts på lokalerna på transekten från Kampaviken, och mellan 2,1 och 28 mg/kg ts på lokalerna i Sörviken. Detta är, tillsammans med cb Tabergsån, ett av de två områden med tydligt högst halter av alkylerade PAH:er inom undersökningen. Samma situation gäller för oljeindex, med upp till 2 480 mg/kg ts på lokal ad010.

Vad gäller PCB₇ är halterna klassade som mycket höga på lokal ad008 och ad009. Näst efter område cb Tabergsån, och en osäker halt från ba Inre Motalaviken, är Olshammar det område som har högst halter av PCB₇ i undersökningen. Halterna är högre i Sörviken än i Kampaviken, men i sedimentkärnorna från både ad003 och ad011 är halterna högre på nivån 10–15 cm än på 0–5 cm, vilket tyder på en högre belastning tidigare. På lokal ad003, som har daterats, motsvarar detta 1970- och 80-talen, medan den djupaste nivån, 20–25 cm, som ungefärligt motsvarar tiden från 1936 till 1954 på denna lokal, har en PCB₇-halt som är under rapporteringsgränsen.

ΣDDT förekom också i mycket höga halter i Olshammar, med de högsta halterna på de djupare nivåerna i sedimentkärnan från lokal ad011. Halter som klassas som mycket höga förekom även på lokal ad013 längst ut på transekten från Sörviken och på nivån 10–15 cm i sedimentet på lokal ad003. På lokal ad008 längre in i Sörviken kunde inget av de tre ämnen som ingår i ΣDDT uppmätas, vilket kan bero på att en annan metod med högre rapporteringsgränser fick användas för detta prov på grund av matrisstörningar. Värdet kan således inte jämföras med de övriga värdena från detta område. Av de tre ämnen som ingår i ΣDDT dominerade *p,p'*-DDE, följt av *p,p'*-DDD. *p,p'*-DDT förekom bara i halter över rapporteringsgränsen på två lokaler – ad003 (provet från 10–15 cm) och ad013. Att det främst är nedbrytningsprodukterna som har mätbara halter pekar på att det är äldre utsläpp som har hunnit brytas ned.

Förutom HCB och DDT med nedbrytningsprodukter kunde även de tidigare använda klorerade bekämpningsmedlen hexaklorcyklohexaner, HCH, uppmätas i halter över rapporteringsgränsen i fyra av 14 analyserade prov från Olshammar. Dessa kom från lokaler från både Kampaviken- och Sörvikentransekterna, och summahalterna räknades som medelhöga, 0,12 till 0,38 µg/kg ts.

Halterna av polybromerade difenyletrar, vilka främst har använts som flamskyddsmedel, har analyserats i tolv prov från området. Halterna av summaparametern PBDE₆ var som högst på lokal ad008 i Sörviken, 2,2 µg/kg ts, vilket är den högsta halt som uppmättes under undersökningen. Halterna var dock lägre på lokalerna på transekten från Kampaviken. Likaså var halterna av Σftalater högre på Sörvikentransekten, med som högst 2 530 µg/kg ts på lokal ad008, medan denna summaparameter var noll i alla undersökta prov från Kampavikentransekten. Jämfört med många andra områden i undersökningen är ftalathalterna i Sörviken relativt låga.

Vad gäller PFAS har område ad Olshammar relativt låga halter jämfört med många andra områden i undersökningen. Halterna är högst på lokal ad013, längst ut i Vättern på transekten från Sörviken, men i övrigt är halterna högre på transekten från Kampaviken. På Sörviken-transekten är tendensen att halterna i ytsediment minskar utåt längst transekten, med undantag för ad013 längst ut. På Kampavikentransekten ökar däremot halterna generellt utåt. I de två sedimentkärnorna, från lokal ad003 och ad011, är PFAS-halterna, inklusive PFOS, alltid högst i ytlagret (0–5 cm).

Halterna av TBT och de andra tennföreningarna DBT och MBT är också relativt låga i området och gränsvärdet för TBT överskrids bara med säkerhet i ett djupare prov på lokal ad003 (tabell 22). Halterna av cybutryn (Irgarol), som också har använts som bland annat biocid för båtbottnskydd, är under rapporteringsgränsen på alla undersökta lokaler i området. För de övriga organiska ämnena som har effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) så överskrider halterna av antracen gränsvärdet i alla prov från Sörviken förutom provet längst ut på transekten, ad013 (tabell 23). Både antracen och fluoranten överskrider även gränsvärdet på lokal ad006. Detta är emellertid en lokal med icke naturligt, antropogent orsakat sediment som har mycket låga halter TOC (se tabell 22). Detta bidrar till att gränsvärdet överskrids här eftersom halten normaliseras till TOC-innehållet i sedimentet. Halterna av siloxanerna D5 och D4 är under rapporteringsgränserna, vilket innebär att D5 inte överskrider bedömningsgrunden i något av de två analyserade proverna medan det inte går att avgöra för D4 då rapporteringsgränsen är hög i förhållande till bedömningsgrunden.

I två prov från Olshammar (ad005 0–5 cm och ad011 0–5 cm) analyserades fler grupper av ämnen: oxy-PAH, alkylfenoler, klorparaffiner, organofosfater och de redan nämnda siloxanerna. Inget ämne som ingår i dessa grupper förekom i halter över rapporteringsgränsen. Cr⁶⁺ analyserades i sex prov (från lokaler ad001–ad004) men var aldrig över rapporteringsgränsen.

Tabell 21. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område ad Olshammar. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
ad006	0–2	0,941	0,903	0,465	5,12	4,28	<0,04	1,04	2,38	8,27	0,305	130	<0,05
ad006	2–7	0,733	1,03	0,375	4,71	4,78	<0,04	<1	3,28	9,01	0,250	137	0,053
ad007*	0–5	3,56	4,00	8,85	30,7	31,5	0,0866	19,6	16,35	120	3,58	946	0,392
ad005	0–5	4,22	3,20	11,9	33,5	29,8	0,0843	27,4	18,5	187	6,04	928	0,324
ad001	0–5	4,62	2,62	11,6	35,9	33,0	0,0948	27,5	19,2	227	6,04	923	0,858
ad002*	0–5	4,92	2,88	12,6	36,6	31,9	0,126	30,9	21,2	202	6,48	900	1,09
ad003	0–5	4,90	2,26	13,0	38,9	33,0	0,417	31,9	22,0	192	6,57	793	1,06
ad003	10–15	7,01	4,37	12,5	40,9	41,4	0,395	31,7	23,6	309	6,98	1 180	0,164
ad003	20–25	9,96	7,37	12,4	40,6	55,8	0,489	38,6	23,8	513	7,14	1 910	0,115
ad004	0–5	4,12	2,46	12,1	37,5	31,0	0,0916	28,0	20,2	188	6,40	768	0,872
ad014	0–5	1,55	58,7	3,57	70,0	90,0	0,478	6,02	29,6	45,8	2,18	1 060	0,228
ad008	0–5	1,02	3,90	1,89	21,2	33,1	0,272	3,22	8,36	23,6	1,55	221	7,54
ad009	0–5	2,21	14,0	5,91	45,8	96,0	0,448	15,1	18,6	49,3	4,91	731	<0,05
ad010	0–5	1,80	6,53	5,78	38,2	59,6	0,212	17,0	16,2	43,3	2,83	452	1,12
ad011	0–5	1,17	2,68	5,18	25,2	30,9	0,124	14,0	11,5	29,1	2,85	241	2,00
ad011	10–15	3,43	4,18	4,95	29,6	46,1	0,401	13,6	14,3	55,9	3,49	569	0,328
ad011	15–20	3,30	3,21	5,27	21,6	30,6	0,149	11,4	11,4	56,3	2,57	611	0,656
ad013	0–5	14,8	1,46	11,6	32,5	39,2	0,0917	27,3	24,7	139	8,61	459	0,346

Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

*Även duplikat ad015 respektive ad016

Tabell 22. Halter av organiska föroreningar, torrsubstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område ad Olshammar. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljödirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet. Att halterna av DL-PCB anges som 0 innebär inte nödvändigtvis att alla ämnen är under rapporteringsgränsen, men den TEQ-korrigerade summahalten är så låg att laboratoriet har angett halten som 0.

Lokal	Nivå cm	TS	TOC	ΣDDT	Σtalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
µg/kg ts																
ad006	0–2	58	0,5	-	-	<0,3	945**	-	0,26	-	-	<1	<1	<0,2	0,34	0
ad006	2–7	52	0,2	-	-	<0,3	***	-	<0,1	<0,05	0	<1	<1	<0,2	0,01	0
ad007*	0–5	18	5,2	2,8	0	0,34	3 570	0,17	4,3	0,32	0,47	5,5	0,89	0,80	6,2	0,03
ad005	0–5	16	4,9	1,7	0	0,35	3 140	0,12	2,6	0,56	1,1	2,3	<1	0,73	7,0	0,02
ad001	0–5	17	4,4	3,9	0	0,25	693	0,060	1,8	0,51	1,0	2,3	<1	<0,2	7,3	0,01
ad002*	0–5	17	4,3	3,2	-	0,23	454	-	1,9	0,91	1,7	2,9	<1	0,29	10	0,02
ad003	0–5	16	4,3	3,1	0	0,48	452	0,14	1,7	0,83	1,5	2,5	<1	<0,2	6,9	0,01
ad003	10–15	20	4,5	14	0	0,84	1 430	0,17	4,6	0,28	0,34	2,1	<1	1,6	27	1,1
ad003	20–25	19	4,3	1,1	0	<0,1	1 500	0	<0,1	<0,05	0	<1	<1	<0,2	3,5	0
ad004	0–5	17	4,5	3,5	-	0,30	506	-	2,2	0,82	1,5	<1	<1	<0,2	9,0	0,02
ad014	0–5	13	14	-	-	130	4 460	-	29	0,57	0,71	<1	7,3	<0,2	110	0,13
ad008	0–5	5,1	39	0****	2 530	693	20 200	2,2	35	<0,05	0,46	<1	<1	<0,2	140	0,59

ad009	0-5	8,8	19	-	-	332	5 380	-	38	0,27	0,27	<1	<1	3,1	280	1,8
ad010	0-5	11	9,1	6,4	630	8,6	1 440	0,95	5,7	0,19	0,19	<1	<1	2,2	44	0,03
ad011	0-5	17	5,7	7,9	120	3,6	1 330	0	4,1	0,15	0,15	<1	1,3	0,91	40	0,02
ad011	10-15	23	8,5	60	570	4,3	2 690	0,13	17	0,11	0,11	<1	6,3	1,6	170	1,7
ad011	15-20	25	7,5	57	66	7,9	5 320	0	15	0,076	0,076	<1	<1	<0,2	200	0,08
ad013	0-5	15	4,0	10	0	0,98	691	0,12	4,7	4,6	10	3,1	<1	<0,2	17	2,1

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

*Även duplikat ad015 respektive ad016

**Inkluderar inte dibens(ah)antracen då detta ämne inte kunde bestämmas på grund av matrisstörningar

***Summan PAH₁₆ kan inte beräknas då många ämnen inte kunde bestämmas på grund av matrisstörningar. För de PAH-ämnena som kunde bestämmas var halterna i medeltal dubbelt så höga som i prov ad006, 0-2 cm.

**** Klororganiska bekämpningsmedel fick bestämmas med en annan metod, med upp till 100 gånger högre rapporteringsgräns, i detta prov på grund av matrisstörningar. Om samma metod hade använts för de andra proven från området hade DDT, DDE och DDD aldrig kunnat uppmätas i halter över rapporteringsgränsen.

Tabell 23. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område ad Olshammar. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
ad006	0-2	0,39	<0	0,06	7,4	1,1	<1,3	-	-
ad006	2-7	0,45	<0	0,07	36	5,1	<2,6	-	-
ad007*	0-5	1,7	0,44	0,92	0,92	0,15	0,48	-	-
ad005	0-5	1,4	0,42	1,4	0,32	0,07	0,46	<0,1	<34
ad001	0-5	1,1	0,56	1,7	0,21	0,05	<0,1	-	-
ad002*	0-5	1,3	0,55	1,6	<0,2	0,04	0,21	-	-
ad003	0-5	0,98	0,59	1,5	<0,2	0,04	<0,1	-	-
ad003	10-15	1,9	0,82	2,4	0,51	0,09	1,1	-	-
ad003	20-25	3,2	1,3	3,9	0,36	0,08	<0,1	-	-
ad004	0-5	1,1	0,50	1,4	<0,2	0,04	<0,1	-	-
ad014	0-5	26	0,73	0,35	43	0,05	<0,04	-	-
ad008	0-5	1,7	0,07	0,18	2,1	0,21	<0,02	-	-
ad009	0-5	6,1	0,58	0,38	3,5	0,08	0,50	-	-
ad010	0-5	2,8	0,68	0,33	1,6	0,07	0,74	-	-
ad011	0-5	1,2	0,39	0,22	2,1	0,09	0,50	<0,1	<29
ad011	10-15	1,8	0,51	0,43	1,5	0,14	0,59	-	-
ad011	15-20	1,4	0,29	0,43	3,5	0,30	<0,1	-	-
ad013	0-5	0,63	0,84	1,1	<0,2	0,03	<0,2	-	-

	Halt överskrider bedömningsgrund
	Halt underskrider bedömningsgrund
	Kvot bör tolkas med försiktighet

*Även duplikat ad015 respektive ad016

Sammanfattning av område ad Olshammar

I Olshammar har två olika delområden undersökts – i norr Kampaviken med en transekt utåt och i söder Sörviken med en transekt utåt. I båda områdena finns det en tydlig industriell påverkan. I det norra området visar sig detta exempelvis i det avvikande provet ad006 längst in i Kampaviken som troligtvis består av mesa-material. I Sörviken förekommer fibersediment som innehåller rikligt med organiska föroreningar. Detta är inte förvånande då Sörviken är grund och har varit recipient för massabruket under hela dess aktiva period.

Halterna av grundämnen i område ad är i mellanskiktet, sett över de områden som har undersökts. Längs transekten från Kampaviken till Lövsundsfjärden har en del ämnen, bland annat bly och zink, jämna halter som är högre än i det södra delområdet. Det är möjligt att detta beror på en påverkan från de höga grundämneshalterna i de undersökta områdena österut, till exempel Kärrafjärden. I Sörviken har enstaka lokaler höga halter, bland annat en hög halt av kadmium längst in i viken. Bedömningsgrunderna för kadmium och bly överskrids på flera lokaler och för koppar på en lokal i område ad.

Sörviken är kraftigt förorenat av många organiska ämnen, bland annat PCDD/F, HCB och PAH₁₆. Tillsammans med område cb Tabergsån utmärker sig område ad som högförorenat. En källspårning för PCDD/F (se avsnittet *Källspårning av föroreningar*) visar att en källa som kännetecknas av förekomst av hexaklorerade dioxiner dominerar i området. Detta är en källa som kopplas till utsläpp från massabruk. Även användning av tetraklorfenol, till exempel vid impregnering av trä vid sågverk, förefaller ha orsakat en del av PCDD/F-föroreningen i Sörviken.

Område ae Grönsundet och af Hargeviken

Båda områdena ligger i Askersunds kommun, Örebro län. Område ae utgörs av en nära 14 km lång transekt som börjar i norr där Edösundet och Kärrafjärden möts. Transekten följer Stora Hammarsundet och sedan Grönsundet ut till Störvättern och dess djupare delar (fig. 43). Totalt undersöktes sju lokaler i område ae Grönsundet. Ytsediment provtogs för miljökemisk analys på sex av dessa lokaler och på en av lokalerna ute i Vättern provtogs även två djupare nivåer i sedimentet (tabell 24).

Område af Hargeviken tillkom på grund av det i norra delen av Vättern planerade vattenintaget för Vätternvattenprojektet. Två transekter placerades ut. En börjar på cirka 26 m djup väster om Hargemarken och sträcker sig mot sydväst ner till cirka 83 m djup; den andra transekten startar på 45 m djup väster om Forsanäset och sträcker sig nästan rakt västerut ner till 85 m djup där den går ihop med den första transekten (fig. 43). I område af placerades endast en provlokal ut, på ett djup av 80 m längs den norra transekten. Det var först på detta djup som det bedömdes vara en lämplig ackumulationsbotten (tabell 24).

Tabell 24. Sedimentundersökningar i område ae Grönsundet, och af Hargeviken. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggspaket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggspaket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; KB – klorerade bekämpningsmedel (när endast denna analys gjordes, inte hela TP1); Cr6+ – sexvärt krom; Läk – läkemedel; CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används; samt Pb-210 – när kärnan har daterats med hjälp av Pb-210.

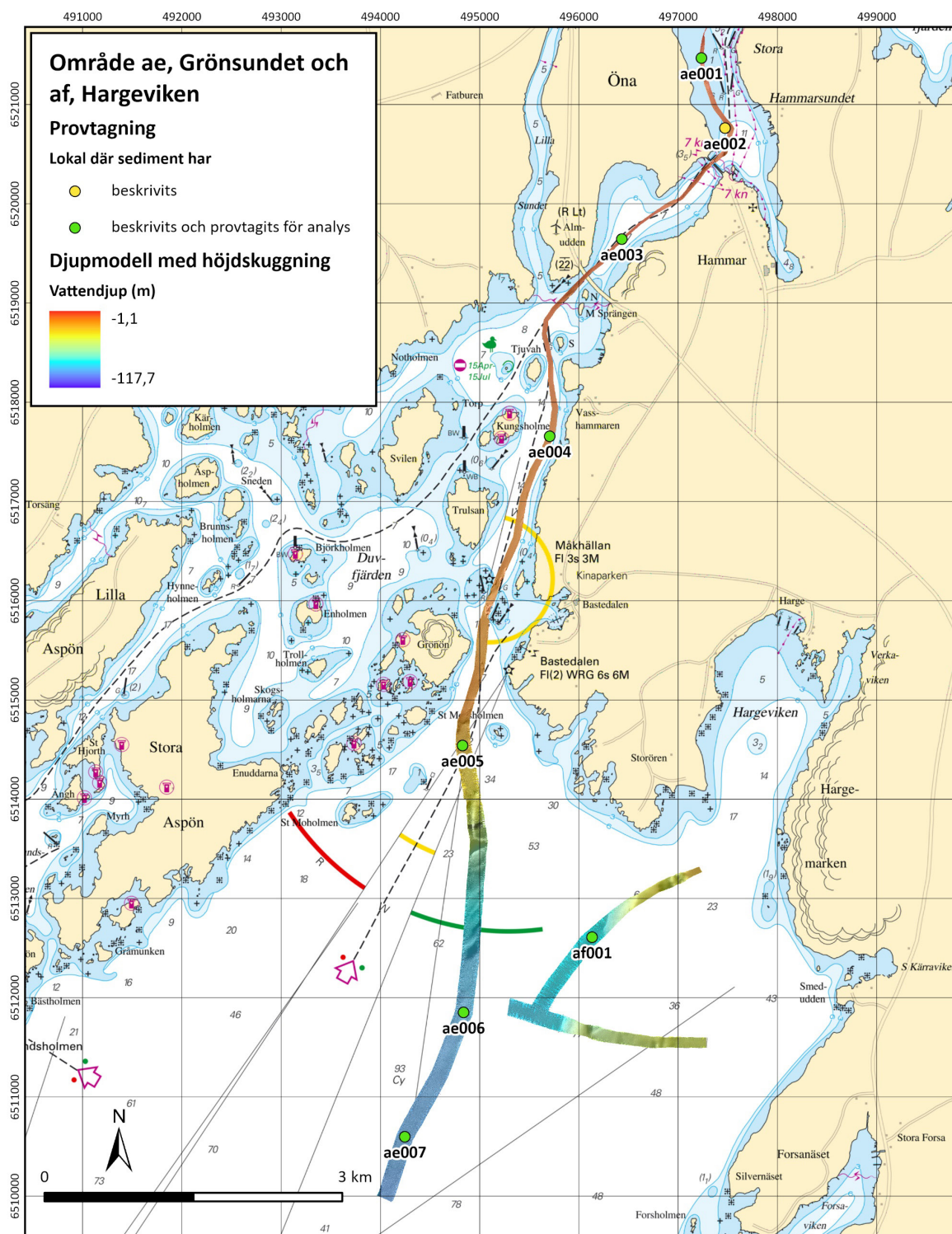
Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
ae001*	6,4	0–44: Postglacial gyttjelera 44–50: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, Cr ⁶⁺
ae002	10	0–1: Postglacial gyttjelera 1–22: Postglacial gyttjelera	–	–
ae003	4,8	0–24: Postglacial gyttjelera 24–38: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1**, Cr ⁶⁺
ae004*	13	0–26: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1**, Cr ⁶⁺ , CUP, Pb-210
ae005	27	0–12: Postglacial lergyttja 12–41: Postglacial lergyttja	0–5	GP
ae006	90	0–20: Postglacial gyttjelera 20–50: Postglacial gyttjelera	0–5	GP
ae007	92	0–28: Postglacial gyttjelera	0–5 5–10 15–20	GP, TP1, TP2, Pb-210 GP, KB GP, KB
af001	80	0–22: Postglacial gyttjelera 22–59: Postglacial gyttjelera	0–5	GP

*Även duplikat ae009 respektive ae010

**Diuron inte inkluderat

Bakgrund

Varken område ae Grönsundet eller område af Hargeviken har någon misstänkt föroreningskälla inom sina områden utan syftet med undersökningen är att se om det finns någon förorenings-spridning från de tre områdena i norr: Alsen, Åmmelången och Kärrafjärden. Ett ytterligare syfte var att undersöka föroreningssituationen längre österut, närmare det planerade vattenintaget.



Figur 43. Översikt över område ae Grönsundet och af Hargeviken, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Transekten ae Grönsundet börjar redan uppe i Stora Hammarsundet, som på land omges av mestadels lera och silt men även isälvsmaterial. Isälvsaterialet härrör från den rullstensås som kommer upp från Vättern vid Storörsudden, på västra sidan av Hargeviken. Åsen och isälvsavlagringen fortsätter intermittent norrut till samhället Hammar där både kyrkan och resterna av den gamla Hammarbron är grundlagda på den. Isälvsavlagringen fortsätter på västra sidan av

Stora Hammarsundet och vidare upp mot Stjärnsund och västra sidan av Alsen. Även i den övre delen av Duvfjärden består geologin på land till största delen av lera-silt. Längre söderut i Duvfjärden, förbi den stora Hammarbron och ner mot mynningen av Grönsundet ut i Störvättern domineras geologin på land av berg och morän. Utefter transekten består sedimenten nästan uteslutande av unga postglaciala gyttjeleror, upp till 10 m mäktiga. Enda undantagen är de branta sluttningarna från de strandnära delarna och ner mot norra Störvätterns djupare delar på 80–90 m djup. De branta sluttningarna bedöms i stället vara erosions- eller transportbottnar. På de två transekterna som hör till område af Hargeviken kan man i dess östra delar se förlängningen av den rullstensås som kommer upp ur Vättern vid Storörsudden på västra sidan av Hargeviken. I övrigt var sedimentförhållandena jämförbara med område ae: de branta sluttningarna bedömdes vara erosions- eller transportbottnar och det var först när botten planade ut vid 80 m djup som det blev en tydlig ackumulationsbotten.

Miljökemiska förhållanden

Provtagning av ytsediment har gjorts på sex lokaler längs transekten ae. På ae007 längst ut på transekten analyserades även djupare nivåer i sedimentet. Den provtagna lokalen i område af Hargeviken ligger inte inne i Hargeviken utan i det djupare område där även lokal ae006 och ae007 ligger. Till väster om dessa tre lokaler, i ett anslutande djupt område, ligger lokal ad013 längst ut på en transekt från området ad Olshammar.

Sedimentets ackumulationshastighet har bestämts på två lokaler i område ae, ae004 och ae007. Ackumulationshastigheten, som ett genomsnitt för respektive analyserad kärna, var 0,18 respektive 0,24 cm/år. När sedimentets ålder räknas ut med hänsyn taget till sedimentets kompaktion motsvarar provet från 0–5 cm på lokal ae004 cirka 18 år från 2004 till 2022. På lokal ae007, där tre olika nivåer har analyserats för föroreningar, motsvarar 0–5 cm 2005–2022, 5–10 cm motsvarar 1986–2005 och 15–20 cm motsvarar 1944–1966.

I tabellerna som redovisar föroreningshalter (tabell 25–27) är lokalerna ordnade i geografisk ordning från Stora Hammarsundet och utåt, men med lokal af001 placerad sist. Norr om område ae angränsar, som redan nämnts, områdena aa Alsen respektive ac Kärrafjärden.

Halterna av grundämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag ligger generellt i klasserna 1–3 i områdena ae och af, det vill säga, från ingen till tydlig avvikelse från jämförvärde (tabell 25). Bly och zink har däremot halter som i en del prov klassas ha stor eller mycket stor avvikelse från jämförvärdet. För dessa två ämnen, samt kadmium, är det tydligt att halterna är som högst längst inne på transekten, på lokal ae001, och minskar utåt. Detta beror sannolikt på en spridning utåt av de höga halterna i område ac Kärrafjärden, vars lokal ac007 är lokaliserad relativt nära ae001. Koppar och arsenik har också sjunkande halter utåt längs transekten men har högre halter på de djupa lokalerna utanför Grönsundet, det vill säga ae006, ae007 och af001. För många grundämnen, inklusive arsenik, kvicksilver, krom, litium, nickel och uran, förekommer de högsta halterna i området på dessa tre lokaler i stället för längs transekten nära land. För bly, zink och kadmium, de tre ämnen som har högst halter närmast Kärrafjärden och sedan minskar utåt längs transekten, är halterna mer än dubbelt så höga i ytsediment på lokal af001 än på de två andra lokalerna på de djupa bottenarna utanför Grönsundet ae006 och ae007. Orsaken till detta är oklar – om det skulle röra sig om en transport från Zinkgruvans nuvarande sanddeponi Enemossen via Forsåån ut i Störvättern så borde det påverka alla tre lokalerna eftersom avståndet till mynningen är liknande. Halterna på af001 liknar halterna på ae005 eller ae004 längre in längs transekten, det vill säga avsevärt lägre än i område ac Kärrafjärden. Möjligtvis kan det röra sig om hur vattnet strömmar när det kommer ut från Vätterns norra skärgård, men samtidigt ska resultaten tolkas med försiktighet eftersom det endast rör sig om ett prov.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För bly överskrider dessa i alla nio prov från området; för kadmium i sex av nio och för koppar i fem av nio prov (tabell 27).

Halterna av organiska föroreningar är generellt inte så höga i område ae och af (tabell 26). PAH₁₆-halterna klassas som medelhöga, med en hög halt i provet från den djupaste nivån från lokal ae007, 15–20 cm, men ae och af tillhör över lag inte de områden som har högst PAH-halter. Vad gäller alkylerade PAH:er är halterna relativt låga, från 0,057 till 0,19 mg/kg ts i de tre ytsedimentprov från område ae som analyserades. För oljeindex var halterna under rapporteringsgränsen (< 50 µg/kg ts) i två av proverna och 56 µg/kg ts i det tredje.

Halterna av PFAS, inklusive PFOS, har en tydligt ökande trend utåt längst transekten. På de tre lokalerna längst ute i Vättern, ae006, ae007 och af001, är halterna av PFAS₃₄ i ytsedimentet relativt lika, från 8,7 till 9,5 µg/kg ts. Dessa är i nivå med halterna på andra lokaler tagna längst ut på transekterna i Vättern. I den sedimentkärna som togs på lokal ae007 är halterna som högst i ytan och sjunker nedåt. Andra ämnen vars halter ökar utåt längs transekten är PCDD/F och PCB₇. För dessa ämnen är emellertid halterna högre längre ner i sedimentkärnan som togs på lokal ae007, till skillnad från PFAS där halterna var som högst i ytan. PCB₇-halterna klassas som låga till medelhöga i område ae och af, och halterna är lägre här än i många andra undersökta områden. För PCDD/F klassas halterna som låga till höga enligt norska bedömningsgrunder som har andra kriterier. Jämfört med andra områden är PCDD/F-halterna i område ae och af, som toxicitets-ekvivalenter (TEQ) mycket lägre än i de två högförorenade områdena ad Olshammar och cb Tabergså, men något förhöjda i förhållande till många andra områden. Ftalater och PBDE:er analyserades på tre lokaler och kunde uppmätas, men i relativt låga halter jämfört med många andra områden i undersökningen.

ΣDDT har bara analyserats på tre lokaler, men halterna var då bara över rapporteringsgränsen på lokal ae007, där halterna var högre längre ner i den provtagna sedimentkärnan (15–20 cm). Ursprungsprodukten *p,p'*-DDT kunde uppmätas i alla tre proven från lokal ae007 men utgjorde bara 9–15 % av totalhalten av *p,p'*-ämnen, vilket tyder på att DDT härrör från äldre utsläpp. Nedbrytningsprodukterna *p,p'*-DDE dominerade i proverna från 0–5 och 5–10 cm djup, medan *p,p'*-DDD var det ämne som förekom i högst halt på nivån 15–20 cm. Halterna av HCB var som högst i ytsediment på lokaler längre ut på transekten, det vill säga ae006, ae007 och af001. Halterna avtog längre in längs transekten och var under rapporteringsgränsen på de två lokalerna längst in, ae001 och ae003. På lokal ae007, där tre sedimentnivåer provtogs, var halterna högst i ytsedimentet och lägst på den nedersta nivån, 15–20 cm. Lindan, det vill säga gamma-HCH, förekom i en halt ovanför rapporteringsgränsen (0,22 µg/kg ts) i provet från 15–20 cm på lokal ae007. Förutom detta ämne, HCB, DDT och relaterade ämnen var det inga andra klorerade bekämpningsmedel som hade halter över rapporteringsgränsen i område ae och af.

Halterna av TBT och de andra tennföreningarna DBT och MBT är låga i område ae och af jämfört med många andra områden i undersökningen. Längst in på transekten är halterna högre, som mest 5,6 µg/kg ts på lokal ae001, sannolikt påverkat av de högre halterna i område aa Alsen och ac Kärrafjärden. För att utvärdera nedbrytningen kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT. Denna visar på en långt gången nedbrytning på alla lokaler där TBT kunde rapporteras (kvot 0,09–0,35) förutom lokal ae001 längst in på transekten där kvoten var 0,98. Det verkar alltså förekomma mer nytillförsel här, men det är ändå mer av nedbrytningsprodukterna än av ursprungsmaterialet TBT. Cybutryn (Irgarol), som liksom TBT använts som bland annat biocid för båtbottnskydd, analyserades i tre prov från område ae men var under rapporteringsgränsen i alla tre proverna.

Cr⁶⁺ analyserades på de tre lokaler som var längst in på transekten ae men halterna var aldrig över rapporteringsgränsen. En del ämnesgrupper analyserades endast i ytsediment på en av lokalerna,

ae007. Detta omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater. Av dessa var det bara en alkylfenol, 4-*t*-pentylfenol, som hade en halt som var ovanför laboratoriets rapporteringsgräns. Halten var 55 000 µg/kg ts och förutom ett prov från utsjölokalen b4 på 59 000 µg/kg ts hade alla andra analyserade prov halter under rapporteringsgränsen på 10 eller 100 µg/kg ts. Den höga halten på lokal ae007 går därför inte att förklara.

För TBT, antracen, fluoranten och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För TBT överskrids gränsvärdet på lokalen längst in på transekten, ae001, men är under gränsvärdet på övriga lokaler (tabell 27). För antracen och fluoranten överskrids inte gränsvärdena i något av proverna. Siloxaner undersöktes i ett prov från området och D5 var då under rapporteringsgränsen vilket innebär att den effektbaserade bedömningsgrunden inte överskreds. D4 hade också en halt under rapporteringsgränsen men då denna är hög i förhållande till bedömningsgrunden går det inte att avgöra om bedömningsgrunden överskrids.

Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i ett prov från lokal ae004. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

Tabell 25. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område ae Grönsundet och af Hargeviken. Färgen visar avvikelse från jämförelsevärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
ae001*	0–5	11,2	13,0	15,6	22,1	66,0	0,0837	23,2	18,2	1 210	6,53	3 535	0,351
ae003	0–5	8,00	9,30	12,2	20,7	48,9	0,0502	19,8	17,1	549	5,18	2 000	<0,2
ae004*	0–5	7,11	3,32	12,4	25,8	31,4	0,0566	24,5	18,3	465	6,35	1 075	0,405
ae005	0–5	7,53	2,36	11,1	30,6	34,7	0,0805	25,1	21,1	293	6,85	748	0,372
ae006	0–5	17,5	1,55	13,0	36,3	42,8	0,100	34,2	26,9	148	9,31	520	0,253
ae007	0–5	17,8	1,45	12,8	36,3	44,5	0,0976	31,5	27,0	136	9,45	517	0,392
ae007	5–10	11,6	2,34	12,5	41,8	52,6	0,112	32,3	29,9	190	9,90	742	0,582
ae007	15–20	17,8	1,51	12,9	36,7	45,3	0,105	32,0	26,8	145	9,64	536	0,290
af001	0–5	18,8	4,28	12,8	34,5	59,3	0,155	32,8	27,6	334	9,07	1 230	0,344

Klass 1 Ingen avvikelse från jämförelsevärde

Klass 2 Liten avvikelse från jämförelsevärde

Klass 3 Tydlig avvikelse från jämförelsevärde

Klass 4 Stor avvikelse från jämförelsevärde

Klass 5 Mycket stor avvikelse från jämförelsevärde

*Även duplikat ae009 respektive ae010

Tabell 26. Halter av organiska föroreningar, torrsbstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område ae Grönsundet och af Hargeviken. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	TS	TOC	ΣDDT	Σtalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
µg/kg ts																
ng TEQ/kg ts																
ae001*	0–5	19	4,3	-	-	<0,3	450	-	1,5	0,20	0,47	5,7	<1	5,6	0,40	0,01
ae003	0–5	24	3,9	0	209	<0,1	397	0,053	1,5	0,23	0,37	3,5	<1	1,2	1,1	0,01
ae004*	0–5	23	3,3	0	264	0,25	519	0,056	1,8	0,57	1,2	4,1	0,93	0,47	3,2	0,02
ae005	0–5	19	3,5	-	-	0,50	639	-	3,3	0,87	1,9	2,6	<1	0,61	7,6	0,03
ae006	0–5	15	4,1	-	-	0,77	677	-	2,8	4,1	9,0	3,2	<1	<0,2	11	0,03

ae007	0–5	15	4,2	7,3	61	0,81	644	0,18	4,4	4,5	8,7	<1	<1	<0,2	14	2,1
ae007	5–10	18	4,1	14	-	0,45	946	-	6,6	1,0	1,6	2,7	<1	0,97	25	0,05
ae007	15–20	17	4,0	32	-	0,37	2 070	-	5,0	0,15	0,15	<1	<1	<0,2	18	1,4
af001	0–5	16	4,2	-	-	0,73	699	-	5,7	4,4	9,5	2,6	<1	<0,2	17	1,7

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

*Även duplikat ae009 respektive ae010

Tabell 27. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område ae Grönsundet, och af Hargeviken. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
ae001*	0–5	5,6	1,6	9,3	0,23	0,04	4,1	-	-
ae003	0–5	4,0	1,2	4,2	0,28	0,04	0,93	-	-
ae004*	0–5	1,4	0,69	3,6	0,19	0,05	0,44	-	-
ae005	0–5	1,0	0,79	2,3	<0,2	0,06	0,55	-	-
ae006	0–5	0,67	0,94	1,1	<0,2	0,04	<0,2	-	-
ae007	0–5	0,63	0,97	1,0	<0,2	0,03	<0,1	<0,1	<39
ae007	5–10	1,0	1,3	1,5	0,26	0,05	0,75	-	-
ae007	15–20	0,66	1,1	1,1	0,59	0,10	<0,2	-	-
af001	0–5	1,9	1,5	2,6	<0,2	0,04	<0,1	-	-

	Halt överskrider bedömningsgrund
	Halt underskrider bedömningsgrund
	Kvot bör tolkas med försiktighet

*Även duplikat ae009 respektive ae010

Sammanfattning av område ae Grönsundet och af Hargeviken

Undersökningarna i område ae och af är av intresse då de visar hur föroreningshalterna ändras från inre skärgården ut till Storsvättern. Bly, zink och kadmium har högst halter längst inne på transekten och minskande halter utåt, vilket troligtvis beror på ett inflytande från de höga halterna i område ac Kärrafjärden. Många andra grundämnen förekommer däremot i högst halter på de tre lokalerna ute i Storsvättern. Bedömningsgrunderna för metaller överskrids i många prov från området.

Jämfört med andra undersökta områden är halterna av organiska föroreningar inte så förhöjda i området. Halterna ökar ofta utåt vilket pekar på att det inte finns några märkbara pågående källor i områden uppströms. Halterna är också oftast högre längre ner i sedimentet på den lokal som har undersökts på flera nivåer, vilket pekar på att föroreningssituationen var värre tidigare. Vid källspårning av PCDD/F fanns det ett märkbart inflytande av en källa som var karaktäristisk för område ad Olshammar, även i proverna från område ae Grönsundet (se fig. 36). PFAS har en tydligt ökande trend utåt och även högst halter i ytsedimentet på den lokal som undersökts på flera nivåer. Dessa två observationer, och även halterna på lokalerna längst ut på transekten, överensstämmer väl med hur det ser ut i andra undersökta transekter och utsjöområden i Vättern.

Halterna av så kallade nutida bekämpningsmedel, som undersöktes på en lokal längs transekten, var något lägre än i de två proverna från områden uppströms (aa Alsen och ac Kärrafjärden).

Område ba Inre Motalaviken och bb Hamraviken

Båda de undersökta områdena ligger i Motala kommun, Östergötlands län. Motalaviken har av praktiska skäl delats in i ba Inre Motalaviken och bd Yttre Motalaviken. Område ba Inre Motalaviken ligger vid Vätterns utflöde till Motala ström (fig. 44). Dess norra sida angränsar till Motala stad medan dess södra utgörs av industriområden. I hela området öster om en linje mellan Tegelvik och Dynudden sjömättes en större yta heltäckande med hydroakustik medan en kort transekt täckte resten av Motalavikens utbredning västerut. Totalt placerades tre provlokaler ut i den Inre Motalaviken varav två provtogs för miljökemisk analys; på en av lokalerna provtogs även djupare nivåer i sedimentet (tabell 28).

Vid Hamraviken, strax söder om Inre Motalaviken, sjömättes ett mindre område heltäckande med hydroakustik (fig. 44). Från detta område drogs även en transekt mot nordväst, ut mot djupare delar av Motalaviken. Inom delområdet Hamraviken placerades tre provlokaler varav två provtogs för miljökemisk analys (tabell 28). Längre ut, utanför Råssnäsudden och Lundaudden, tar område bd vid, det vill säga Yttre Motalaviken.

Tabell 28. Sedimentundersökningar i område ba Inre Motalaviken, och bb Hamraviken. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggspaket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggspaket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; Läk – läkemedel; samt CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
ba001	3,5	0–21: Sandig siltig gyttjelera 21–26: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1
ba002	4,7	0–13: Postglacial finsandig grovsilt	–	–
ba003	9,5	0–30: Postglacial siltig gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2
			8–13	GP, TP1
			16–21	GP, TP1
bb001*	13	0–9: Postglacial lergyttja 10–41: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1, Läk, CUP
bb002	3,3	0–8: Postglacial silt	–	–
bb003	5,5	0–5: Postglacial gyttjig sandig lerig silt	0–3	GP

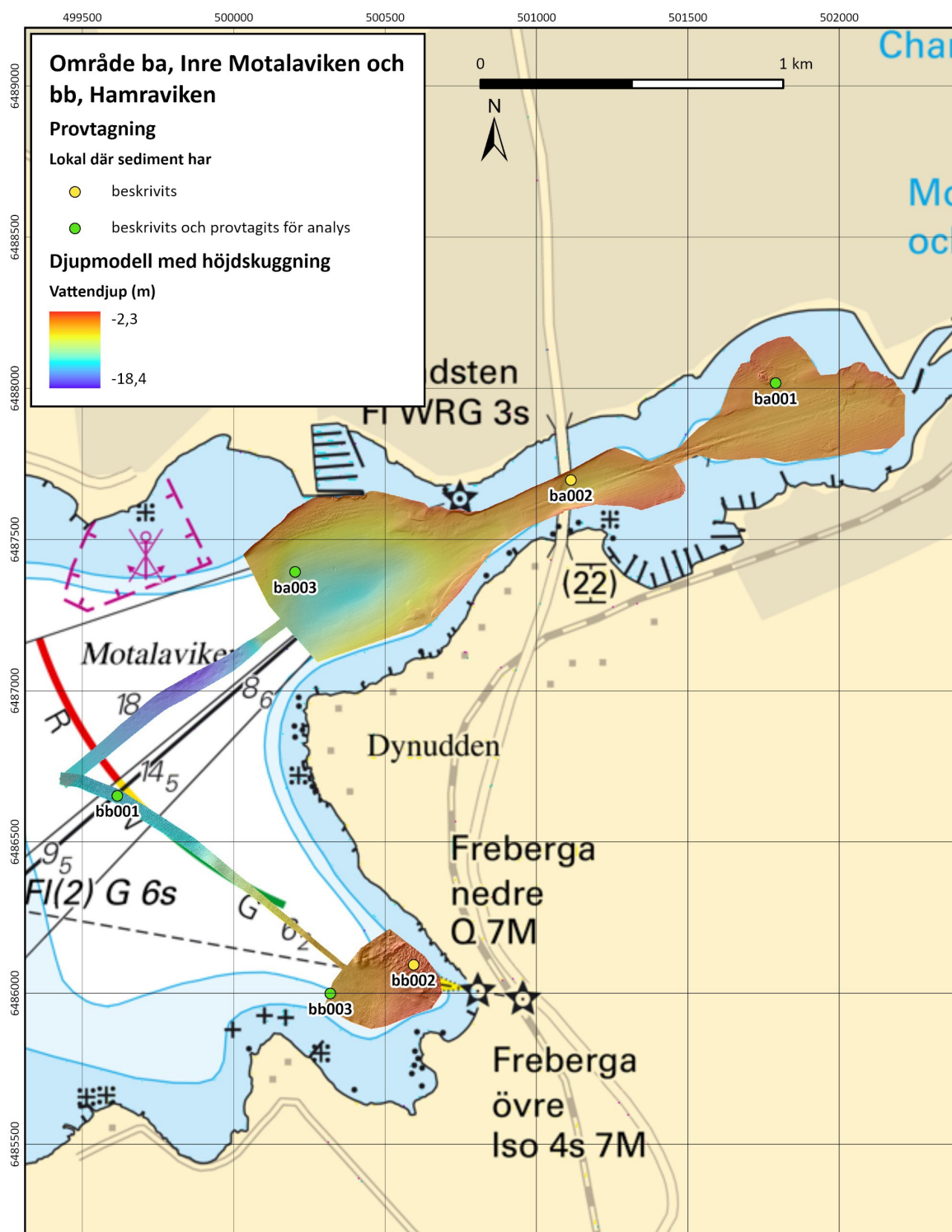
*Även duplikat bb004

Bakgrund

Undersökningarna i område ba Inre Motalaviken med transekt avser att fånga upp påverkan från källorna lokaliserade i Motala stad utefter norra stranden och industriområdet utefter södra stranden. I industriområdet på Inre Motalavikens södra strand finns i dag ett småbåtsvarv, några verkstadsindustrier, och en industrideponi. Det har även funnits en oljedepå i området. Strax öster om undersökningsområdet övergår viken till Motala ström som är Vätterns naturliga utflöde. Vätterns vattendelare går precis där den gamla Strömbron över Motala ström och den första slussen i Göta kanals östra del är belägna. Föroreningar från staden och dess industrier som har kommit ut i viken kan, till viss del, följt med vattnet via Motala ström och hamnat i sediment längre nedströms. Men Motala ström är dämd vid ett vattenkraftverk 2,5 km nedströms utloppet i Inre Motalaviken, något som efter dess tillkomst måste ha minskat strömhastigheten i den östra delen av Inre Motalaviken och ökat sannolikheten att föroreningar från Motala stad och industriområdet blir kvar i Inre Motalaviken.

Område bb Hamraviken har inkluderats i undersökningarna på grund av Birgerslunds industriområde som ligger cirka 1 km uppströms Sjöhamrabäcken. I området har det förekommit trä-

impregnering, skrothantering, plantskola samt några verkstadsindustrier. I sluttningen strax norr om industriområdet ligger Tuddarps avfallsanläggning och återvinningscentral.



Figur 44. Översikt över område ba Inre Motalaviken och område bb Hamraviken, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Områdets geologi är varierande men det som dominerar är moränterräng med en del isälvs-material i den östra delen av område ba. Den södra strandens industriområden vilar delvis på fyllning som har lagts ut i Inre Motalaviken. Det heltäckande undersökningsområdet i område ba har ett vattendjup på 3–6 m och är beläget nära utloppet till Motala ström. I den västra, något djupare delen övergår mätområdet till en transekt ut till Motalavikens djupare delar. Råsnäsuddens förlängning söderut under vattenytan har skapat en tröskel som begränsar Inre Motalavikens sträckning västerut mot öppnare delar av Vättern. Detta har gett förutsättningar för ackumulation i Motalaviken. I område bb Hamraviken överlagras moränen till viss del av glacial lera. Utöver det förekommer det även fläckvisa utbredningar av torv, svallsediment, postglacial silt och postglacial sand. Industriområdet Birgerslund ligger delvis på isälvs-material omgivet av morän och lera. Spridning av föroreningar därifrån kan sålunda ha skett såväl genom isälvs-materialet som på leran ner i bäcken och möjligen vidare ut i Hamraviken belägen cirka 1 km nedströms. Motalaviken är, som nämnts ovan, relativt väl skyddad från Störvättern så förutsättningar för ackumulation finns men kan på grunda lokaler påverkas av vågor. De grunda lokalerna ba002 nära Motalabron och bb002 provtogs inte för miljökemisk analys eftersom de inte bedömdes vara lämpliga ackumulationsbottnar.

Miljökemiska förhållanden

I område ba och bb har totalt sex lokaler undersökts. På två av dessa, ba002 och bb002, indikerade bottenmaterialet att det inte var ackumulationsbotten då det var relativt grovkornigt (bedömdes som silt i stället för lera). Lokalerna ansågs därför inte vara lämpliga för miljökemisk analys. Även på lokal bb003 var bottenmaterialet relativt grovkornigt och lokalen var därför inte optimal för kemisk analys. På grund av brist på andra lämpliga lokaler gjordes ändå en kemisk analys av ytsedimentet på denna lokal, men vid utvärdering av resultaten bör man komma ihåg att bb003 är en lokal med hög torrsubstanshalt och låg halt TOC, vilket innebär att halterna av föroreningar brukar vara låga. På fyra lokaler har alltså ytsediment (0–3 eller 0–5 cm) analyserats, och på en av dessa lokaler, ba003, har en sedimentkärna tagits och två djupare nivåer i sedimentet har också analyserats. I tabellerna som redovisar föroreningssituationen (tabell 29–31) är lokalerna placerade i ordning från den innersta delen av Motalaviken och utåt mot Vättern, följt av lokal bb003 närmre land mot Hamraviken.

Halterna av grundämnen är relativt låga i området. För de grundämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag ligger halterna i klasserna 1–3, det vill säga från ingen till tydlig avvikelse från jämförvärde (tabell 29). En del ämnen har högst halter på lokal ba001 längst in vid centrala Motala, inklusive krom, koppar och zink, men det finns inga genomgående geografiska trender i halterna av grundämnen. Halterna är mycket låga på lokal bb003, vilket kan bero på att det på denna lokal inte är regelrätt ackumulationsbotten. Detta visar sig genom den höga torrsubstanshalten på 51 % och den låga TOC-halten på 1,3 % (tabell 30). I den sedimentkärna som togs på lokal ba003 är halterna generellt, men inte alltid, högre i ytsedimentet (0–5 cm) än på djupare nivåer. De mest tydligt förhöjda halterna i ytsedimentet jämfört med djupare nivåer förekom för kadmium, zink, kvicksilver och metylkvicksilver. Ackumulationshastigheten har inte bestämts på denna lokal, men det är troligt att den är låg och att de djupare sedimentnivåerna representerar mycket äldre sediment, även om exakta tidsintervall inte kan anges.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). Dessa bedömningsgrunder överskrids inte för något ämne i något av proverna.

Halterna av organiska föroreningar varierar från klass 1 till 5, det vill säga mycket låg till mycket hög halt, enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (tabell 30). Det är bara PCB₇ på lokal ba001 som förekommer i mycket hög halt. Denna halt

beror på en mycket hög halt av ett av de ingående ämnena, PCB 180. Att halten är så hög jämfört med de övriga sex PCB:erna är ovanligt, och halten bör därför tolkas med försiktighet.

Generellt ligger halterna av organiska föroreningar i Inre Motalaviken och Hamraviken, i likhet med grundämnen, i mellanskiktet eller lägre av de undersökta områdena. Förutom den tidigare nämnda mycket höga halten av PCB₇ på lokal ba001, vilket är den näst högst uppmätta halten av detta ämne i undersökningen förutom i område cb Tabergsån, finns det något förhöjda halter av PAH₁₆, oljeindex, TBT och cybutryn i detta område. Detta återspeglar troligtvis närheten till Motala, med industrier och båttrafik på bland annat Göta kanal. Halterna av PAH₁₆ är som högst på lokal ba001, 3 400 µg/kg ts, följt av bb001. Provet från ba001 har också den högsta halten av oljeindex, 489 mg/kg ts, medan de övriga fem analyserade proverna hade mellan 29 och 69 mg/kg ts (bb003 inte analyserad). Alkylerade PAH:er hade halter över rapporteringsgränsen i de tre analyserade ytsedimentproverna (bb003 inte analyserad), från 0,14 till 0,58 mg/kg ts. I proverna längre ner i sedimentkärnan från lokal ba003 var halterna av alla alkylerade PAH:er under rapporteringsgränserna.

TBT och de andra tennföreningarna DBT och MBT hade halter över rapporteringsgränserna i ytsedimentet på lokal ba001, ba003 och bb001, medan halterna var under rapporteringsgränserna på lokal bb003 och de djupare proverna från lokal ba003. För att utvärdera nedbrytningen av TBT kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT. Kvoterna i de tre proverna med mätbara halter är 0,67 till 0,87, vilket visar på att en nedbrytning skett. Detta är rimligt, med tanke på att nytillförsel av TBT borde ha begränsats. Cybutryn, även kallat Irgarol, har i likhet med TBT använts för bland annat båtbottnskydd. Detta ämne förekom i halter på 0,40 till 2,3 µg/kg ts med den högsta halten på lokal bb001. Lokal bb003 analyserades inte och på de djupare nivåerna i sedimentet på lokal ba003 var halten under rapporteringsgränsen.

Halten av PFOS följer det övergripande mönstret i många områden, med högst halt längst ut på transekten mot Störvattnen, i detta fall lokal bb001. I sedimentkärnan från ba003 sjunker halten successivt nedåt i kärnan, vilket också det överensstämmer med den övergripande mönstret i undersökningen, det vill säga högst halter i ytsediment. Halterna av summaparametern PFAS₃₄ följer samma trend som PFOS vilket inte är förvånande då PFOS dominerar i halt i summaparametern.

Av de tre ämnen som ingår i Σ DDT var *p,p'*-DDT aldrig över rapporteringsgränsen i de fem analyserade proverna från detta område (bb003 inte analyserad). I stället var *p,p'*-DDE det dominerande ämnet med ungefär dubbelt så hög halt som *p,p'*-DDD. Att ursprungsämnet inte kan uppmätas utan bara nedbrytningsprodukterna pekar på att det rör sig om äldre utsläpp. Halten av Σ DDT var högst på lokal bb001, följt av ba003. I de djupare nivåerna i sedimentkärnan från ba003 var inget av ämnena över rapporteringsgränserna. Förutom Σ DDT var det inga andra klorerade bekämpningsmedel som hade halter över rapporteringsgränsen. HCB analyserades i alla sex prov men var alltid under rapporteringsgränsen.

Ftalater och PBDE₆ analyserades i fem prov, och minst ett ingående ämne var över rapporteringsgränsen i tre respektive fyra prov. Halterna av Σ ftalater var låga jämfört med andra områden som undersökts, medan halterna av PBDE₆ var medelhöga.

För TBT, antracen, fluoranten och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För TBT överskrider gränsvärdet i tre av sex prov trots att det har varit förbjudet länge (tabell 31). Proverna där gränsvärdet överskrider är de tre ytsedimentproverna från lokal ba001, ba003 och bb001, medan TBT-halten var under gränsvärdet i det mer grovkorniga och TOC-fattiga sedimentet på lokal bb003. De två PAH:erna antracen och fluoranten överskrider inte gränsvärdena i något av de sex analyserade proverna. Siloxaner analyserades i ett prov och D5 var då under rapporteringsgränsen, vilket innebär att den

effektbaserade bedömningsgrunden inte överskreds. D4 är också under rapporteringsgränsen men då denna är hög i förhållande till bedömningsgrunden går det inte att avgöra om bedömningsgrunden överskreds.

Läkemedel analyserades i ett prov från lokal bb001 men inget ämne förekom i halter som var högre än laboratoriets rapporteringsgräns. I ytsedimentet (0–5 cm) på lokal ba003 analyserades oxy-PAH, alkylfenoler, siloxaner, klorerade paraffiner och organofosfater. Endast en alkylfenol, 4-*tert*-oktylfenol, förekom där i en halt över rapporteringsgränsen, 3,4 µg/kg ts.

Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i ett prov från lokal bb001. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

Tabell 29. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område ba Inre Motalaviken och bb Hamraviken. Färgen visar avvikelser från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg mg/kg ts	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
ba001	0–5	3,50	1,61	9,12	41,1	67,5	0,106	27,9	28,4	41,2	7,12	514	0,388
ba003	0–5	3,67	1,67	8,24	25,0	33,9	0,0974	28,3	21,7	29,0	3,70	255	0,363
ba003	8–13	3,02	0,177	8,54	26,8	22,8	<0,04	28,8	23,4	25,5	4,24	85,4	<0,05
ba003	16–21	2,92	0,160	8,92	27,4	23,8	0,0478	34,6	23,5	22,5	3,82	87,6	<0,05
bb001*	0–5	3,15	1,98	8,74	33,2	47,8	0,103	31,8	25,0	37,6	5,62	328	1,33
bb003	0–3	0,889	0,258	1,68	4,82	5,35	<0,04	7,41	4,44	5,20	0,999	68,0	0,114

Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

*Även duplikat bb004

Tabell 30. Halter av organiska föroreningar, torrsbstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område ba Inre Motalaviken och bb Hamraviken. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Bedømmingsgrader: Et stækk indberet alt anført i en tabel analysérats i det prøvet.																
Lokal	Nivå	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm		%	µg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
ba001	0–5	11	11	2,6	550	<0,3	3 400	0,48	52**	0,26	0,47	2,5	5,2	5,3	2,4	2,1
ba003	0–5	18	5,1	3,5	53	<0,3	1 340	0,15	4,1	0,40	0,47	2,1	1,4	2,3	0,17	0,04
ba003	8–13	22	5,2	0	0	<0,3	706	0,069	<0,1	0,052	0,052	<1	<1	<0,2	0,01	0
ba003	16–21	22	5,8	0	0	<0,3	540	0	<0,1	<0,05	0	<1	<1	<0,2	0	0
bb001*	0–5	12	7,0	4,8	132	<0,3	2 710	0,24	6,8	1,0	1,9	2,0	4,8	5,9	2,4	0,56
bb003	0–3	51	1,3	-	-	<0,1	<75	-	2,6	0,093	0,093	<1	<1	<0,2	0,03	0,01

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

*Även duplikat bb004

**Den mycket höga halten av PCB₇ beror på en mycket hög halt av PCB 180 på 37 µg/kg ts. Att halten av PCB 180 är så hög jämfört med de övriga sex ämnena som ingår i summahalten avviker från det generella mönstret. Halten bör därför betraktas som osäker.

Tabell 31. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område ba Inre Motalaviken, och bb Hamraviken. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
ba001	0–5	0,70	0,69	0,32	0,14	0,03	1,6	-	-
ba003	0–5	0,73	0,52	0,22	0,25	0,07	1,4	<0,1	<33
ba003	8–13	0,08	0,21	0,20	<0,2	0,02	<0,1	-	-
ba003	16–21	0,07	0,21	0,17	<0,1	0,01	<0,1	-	-
bb001*	0–5	0,86	0,65	0,29	0,16	0,03	2,6	-	-
bb003	0–3	0,11	<0	0,04	<0,7	<0,02	<0,5	-	-

	Halt överskrider bedömningsgrund
	Halt underskrider bedömningsgrund
	Kvot bör tolkas med försiktighet

*Även duplikat bb004

Sammanfattning av område ba Inre Motalaviken och bb Hamraviken

Sedimentet på en del lokaler i område ba och bb var för grovkornigt för att utgöra ackumulationsbotten, vilket troligtvis beror på vågpåverkan på grunda lokaler. På tre av de fyra provtagna lokalerna förefaller det vara ackumulationsbotten – på ba001 förekom sandig siltig gyttjelera, men torrsbstanshalt och TOC-halt överensstämmer med ackumulationsbottnar. Halterna av grundämnen är relativt låga i området och det finns inga tydliga geografiska trender. De effektbaserade bedömningsgrunderna för kadmium, koppar och bly överskrids inte i något av proverna. Halterna av organiska föroreningar ligger också generellt i mellanskiktet eller lägre jämfört med andra undersökta områden. Förutom en avvikande hög halt av PCB₇ i ett prov är halterna av PAH₁₆, oljeindex, TBT och cybutryn något förhöjda i detta område. Detta är rimligt med tanke på närheten till industrier och den relativt stora båttrafiken. Gränsvärdet för TBT överskrids i alla ytsedimentprov förutom i det mer grovkorniga provet från bb Hamraviken, medan antracen och fluoranten inte överskrider gränsvärdena i något prov. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades på en lokal och halterna var bland de lägre i undersökningen.

Område bc Vadstenaviken

Området ligger i Vadstena kommun, Östergötlands län. Området startar precis utanför hamnpirarna vid Vadstena slott med ett mindre sjöområde (fig. 45). Från detta område går en drygt 6 km lång transekt norrut. Det enda större tillflödet i Vadstenaviken är Mjölnaån som har ett stort avrinningsområde med skogs- och åkermarker söder om Vadstena. Den grunda slättsjön Tåkern ligger också inom Mjölnaåns avrinningsområde. Fyra lokaler placerades ut i område bc Vadstenaviken. Efter att ha tagit UV-bilder från de fyra lokalerna samt undersökande provtagning på de tre yttre av dessa, bc002–bc004, konstaterades att inga av dessa var lämpliga för miljökemisk analys då de inte var ackumulationsbottnar (tabell 32).

Tabell 32. Sedimentundersökningar i område bc Vadstenaviken. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Inga prov togs för kemiska analyser då bottenmaterialet inte var lämpligt.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
bc001	4,3	–	–	–
bc002	8,8	O–5: Postglacial finsand	–	–
bc003	10	O–1: Sand	–	–
bc004	27	O–12: Postglacial lerig siltig finsand	–	–

Bakgrund

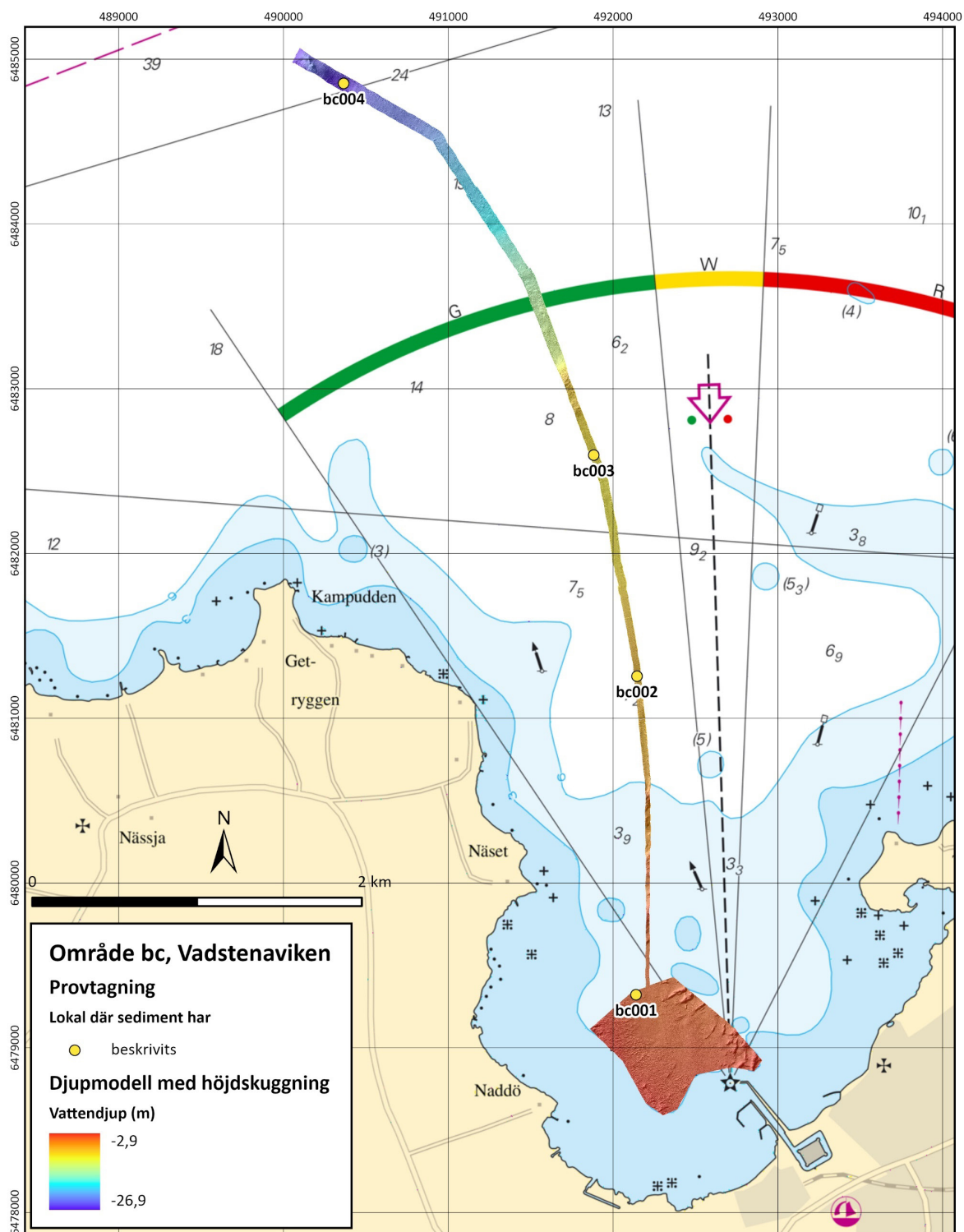
Eventuella föroreningskällor i område bc Vadstenaviken är kopplade till staden Vadstena i sig samt Mjölnaån som mynnar strax väster om staden. Utefter ån och även inne i Vadstena har betning av säd förekommit. I Vadstena och i anslutning till Vadstenaviken ligger även avloppsreningsverk, flera verkstadsindustrier, flera avfallsdeponier, småbåtshamn med uppställningsplats, brandövningsplats, kemtvätt med mera.

Geologi

De strandnära områdena inne i Vadstena, där de flesta EBH-objekten ligger, består av utfyllnadsmark. I västra delen av staden, där reningsverket är beläget, finns yngre gyttjeleror och svämsediment vilka även omger Mjölnaåns nuvarande mynning. Mjölnaån är numera kanaliserad den sista kilometern innan mynningen. Tidigare mynnade ån några hundra meter längre österut, närmare staden. I övrigt omges Vadstenaviken av omväxlande morän och glacial lera. Det heltäckande mätområdet förefaller enligt den hydroakustiska djupbilden ha flera grundare partier med uppstickande berggrund vilket tyder på att förutsättningar för ackumulation inte är bra. Även i den södra delen av transekten verkar det vara transport- eller erosionsbotten. I övrigt är Vadstenaviken öppen norrut mot Vättern och utsatt för vågor vid nordliga vindar.

Sammanfattning av område bc Vadstenaviken

Totalt undersöktes fyra lokaler i området men ingen av lokalerna ansågs vara lämplig för miljökemisk analys. Anledningen är att materialet till största delen bestod av sand vilket visar att det är transport- eller erosionsbottnar, inte ackumulationsbotten.



Figur 45. Översikt över område bc Vadstenaviken, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Område bd Yttre Motalaviken

Motalaviken har av praktiska skäl delats in i ba Inre Motalaviken och bd Yttre Motalaviken. Område bd Yttre Motalaviken ligger i Vadstena och Motala kommuner i Östergötlands län. Undersökningsområdet består enbart av en cirka 20 km lång transekt som är sjömått från Inre Motalaviken åt sydväst ut till 3,5 km rakt söder om Jungfrun (fig. 46). En kortare transekt mot nordost, in mot Varamoviken sjömåttades också. Området ansluter i öster till område ba Inre Motalaviken och bb Hamraviken. Längre västerut, ungefär mitt på transekten ansluter transekten bc från Vadstenaviken. Totalt placerades sex provlokaler ut och undersöktes (tabell 33). Ytsediment provtogs för miljökemisk analys på tre av dessa lokaler och på en lokal analyserades även djupare nivåer i sedimentet.

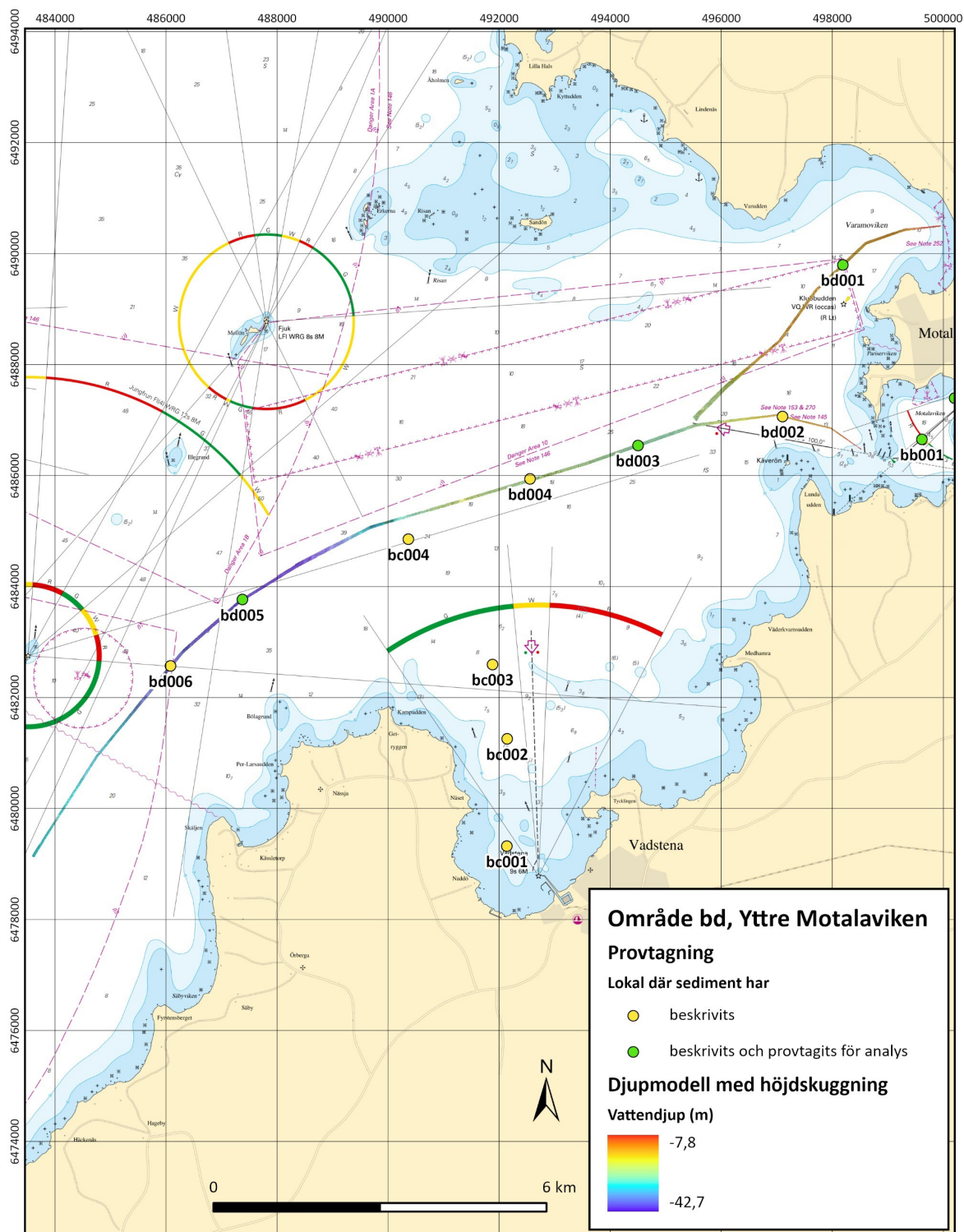
Tabell 33. Sedimentundersökningar i område bd Yttre Motalaviken. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggspaket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; samt TP2 – tilläggspaket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
bd001	16	0–5: Postglacial lerig silt	0–5	GP, TP1
bd002	15	0–8: Postglacial gyttjelera	–	–
bd003	26	0–1: Postglacial lera 1–9: Postglacial sandig lera 9–12: Postglacial lera	0–5	GP, TP1
bd004	23	0–2: Postglacial finsand 2–12: Postglacial lera 12–13: Postglacial sand	–	–
bd005	41	0–2: Postglacial siltig gyttjelera 2–38: Postglacial gyttjelera	0–5 8–13 16–21	GP, TP1, TP2 GP, TP1 GP, TP1
bd006	40	0–4: Postglacial gyttjelera 4–7: Postglacial lera 7–8: Postglacial sand	–	–

Bakgrund

Syftet med transekterna i Yttre Motalaviken är att se om det finns någon spridning av föroreningar från Inre Motalaviken, Hamraviken, Vadstenaviken och Varamoviken ut till Störvätter, alternativt en transport från Störvätter mot Vätterns utlopp vid Motala. I de föregående styckena beskrivs eventuella påverkanskällor för områdena, ba, bb och bc, så här beskrivs bara situationen i Varamoviken.

Närmast Varamoviken finns en sandstrand och sedan småhustomter. De potentiella påverkanskällorna återfinns därför, med något undantag, först 500–1 500 m öster och söder om viken. Flera av de potentiella påverkanskällorna ligger på permeabla jordarter såsom postglacial sand och isälvsmaterial, något som ökar risken för spridning av eventuella föroreningar. Det finns två EBH-objekt med riskklass 1 i närheten, dels en metallindustri som sysslat med ytbehandling av metaller, dels en avfallsdeponi. Det finns också ett flertal EBH-objekt i riskklass 2 i området, till exempel brandövningsplats, avfallsdeponi och några verkstadsindustrier.



Figur 46. Översikt över område bd Yttre Motalaviken, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Varamoviken är en bukt med en nästan obruten sandstrand, Varamon, med postglacial sand nedanför en isälvavlagring. Det är utifrån sjökortets jämna djupkurvor och en nästan total frånvaro av grynnor rimligt att anta att en transportbotten med svallsand råder en bra bit ut från stranden. Utefter resten av transekten ut mot Jungfrun är botten till största delen jämn, plan-parallellt lagrad med endast några få uppstickande delar bestående av berg eller morän. Den totala

sedimentpacken blir aldrig speciellt mäktig, som mest upp till 10 m i de inre delarna, varav de nedersta 2 m utgörs av glaciala leror. Längre ut i de mer exponerade delarna av transekten minskar den totala sedimentmäktigheten men de glaciala lerorna ökar i mäktighet och utgör då en större del av den totala mäktigheten. Eftersom hela Yttre Motalaviken är relativt grund och utsatt är förutsättningarna för ackumulation inte de bästa. Av de sex undersökta lokalerna uteslöts tre från miljökemisk provtagning. På bd002 kunde provtagaren inte tränga djupare än 8 cm i sedimentet, och det berodde förmodligen på ett hårt lager vid detta djup. På bd004 bedömdes sedimentet vara en erosionsbotten med ett sandigt residuallager vid ytan, och även på bd006 bedömdes sandlagret vid 7 cm djup utgöra en tidigare residual. En residual, eller rest, uppstår när finkornigt material har eroderats bort av strömmar och vågor och bara det grövre materialet finns kvar. Övriga tre lokaler (bd001, bd003 och bd005) bedömdes inte heller vara ackumulationsbottnar optimala för miljökemisk analys, men provtogs av brist på andra möjliga lokaler.

Miljökemiska förhållanden

Provtagning av ytsediment (0–5 cm) för kemisk analys har gjorts på tre lokaler. På en av dessa, bd005, har även två djupare nivåer provtagits. Eftersom sedimentets ackumulationshastighet inte har bestämts går det inte att säga vilka tidsintervall de olika nivåerna motsvarar. I tabellerna som redovisar föroreningssituationen (tabell 34–36) är lokalerna ordnade i geografisk ordning från Varamoviken och utåt. Som analyserna av torrsbstanshalt och TOC visar (tabell 35) har ytsedimentet på de två lokalerna längst in på transekten, bd001 och bd003, hög torrsbstanshalt och relativt låg halt TOC, vilket tyder på att det inte är regelrätta ackumulationsbottnar. På lokal bd005 är däremot TOC-halten i nivå med många utsjölokaler, men vid undersökningen av sedimentet var slutsatsen att det kan finnas en gräns som även är en erosionsyta i sedimentkärnan och att lagren undertill då är betydligt äldre.

Halterna av grundämnen i området är relativt låga, bland de lägre jämfört med andra undersökta områden. För de ämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (tabell 34) är halterna alltid i klasserna 1–3, det vill säga som mest ”tydlig avvikelse från jämförvärden”. Även halterna av metylkvicksilver är relativt låga. Vad gäller nickel, ett ämne som inte har en bedömningsgrund för sediment, är halterna i område bd bland de högre i undersökningen. Högre halter förekommer dock i område cb Tabergsån, samt på djupare nivåer i många av utsjöproverna. Halterna av grundämnen ökar generellt utåt längst transekten, med de högsta halterna i ytsediment på lokal bd005. På denna lokal har även djupare nivåer i sedimentet provtagits, och halterna minskar nedåt i sedimentet för de flesta av de undersökta grundämnena. Detta kan bero på att de djupare nivåerna är äldre, som nämnts tidigare. De över lag låga halterna av grundämnen i området är inte förvånande, med tanke på att det inte finns bra ackumulationsbottnar i området.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För bly överskrider den inte på de provtagna lokalerna (tabell 36). För kadmium och koppar överskrider däremot gränsvärdet något i ytsediment på lokal bd005, medan kadmium har en halt strax under gränsvärdet i ytsedimentet på bd003.

I likhet med grundämnena är halterna av organiska föroreningar relativt låga i område bd, bland de lägre av de undersökta områdena. Enligt bedömningsgrunder där halterna indelas i klasser jämfört med generella halter i Sverige har de flesta prov halter i klass 1–3 (tabell 35). Σ DDT förekommer däremot i en halt som ligger i klass 5, det vill säga mycket hög halt. Halten är emellertid i nivå med ytsedimentet på många utsjölokaler. Av de tre ämnen som ingår i Σ DDT var det p,p' -DDE som hade högst halter. Halterna av ursprungsprodukten p,p' -DDT var, när de kunde mätas, cirka en tredjedel av halterna av p,p' -DDE, vilket tyder på att det rör sig om äldre utsläpp. HCB förekom i en halt över rapporteringsgränsen i endast ett prov, ytsediment från lokal bd005, och halten klassades då som hög enligt bedömningsgrunderna. Förutom Σ DDT och HCB hade inga andra klorerade bekämpningsmedel halter över rapporteringsgränserna.

De högsta halterna av organiska föroreningar förekom, i likhet med grundämnen, i ytsediment på lokal bd005. Detta beror troligtvis på att detta kan utgöra en ackumulationsbotten och har högre TOC-halter än övriga prov. För många ämnen är halterna under rapporteringsgränserna på de lägre sedimentnivåerna på denna lokal och för PAH₁₆, som hade mätbara halter på alla nivåer, sjunker halterna successivt nedåt i sedimentet. Det bedöms som troligt att de djupare nivåerna på denna lokal är avsevärt äldre än ytsedimentet.

Halterna av organiska tennföreningar är låga i området, och endast DBT kan uppmätas i en halt ovanför rapporteringsgränserna; detta på lokal bd001. Cybutryn, som analyserats i alla fem prov, hade aldrig halter ovanför rapporteringsgränsen. PFAS₃₄ och PFOS har halter som ökar utåt längs transekten, med de högsta halterna i ytsediment på lokal bd005. Här är halterna i nivå med yt-sediment från utsjölokaler eller andra lokaler placerade längre ut i Vättern. På de djupare sediment-nivåerna på lokal bd005 är däremot halterna av såväl PFOS som PFAS₃₄ under rapporterings-gränserna.

Alkylerade PAH:er och ftalater analyserades i alla fem prov från område bd men alla ämnen var under rapporteringsgränserna. Även oljeindex analyserades i alla prov men summahalterna var under rapporteringsgränserna. För PBDE:er var ett ämne över rapporteringsgränsen i ett av proverna, ytsediment från lokal bd005, medan alla övriga prov hade halter under rapporterings-gränsen. En del ämnesgrupper analyserades på en lokal i området, i ytsedimentet från lokal bd005. Detta omfattar oxy-PAH:er, alkylfenoler, klorparaffiner, organofosfater och siloxaner, men inget ämne som ingick i dessa grupper hade halter över sin rapporteringsgräns.

För TBT, antracen, fluoranten och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). Dessa överskrider inte i något av proverna från området, förutom möjligtvis för D4 (tabell 36). Detta ämne hade en halt under rapporteringsgränsen, men då den är hög i förhållande till bedömningsgrunden går det inte att säga om ett överskridande sker.

Tabell 34. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område bd Yttre Motalaviken. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
bd001	0–5	2,69	0,776	4,19	12,3	14,8	<0,04	13,2	8,67	16,1	2,02	171	0,0953
bd003	0–5	10,9	2,21	17,4	13,8	19,0	0,0412	16,6	33,7	58,1	3,40	469	0,449
bd005	0–5	13,6	2,58	14,2	33,8	46,7	0,0833	25,2	37,8	85,0	8,35	664	<0,05
bd005	8–13	10,5	0,404	13,5	32,3	31,8	<0,04	33,6	29,4	36,5	6,38	125	<0,05
bd005	16–21	3,64	0,328	9,78	31,2	29,3	<0,04	34,4	23,1	27,1	6,13	103	<0,05
Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde												
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde												
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde												
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde												
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde												

Tabell 35. Halter av organiska föroreningar, torrsubstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område bd Yttre Motalaviken. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). Σ DDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm		%	µg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
bd001	0–5	39	1,8	1,7	0	<0,3	204	0	4,4	0,19	0,19	<1	1,8	<0,2	0,19	0,06
bd003	0–5	32	1,6	3,9	0	<0,3	304	0	1,4	1,2	2,4	<1	<1	<0,2	1,2	0,02
bd005	0–5	18	3,6	11	0	0,55	1 180	0,074	5,1	4,6	11	<1	<1	<0,2	8,3	1,4
bd005	8–13	23	2,6	0	0	<0,3	677	0	<0,1	<0,05	0	<1	<1	<0,2	0	0
bd005	16–21	25	2,4	0	0	<0,3	241	0	<0,1	<0,05	0	<1	<1	<0,2	0	0
Klass 1	Mycket låg halt															
Klass 2	Låg halt															
Klass 3	Medelhög halt															
Klass 4	Hög halt															
Klass 5	Mycket hög halt															

Tabell 36. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område bd Yttre Motalaviken. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
bd001	0–5	0,34	<0	0,12	<0,5	0,03	<0,4	-	-
bd003	0–5	0,96	0,36	0,45	<0,5	0,04	<0,4	-	-
bd005	0–5	1,1	1,2	0,65	<0,2	0,03	<0,2	<0,1	<46
bd005	8–13	0,18	0,90	0,28	<0,3	0,01	<0,2	-	-
bd005	16–21	0,14	0,83	0,21	<0,3	<0,01	<0,3	-	-

	Halt överskrider bedömningsgrund
	Halt underskrider bedömningsgrund
	Kvot bör tolkas med försiktighet

Sammanfattning av område bd Yttre Motalaviken

Bottnarna i område bd domineras av erosions- eller transportbottnar. Tre lokaler provtogs för miljökemisk analys, men ingen av dessa var en idealisk ackumulationsbotten. På två av lokalerna hade ytsedimentet hög torrsubstanshalt och låg halt TOC, vilket tyder på att de inte utgör ackumulationsbottnar. På den sista lokalen (bd005) är TOC-halten högre i ytsedimentet och det kan utgöra en ackumulationsbotten, men det förefaller gå en gräns relativt högt upp i sedimentet med betydligt äldre sediment undertill, vilket tyder på att det inte råder eller har rått kontinuerlig ackumulation på platsen. Med tanke på att de analyserade proven inte är tagna på idealiska ackumulationsbottnar är det inte förvånande att halterna av många grundämnen och organiska föroreningar är låga. Bedömningsgrunderna för kadmium och koppar överskrids något på bd005, och denna lokal har också de högsta halterna av organiska föroreningar i området. Σ DDT förekommer i en halt som klassas som mycket hög halt (klass 5), och är i nivå med halter i ytsedimentet på många utsjölokaler.

Område ca Huskvarnaån

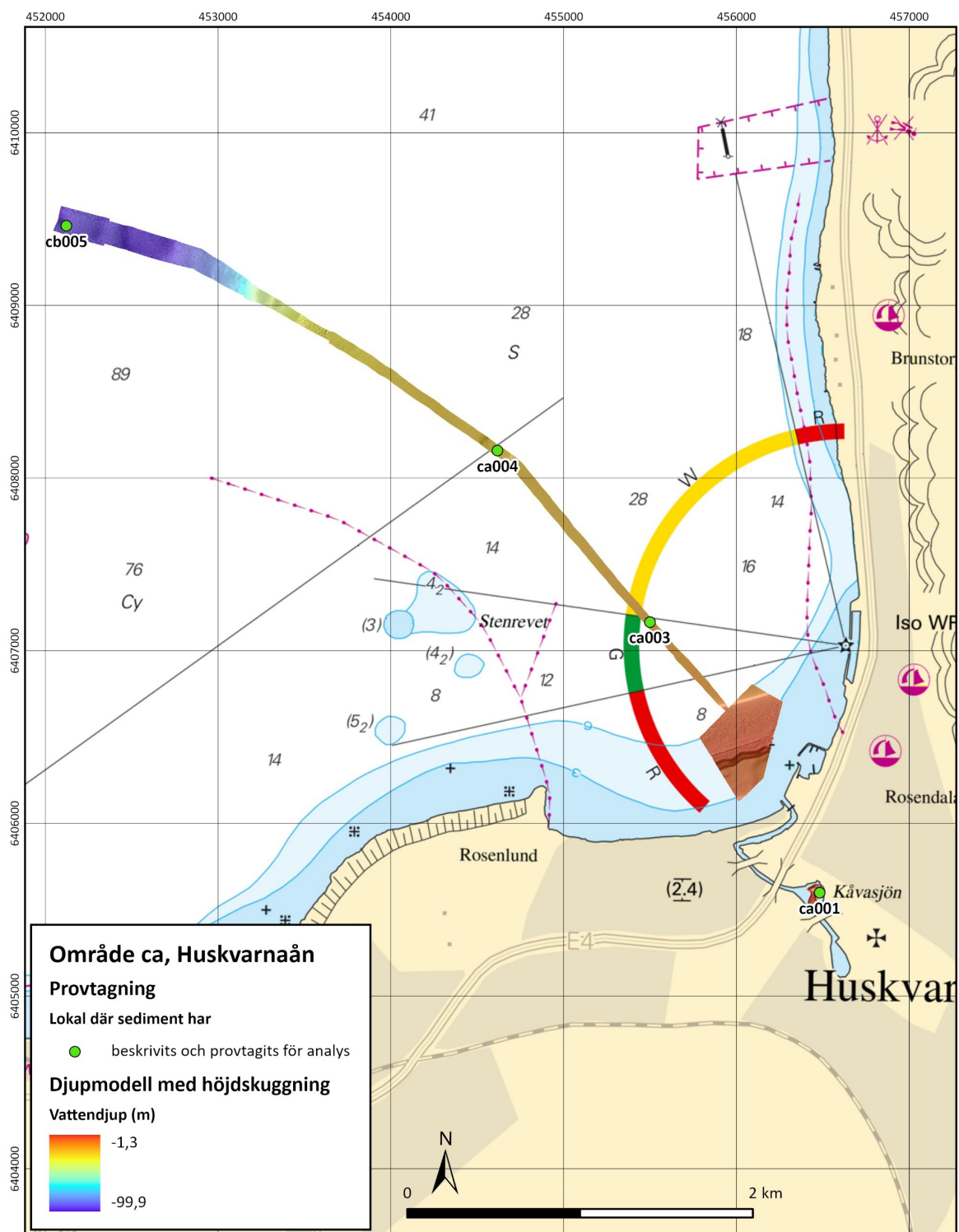
Området ligger i Jönköpings kommun, Jönköpings län. Strax utanför Huskvarnaåns mynning sjömatades ett område med heltäckande hydroakustik följt av en drygt 16 km lång transekt ut mot de djupare delarna av Vättern (fig. 47). Transekten strålar ihop med en transekt från område cb vid lokal cb005. Även en utvidgning av Huskvarnaån uppströms mynningen i Vättern har undersökts. Tre lokaler i området undersöktes och prov för miljökemisk analys togs på samtliga lokaler (tabell 37). På den yttersta lokalen på transekten, ca004, provtogs fyra nivåer. En planerad lokal i det heltäckande uppmätta området provtogs inte på grund av risken att skada fornlämningar. Flera fornlämningar har upptäckts utefter den gamla strandlinjen som ligger några hundra meter ut från den nuvarande strandlinjen.

Tabell 37. Sedimentundersökningar i område ca Huskvarnaån. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggspaket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggspaket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; Läk – läkemedel; samt CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
ca001	4,5	0–10: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2, CUP
ca003	19	0–40: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP2, Läk
ca004	28	0–57: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1
			8–13	GP
			16–21	GP
			50–57	Grundämnen, TOC, LOI

Bakgrund

Huskvarnaån har ett stort avrinningsområde och uppströms har det legat ett stort antal verksamheter. Detta omfattar bland annat betning av säd, pappersbruk, verkstadsindustrier, tungmetallgjuterier, gasverk och avfallsdeponier. Nära utloppet i Vättern ligger även en småbåtshamn och utloppet från avloppsreningsverket i Huskvarna. Vid Karlsfors, cirka 5 km uppströms Huskvarnaåns mynning, ligger ett industriområde i riskklass 2 enligt EBH. Det började 1874 som ett massabruk som levererade pappersmassa till Stensholms pappersbruk, beläget bara 500 m nedströms i Huskvarnaån. Pappersbruket brann dock ner redan 1889 och därmed stod Karlsfors utan sin enda kund. Man började då producera pulver av metall för pigmentering av färg och gjutgods, senare även som jäsmedel i lättbetong. Bruket är fortfarande verksamt med samma typ av produktion. Stensholms pappersbruk startade redan i början på 1700-talet men efter branden 1889 lades bruket ned. I stället bildades Stensholms Fabrik AB som riktade in sig på finmekanisk produktion. Inom verksamheten har halogenerade lösningsmedel använts och ytbehandling av metaller med elektrolytiska/kemiska processer har ägt rum. Ytterligare 2 km nedströms längs Huskvarnaån har ett tungmetallgjuteri vid namn Ebbes bruk legat. Där tillverkades bland annat gjutjärnsspisar, kaminer och grytor. Längre nedströms, när ån nästan har nått Vätterns nivå, ligger den stora verkstadsindustrin Huskvarna AB. Dess historia går tillbaka ända till slutet på 1600-talet. Vid Kvarnbron, längst ner i Huskvarnaåns falltrappa, låg det tidigare ett gasverk och en kvarn där man under en period ägnade sig åt betning av säd.



Figur 47. Översikt över område ca Huskvarnaån, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Det är stor variation på den geologi som Huskvarnaån rinner genom. På höjderna uppe vid Karlsfors är det mest berg i dagen, morän och fläckvis med glacial lera. Ån rinner långa sträckor genom flackare partier bestående av kärrtorv och mosstorv. Längre nedströms, vid platsen för Stensholms pappersbruk, är det ett större område med svämsediment. Vid den långa fallsträckan är det av naturliga skäl mestadels berg i dagen. Nedanför fallen vid Ebbes bruk, nästan nere på

Vätterns nivå, omges ån mestadels av svämsediment och stora områden med fyllnadsmaterial. I övrigt är det mycket isälvsediment och postglacial sand. På de sjömätta grundare områdena i Vättern är det ofta sand nära land för att längre ut övergå till ackumulationsbotten av varierande mäktighet. Längst ut på transekten, vid omkring 100 m vattendjup, är det ackumulationsbotten bestående av mäktiga lager av postglaciala gyttjeleror. Provet som togs uppströms i Huskvarnaån, i Kåvasjön, bestod av postglacial lergyttja och bedömdes vara en ackumulationsbotten.

Miljökemiska förhållanden

Provtagning av ytsediment (0–5 cm) för kemisk analys har gjorts på tre lokaler i området, inklusive inne i Huskvarnaån. På lokal ca004 har även djupare nivåer provtagits. Den djupaste av nivåerna, vid 50 cm djup i sedimentet, har dock enbart analyserats för grundämnen. I tabellerna som redovisar föroreningsituationen (tabell 38–40) är lokalerna ordnade i geografisk ordning från Huskvarnaån och utåt.

Halterna av grundämnen i Huskvarnaområdet ligger i mellan- eller lägre skiktet av de undersökta områdena. För alla grundämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag ligger halterna i klasserna 1–3, det vill säga, från ingen till tydlig avvikelse från jämförvärdet (tabell 38). För många grundämnen är halterna i ytsedimentet lika mellan de tre lokalerna, men för en del grundämnen ökar halterna utåt längs transekten. Detta är särskilt tydligt för arsenik men även för uran och zink. Halterna av koppar är däremot högst på lokalen inne i Huskvarnaån, ca001.

Eftersom ackumulationshastigheten inte har bestämts på lokal ca004 går det inte att säga vilka tidsintervall som de djupare nivåerna motsvarar. Grundämnen analyserades även på en halvmeters djup i sedimentet för att få en bild av halterna ännu längre bak i tiden. Detta djupa prov har lägst halter av grundämnen, förutom för litium (samt molybden som inte visas i tabell 38). Jämför man halterna i ytsedimentet med halterna på en halv meters djup är halterna mest förhöjda för silver, kadmium, arsenik, zink och bly i ytsedimentet. För en del ämnen är emellertid halterna högre i provet från 8–13 cm än i ytsedimentet vilket tyder på en högre belastning av dessa ämnen tidigare.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För kadmium och bly överskrids dessa inte i något prov från området men för koppar överskrids det i de två ytligaste sedimentproven (0–5 respektive 8–13 cm) på lokal ca004 (tabell 40).

Även vad gäller organiska föroreningar har Huskvarnaområdet halter som är i mellan- eller lägre skiktet av de undersökta områdena, med undantag för de klorerade pesticiderna $\sum$ DDT och HCB. Enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige är halten av HCB på lokal ca001 och av $\sum$ DDT på lokal ca004 mycket hög (tabell 39). För övriga organiska ämnen varierar halterna från klass 1 till 4, det vill säga mycket låg till hög halt. Halten av HCB på lokal ca001 är den högsta i undersökningen förutom de mycket höga halterna i Sörviken i område ad Olshammar. Vad gäller $\sum$ DDT är halterna mer i nivå med många andra områden. Av de tre ämnen som ingår i $\sum$ DDT var p,p' -DDT aldrig över rapporteringsgränsen i Huskvarnaområdet. På lokal ca004 dominerade p,p' -DDE medan p,p' -DDD var det dominerande ämnet på lokal ca001. Att bara nedbrytningsprodukterna kan uppmätas tyder på att det rör sig om äldre utsläpp, men det är förvånande att halterna fortfarande är så höga i ytsediment.

Halterna av organiska föroreningar är generellt högst i ytsedimentet på den lokal där flera nivåer i sedimentet provtogs, ca004 (tabell 39). Enda undantaget är PAH₁₆ där halterna var något högre på nivån 8–13 cm jämfört med 0–5 cm. Jämför man mellan lokalerna är halterna av HCB, PAH₁₆ och tennorganiska ämnen högst på lokal ca001 inne i Huskvarnaån, medan halterna av $\sum$ DDT, $\sum$ ftalat, PFOS och PFAS₃₄ samt PCDD/F är högst på lokal ca004. Halterna av PCB₇ är relativt jämna mellan de tre undersökta lokalerna.

TBT förekom i halter över rapporteringsgränsen i ytsediment på alla tre undersökta lokaler. På ca001 och ca004 kunde även nedbrytningsprodukterna DBT och MBT uppmätas. För att utvärdera nedbrytningen kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av DBT och MBT, vilken var 0,09 på lokal ca001 och 0,45 på lokal ca004. Detta pekar på en långt gången nedbrytning, förutsatt att DBT och MBT inte kommer från andra källor. Cybutryn, som också kallas Irgarol, har liksom TBT använts som biocid för båtbottnskydd. Detta ämne analyserades i ytsediment från ca001 och ca004 men halterna var under rapporteringsgränsen.

Oxy-PAH:er, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i två prov, ytsediment från ca001 och ca003. Oxy-PAH:er, klorparaffiner och organofosfater hade aldrig halter över rapporteringsgränserna. En alkylfenol, 4-*tert*-oktylfenol, kunde uppmätas på ca001 men i en relativt låg halt, 3,7 µg/kg ts. Av de totalt åtta analyserade siloxanerna kunde fyra uppmätas på lokal ca003 medan alla var under rapporteringsgränsen på lokal ca001.

Alkylerade PAH:er, oljeindex, ftalater, PBDE:er analyserades i två prov, ytsediment från ca001 och ca004. Alkylerade PAH:er förekom i halter över rapporteringsgränsen på lokal ca001 (summahalt 0,39 mg/kg ts) men inte på lokal ca004. Oljeindex kunde uppmätas på båda lokalerna, men i högre summahalt på lokal ca001 än ca 004 (220 respektive 37 mg/kg ts). Likaså kunde flera ftalater och PBDE:er uppmätas på båda lokalerna. Halterna av ftalater var något högre på ca004 (3 630 µg/kg ts; dominerat av DINP) än på ca001 (2 850 µg/kg ts; dominerat av DEHP). Halterna av PBDE₆ var väldigt jämna, 0,28 µg/kg ts på ca001 och 0,24 µg/kg ts på ca005. Läkemedel analyserades på lokal ca003 men inget ämne hade halter över rapporteringsgränsen. Förutom DDT och relaterade ämnen samt HCB var det inga andra klorerade bekämpningsmedel som hade halter över rapporteringsgränsen i område ca Huskvarnaån. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades på lokal ca001 inne i Huskvarnaån och flera ämnen kunde rapporteras. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25. Dessa överskrids i enstaka prov – för antracen överskrids bedömningsgrunden i ytsediment på lokal ca001 och på nivån 8–13 cm på lokal ca004, och för TBT i ytsediment på lokal ca004 (tabell 40). Fluoranten och D5 förekommer inte i halter som överskrider bedömningsgrunderna i något prov. D4 analyserades också, som nämnts, i två prov och överskred den effektbaserade bedömningsgrunden kraftigt på lokal ca003. Det går däremot inte att avgöra om det sker ett överskridande även på ca001 eftersom halten är under rapporteringsgränsen.

Tabell 38. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område ca Huskvarnaån. Färgen visar avvikelser från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
ca001	0–5	2,67	0,853	10,6	28,7	42,9	0,0792	20,2	21,9	45,0	3,90	159	1,13
ca003	0–5	10,9	0,872	10,6	26,5	31,8	0,0888	22,3	23,7	39,1	3,86	285	0,806
ca004	0–5	19,3	1,02	11,3	29,9	35,4	0,0683	23,0	26,1	50,2	5,60	328	1,78
ca004	8–13	9,79	1,53	11,0	30,2	37,1	0,122	29,4	23,0	56,4	3,99	429	0,287
ca004	16–21	3,33	0,227	11,5	23,8	23,8	<0,04	27,6	20,8	21,4	3,19	73,0	<0,05
ca004*	50–57	3,10	0,136	10,2	22,3	20,4	<0,04	23,6	19,1	14,6	3,15	67,7	-

Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

*ca004, 50–57 cm, har endast analyserats för grundämnen och TOC. TOC-halten är 1,5 %.

Tabell 39. Halter av organiska föroreningar, torrsubstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område ca Huskvarnaån. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). Σ DDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå	TS	TOC	Σ DDT	Σ ftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm		%	µg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
ca001	0–5	28	6,4	4,9	2 850	28	1 800	0,28	8,0	0,20	0,26	6,0	7,4	1,3	1,1	0,05
ca003	0–5	21	2,5	-	-	1,0	722	-	11	0,79	1,3	<1	<1	0,38	4,1	1,3
ca004	0–5	17	2,7	44	3 630	0,74	885	0,24	7,0	2,3	4,1	1,2	1,3	1,2	7,8	1,3
ca004	8–13	33	1,6	-	-	<0,1	1 090	-	0,49	0,064	0,064	<1	<1	<0,2	2,2	0
ca004	16–21	39	1,5	-	-	<0,1	112	-	<0,1	<0,050	0	<1	<1	<0,2	0,02	0

Klass 1 Mycket låg halt
Klass 2 Låg halt
Klass 3 Medelhög halt
Klass 4 Hög halt
Klass 5 Mycket hög halt

Tabell 40. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område ca Huskvarnaån. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
	cm	kvot halt/bedömningsgrund							
ca001	0–5	0,37	0,60	0,35	1,6	0,11	0,61	<0,1	<26
ca003	0–5	0,38	0,95	0,30	0,81	0,11	0,48	0,10	118
ca004	0–5	0,44	1,0	0,39	0,49	0,08	1,3	-	-
ca004	8–13	0,67	1,9	0,43	1,3	0,24	<0,4	-	-
ca004	16–21	0,10	0,80	0,16	<0,5	0,03	<0,4	-	-
ca004	50–57	0,06	0,49	0,11	-	-	-	-	-

Halt överskrider bedömningsgrund
Halt underskrider bedömningsgrund
Kvot bör tolkas med försiktighet

Sammanfattning av område ca Huskvarnaån

I område ca förekommer det först ackumulationsbottnar på större vattendjup längs transekten i Störvättern; utanför Huskvarnaåns mynning är det erosions- eller transportbottnar. För att kunna undersöka Huskvarnaån mer specifikt provtogs därför Kåvasjön uppströms. Halterna av grundämnen i Huskvarnaområdet är relativt låga jämfört med andra undersökta områdena. Trots den högre TOC-halten i Kåvasjön är det bara koppar som förekommer i högre halt här än på ca003 och ca004. Koppar är också det enda grundämne som överskrider sin effektbaserade bedömningsgrund i området, men inte på ca001 utan på ca004. Även de flesta organiska föroreningar har relativt låga halter i Huskvarnaområdet jämfört med andra undersökta områden. Undantag är HCB och Σ DDT som förekommer i mycket höga halter, HCB på lokal ca001 i Kåvasjön och Σ DDT på lokal ca004. Högre HCB-halter har endast uppmätts i område ad Olshammar i den här undersökningen. Även PAH₁₆ och tennorganiska ämnen har högre halter i Kåvasjön än på transekten ute i Störvättern medan motsatt förhållande råder för bland annat PFAS₃₄ och PCDD/F. Mätningar av så kallade nutida bekämpningsmedel i Kåvasjön visade på en summahalt som var den fjärde högsta i undersökningen.

Område cb Tabergsån

Området ligger i Jönköpings kommun, Jönköpings län. Det sjömätta området omfattar större delen av Munksjön, Jönköpings hamn samt en 9 km lång transekt norrut från hamnen till djupare delar av Vättern där den möter transekten ca från Huskvarna på 98 m djup (fig. 48). I södra delen av Munksjön mynnar Tabergsån, som rinner upp drygt 20 km söderut; dess källflöden ligger cirka 145 m över Vätterns yta. Biflöden till Tabergsån sträcker sig mer mot sydväst till Jönköpings flygplats. I östra delen av Munksjön mynnar Rocksjön som har ett betydligt kortare lopp, bara cirka 600 m från Rocksjön som ligger öster om Munksjön. Detta flöde är delvis konstgjort då man pumpar upp vatten från Vättern till Rocksjön via Liljeholmskanalen för att öka flödet genom Munksjön och på så sätt förbättra vattenkvaliteten. Simsholmskanalen som går från sydvästra delen av Rocksjön till sydöstra delen av Munksjön är också konstgjord med syfte att förbättra vattenutbytet i Munksjön. Rocksjöns naturliga tillflöde är Strömsbergsbäcken som rinner upp söder om Rocksjön. Totalt undersöktes tio lokaler i område cb (tabell 41). Av dessa provtogs nio för miljökemisk analys; på fyra av dessa provtogs även djupare nivåer. Lokal cb014 är placerad på samma ställe som cb007 men provtogs 2,5 månader senare.

Tabell 41. Sedimentundersökningar i område cb Tabergsån. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggs paket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggs paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; Läk – läkemedel; CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används; samt Pb-210 – när kärnan har daterats med hjälp av Pb-210.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
cb002	32	0–44: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1
			8–13	GP, TP1**
			16–21	GP, KB
cb003	74	0–54: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1***
			48–54	Grundämnen, TOC
cb005	98	0–61: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2, Pb-210
			5–10	GP, TP1
			15–20	GP, TP1
			52–58	Grundämnen, metyl-Hg, TOC, LOI
cb006	18	0–47: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1
cb007*	19	0–55: Lergyttja	0–5	GP, TP1, CUP
cb008	16	0–18: Fiberrik lergyttja	0–5	GP, TP1
		18–53: Massafibrer		
cb009	20	0–63: Lergyttja	0–5	GP, TP1, TP2, Läk
cb010	3,5	0–8: Postglacial finsand	–	–
cb012	3,0	0–15: Postglacial gyttjig finsand	0–5	GP, TP1
cb013	2,4	0–5: Postglacial gyttja	0–5	GP, TP1
cb014*	19	0–55: Lergyttja	0–5	GP, TP1 (exkl. oljeindex)
			10–15	GP, TP1 (exkl. oljeindex)
			20–25	GP, TP1 (exkl. oljeindex)

*Även duplikat cb011. Lokal cb014 är på samma plats som cb007 och cb011 men då den provtogs 2,5 månader senare anses den inte vara ett replikat.

**Cybutryn, diuron och triklosan inte inkluderade.

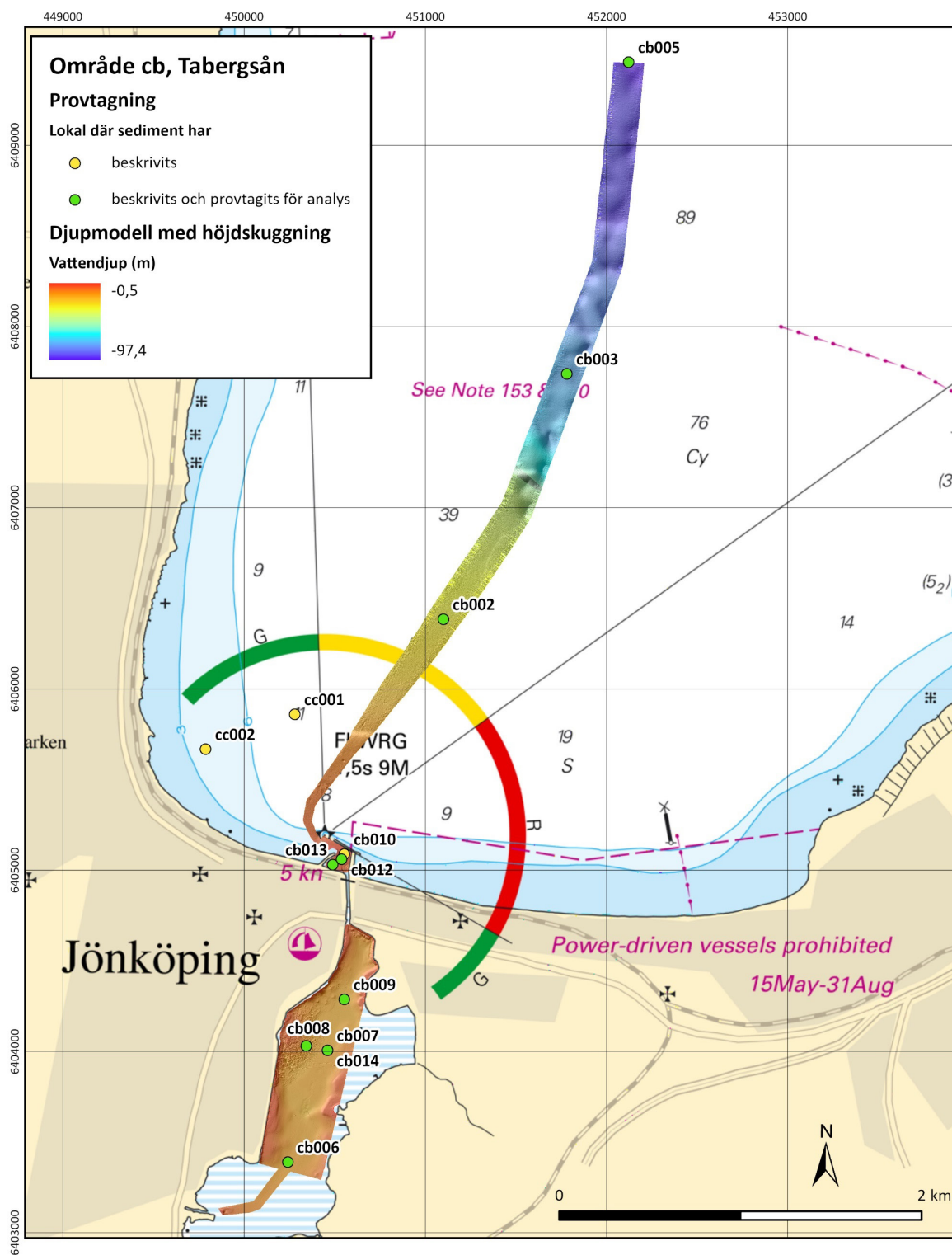
***Bromerade flamskyddsmedel samt cybutryn, diuron och triklosan inte inkluderade.

Bakgrund

Tabergsån grenar upp sig söder om Munksjön till ett stort avrinningsområde. Den har haft en viktig betydelse för områdets industriella utveckling och uppströms har det legat en stor mängd verksamheter varav flera potentiellt förorenande. Det har förekommit flera metallgjuterier och ett flertal mekaniska verkstäder som hanterat halogenerade lösningsmedel. Betning av säd har förekommit både vid Lockebo och Månsarp, och i Norrahammar låg det tidigare ett gasverk samt ett stort gjuteri. Det har även funnits ett par mekaniska verkstäder som ägnat sig åt ytbehandling med elektrolytiska/kemiska metoder.

Innan Tabergsån rinner ut i Vättern passerar den Munksjön. Runt den finns det också ett flertal aktiva eller nedlagda potentiellt förorenande verksamheter. På västra stranden av Munksjön, precis vid dess utlopp, låg tidigare Jönköpings gamla hamn där miljöfarliga varor hanterats. Lite söderut på Munksjöns västra sida ligger Munksjöns pappers- och massabruk, i drift sedan 1862. Under hela brukets aktiva tid har recipienten för dess avlopp varit Munksjön. Utbredningen av den fiberbank som skapats under åren syns tydligt på djupkartan över Munksjön; den täcker en yta på drygt 8 hektar. Brukets verksamhet har minskats och specialiserats men det pågår fortfarande tillverkning. Strax norr om pappersbruket ligger kraftvärmeverket Munksjö, en av Jönköpings Energis produktionsanläggningar. På västra sidan har det också funnits några verkstäder.

På södra sidan av Munksjön har det förekommit betning av säd och det har också legat ett syrgasverk här. På östra sidan ligger Jönköpings avloppsreningsverk, Simholmsverket. Det togs i drift 1968 och har Munksjön som sin recipient. Längre tillbaka fungerade stadens kanaler som avloppsledningar till Munksjön; avloppsreningen bestod i att dessa kanaler rensades en gång per år. Munksjön har därför under en lång tid haft en stor föroreningsbelastning. Norr om avloppsreningsverket ligger en oljedepå som numera får sina leveranser via järnväg men som tidigare fick dem även sjövägen med båtar som la till vid oljedepåns brygga. Det har också funnits några verkstadsindustrier i området och vid det som nu är John Bauers park låg tidigare avfallsdeponier.



Figur 48. Översikt över område cb Tabergsån, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

I Tabergsåns övre lopp domineras jordarterna av isälvsmaterial. Längre norrut mot Vättern har Tabergsås eroderat sig ner genom glacial lera men där terrängen är lite flackare rinner ån fram genom tidigare avsatta svämsediment. Närmast Munksjön omges ån mestadels av fyllnadsmaterial; även Munksjön omges till största delen av fyllnadsmaterial. Munksjön är som mest drygt 20 m djup. Bottnarna som är undersökta med hydroakustik består till största delen av postglaciala gyttjeleror, med en fiberbank vid den västra stranden. Halterna av TOC är över 15 % i alla prov i Munksjön, med det allra högsta värdet på 29 % på lokal cb008 i fiberbanken (se tabell 43). Torrsubstanshalterna är mycket låga, 6–8 %, och sedimentet är således vattnigt och verkar påverkat av fibrer i alla prov i Munksjön. Lokaler i Jönköpings hamn, cb012 och cb013, avviker från lokalerna längre ut längs transekten. Lokal cb012 har en väldigt låg vattenhalt (ts 47 %) och låg TOC (3 %), och vid provtagningen bestod sedimentet på denna lokal av gyttjig finsand. Det är därför inte en bra ackumulationsbotten, men provtogs ändå då det fanns brist på lämpliga lokaler i hamnen. Lokal cb013 har en normal ts-halt, 19 %, men en hög TOC-halt, 20 %, och består av gyttja med detritus av löv och kvistar. Den ligger inte direkt i åfåran ut från Munksjön och kan därför bestå av finare material. Lokaler längre ut längs transekten utgörs av ackumulationsbottnar.

Miljökemiska förhållanden

Område cb Tabergsås kan delas in i Munksjön, med lokalerna cb006–cb009 samt cb014 (på samma lokal som cb007 men provtaget 2,5 månader senare), och en transekt från hamnen i Jönköping (lokal cb012 och cb013) utåt i Störvättern (lokal cb002, cb003 och cb005). Ytsediment (0–5 cm) har provtagits på alla lokalerna, med djupare nivåer provtagna på lokal cb014, cb002 och cb005. På lokal cb003 har en djupare nivå på en halvmeters djup provtagits och analyserats för grundämnen. I tabellerna som redovisar föroreningssituationen (tabell 42–44) är lokalerna ordnade i geografisk ordning från Tabergsåns utlopp i Munksjön och utåt. Lokalen längst ut på transekten, cb005, ligger i samma djupområde söder om Visingsö som lokal cd003 och utsjölokal c2 längre norrut.

På cb005 bestämdes sedimentets ackumulationshastighet till cirka 0,28 cm/år som ett genomsnitt. När sedimentets ålder räknas ut, med hänsyn taget till sedimentets kompaktion, motsvarar provet från 0–5 cm ett ungefärligt tidsintervall från 2012 till 2022, 5–10 cm motsvarar tiden från 2001 till 2012, och 15–20 cm motsvarar tiden från 1975 till 1988. Det djupa provet från 52–58 cm som bara analyserades för grundämnen motsvarar ett ungefärligt tidsintervall från 1859 till 1880. Även på lokal cb002 i Störvättern togs flera nivåer, och på cb003 togs, liksom på cb005, ett prov från cirka en halvmeters djup i sedimentet för att analysera halterna av grundämnen. Inne i Munksjön togs prov på flera nivåer på lokal cb014, det vill säga samma lokal som cb007.

Halterna av en del grundämnen är kraftigt förhöjda i området. Detta gäller krom, koppar, kvicksilver samt metylkvicksilver (tabell 42). De högsta halterna av krom, kvicksilver och metylkvicksilver i undersökningen har uppmätts på lokal cb008 i fiberbanken. Även halterna av koppar är bland de högsta, men högre halter förekommer i djupare sedimentnivåer i de metallförorenade områdena ab Ämmelången och ac Kärrafjärden. För andra grundämnen, som arsenik, kadmium, bly och zink, är halterna i område cb Tabergsås i mellan- eller det lägre skiktet av de undersökta områdena. Halterna av dessa ämnen ligger i klasserna 1–3 enligt bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag medan halterna av krom, koppar och kvicksilver når upp till klass 4 eller 5, det vill säga stor eller mycket stor avvikelse från jämförvärdet. Utanför Munksjön är halterna av dessa ämnen lägre, även om det förekommer en hög halt av metylkvicksilver på lokal cb013 i Jönköpings hamn.

På lokal cb014 är halterna av grundämnen relativt jämna mellan de tre olika sedimentnivåerna (tabell 42), vilket indikerar en jämn föroreningsbelastning över tid eller en omfattande omblandning av sedimentet. På lokal cb002, ca 1,5 km från Jönköpings hamn i Störvättern, är haltskillnaderna mellan nivåerna större och halterna är högst i ytsedimentet eller på nivån under, 8–13 cm. För de ämnen som är kraftigt förhöjda i Munksjön, krom, koppar, kvicksilver och metylkvicksilver, var

halterna högst på nivå 8–13 cm på denna lokal. På cb005, drygt 3 km från cb002, förekommer de högsta halterna generellt på nivån 15–20 cm, vilket var fallet för krom, koppar och kvicksilver. För metylkvicksilver är emellertid halten högre på nivån 5–10 cm. Nivån 15–20 cm motsvarar tiden 1975–1988 när utsläppen av många av ämnena fortfarande torde ha varit höga. Halterna av krom, koppar och metylkvicksilver är relativt lika mellan nivå 15–20 cm på lokal cb005 och nivå 8–13 cm på lokal cb002, medan halterna av kvicksilver är lägre på cb005.

På cb003 och cb005 har sediment även provtagits på cirka en halvmeters djup i sedimentet för att utvärdera halterna av grundämnen. Detta är emellertid inte förindustriella halter, då denna nivå på cb005 motsvarar ett ungefärligt intervall på år 1859 till 1880. Halterna är lägst i proverna tagna på en halv meters djup jämfört med nivåer högre upp, förutom aluminium på lokal cb003 och molybden på lokal cb005 (visas inte i tabell 42). Jämför man halterna i ytsedimentet med halterna på en halv meters djup är halterna mest förhöjda i ytsedimentet för kadmium, zink, silver, arsenik och molybden, för båda lokalerna.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). Dessa överskrids för alla tre ämnena på lokal cb008, samt för koppar även i ett flertal andra prov (tabell 44).

Halterna av organiska föroreningar är kraftigt förhöjda i område cb, i synnerhet i Munksjön. De högsta halterna av flera ämnesgrupper i undersökningen förekommer i detta område: PCB₇, PCDD/F, alkylerade PAH:er, oljeindex, PFAS₃₄, ftalater och de tennorganiska ämnena DBT och MBT. Även andra ämnen har förhöjda halter i detta område även om halterna inte är de högsta i undersökningen: PAH₁₆, TBT, PBDE₆ och Σ DDT.

Enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige är halterna i Munksjön i klass 4 och 5, det vill säga hög eller mycket hög halt, med undantag för TBT som förekommer i halter som klassas som medelhöga (tabell 43). PCDD/F klassas enligt norska bedömningsgrunder då svenska saknas, och denna klassning bygger på ekotoxikologiska bedömningar (Miljödirektoratet 2020). Klass 4, dålig, motsvarar då ”akuta toxiska effekter vid korttidsexponering”. Klass 5, mycket dålig, hade motsvarat ”omfattande toxiska effekter”.

De högsta halterna förekommer ofta i provet från cb008, det vill säga provet från fiberbanken i Munksjön med ett mycket högt innehåll av organiskt material. Detta prov har de högsta halterna av ftalater, HCB, PAH₁₆, PCB₇ och PCDD/F. Vad gäller Σ DDT kunde laboratoriet inte fastställa halter för detta prov och för cb009 på grund av den komplicerade matrisen, mest troligt orsakat av det stora inslaget av organiskt material. För PBDE₆ förekommer den högsta halten i ett djupare prov (10–15 cm) från lokal cb014, men halterna är relativt jämna för alla prov tagna i Munksjön, 1,4 till 2,0 µg/kg ts. De högsta halterna av TBT, DBT och MBT förekommer också på lokal cb014, men i det djupaste provet (20–25 cm). Detta prov har också den högsta halten av PFOS och den näst högsta halten av PFAS₃₄. Att halterna är högre längre ner i sedimentet tyder på att det har förekommit större utsläpp av ämnena tidigare.

Den högsta halten av dioxinlika PCB:er förekommer i provet från lokal cb013 i Jönköpings hamn. Detta prov har även de näst högsta halterna av HCB och PCB₇ efter provet från lokal cb008, och halter av PBDE₆ som liknar halterna inne i Munksjön. Halterna av till exempel PFAS och PCDD/F är inte i nivå med halterna i Munksjön. Det är därför svårt att avgöra om de höga halterna av en del ämnen i detta prov beror på spridning från Munksjön eller om det förekommer ytterligare källor.

För många prov i undersökningen domineras PFAS₃₄-halterna av PFOS följt av PFOA och andra långkedjiga perfluorerade karboxylsyror. I Munksjön förekommer emellertid höga halter av andra PFAS-ämnen, så kallade prekursorer eller preFOS. Dessa ämnen finns ytterst sällan i halter över rapporteringsgränsen i andra områden i undersökningen, förutom ämnet FOSA (för förkortningar,

se avsnittet om PFAS och figur 24). Den PreFOS som förekom i högst halter i Munksjön var EtFOSAA, som hade högre halter än PFOS i prov cb008, cb009 samt provet från nivån 20–25 cm på lokal cb014. Andra preFOS som förekom i halter över rapporteringsgränsen i alla prov från Munksjön var EtFOSE och FOSA. MeFOSAA, MeFOSE och EtFOSA förekom i en del av proverna från Munksjön. Ingen av prekursorerna kunde uppmätas på lokalerna utanför Munksjön i område cb, förutom FOSA som förekom i halter över rapporteringsgränsen i alla prov från lokal cb005. Halterna av PFOS och PFAS₃₄ ökar utåt längs transekten i Störvattnen, vilket överensstämmer med det generella mönstret i Vättern. Halterna på cb005 längst ut är emellertid fortfarande lägre än de högsta halterna i Munksjön. På cb002 och cb005 är halterna högst i ytsedimentet, vilket är det vanliga i undersökningen, men på cb014 i Munksjön förekommer högst halter på en djupare nivå i sedimentet.

För $\sum$ DDT, PCB₇ och PCDD/F är halterna längs transekten högst i provet från mellannivån från cb002 (8–13 cm) och den djupa nivån från cb005 (15–20 cm), vilket överensstämmer med mönstret som har setts för många grundämnen med höga halter i Munksjön. Detta tyder på större utsläpp förr, och att sedimentackumulationshastigheten torde vara lägre på lokal cb002 än på cb005 då partiklarna som bildar nivån 15–20 cm på cb005 bör ha sedimenterat ungefär samtidigt som partiklarna på nivån 8–13 cm på cb002. För ftalater kunde en tidstrend inte iakttas, och för HCB var halterna högst i ytsedimentet på både cb002 och cb005 och minskade nedåt i sedimentet. PAH₁₆ hade däremot lägst halter i ytsedimentet och ökade nedåt på båda lokalerna. Halterna var höga även i den djupaste nivån på cb002, vilket går emot mönstret för många andra ämnen som hade låga halter i detta prov, ibland under rapporteringsgränserna. PBDE₆ och de tennorganiska föreningarna hade högst halter i ytsedimentet på lokal cb002 och minskade nedåt, medan de på lokal cb005 däremot generellt ökade nedåt och hade högst halter på nivån 15–20 cm. Det förekommer således olika mönster för olika ämnen, vilken tyder på att det finns olika källor eller olika tidpunkter för utsläpp.

Av de tre ämnen som ingår i $\sum$ DDT var *p,p'*-DDT aldrig över rapporteringsgränsen i Munksjön eller Jönköpings hamn, men kunde mätas i alla prov på lokalerna cb002, cb003 och cb005, förutom provet från 16–21 cm på cb002. $\sum$ DDT dominerades emellertid av *p,p'*-DDD i prov från Munksjön och Jönköpings hamn och av *p,p'*-DDE i alla ytsediment på lokalerna längre ut på transekten samt djupare prov från cb005. Detta skulle möjligtvis kunna bero på mer anoxiska förhållanden i sediment i Munksjön på grund av den stora belastningen av organiskt material där syre förbrukas vid dess nedbrytning. Förutom $\sum$ DDT och HCB kunde även andra klorerade bekämpningsmedel uppmätas i området. Ämnet alfa-HCH förekom i halter på 0,15 respektive 0,14 µg/kg ts i provet från 8–13 cm på cb002 respektive från 15–20 cm på cb005. Vidare analyserades triklosan i 10 prov och hade en halt på 180 µg/kg ts på cb008, vilket är den högst uppmätta halten i undersökningen, och 14 µg/kg ts i provet från 15–20 cm på cb005. I övrigt överskred halten aldrig rapporteringsgränserna som var 100 µg/kg ts i Munksjön och Jönköpings hamn och 10 µg/kg ts i proverna från transekten utanför Jönköpings hamn. Triklosan är ett antibakteriellt ämne som har använts i olika hygien- och rengöringsprodukter även om användningen nu har begränsats. Det triklosan som hittats i proverna i område cb skulle kunna komma från denna användning, men det skulle också kunna vara kopplat till de höga halterna av klorerade föroreningar i proverna. Triklosan är en polyklorerad fenoxifenol, en ämnesgrupp som var en vanligt förekommande förorening i klorfenolprodukter som tidigare bland annat användes för att behandla trä mot svampangrepp (Persson 2007). Klorfenolprodukterna var även förorenade med andra klorerade ämnen, däribland PCDD/F, och det bör påpekas att prov cb008, som har högst halt triklosan, även har överlägset högst halt av PCDD/F i undersökningen.

Halterna av tennorganiska föreningar är mycket höga i Munksjön. Detta skulle kunna bero på att Jönköpings hamn tidigare låg inne i Munksjön, men denna användning upphörde på 1970-talet och det är förvånansvärt att halterna fortfarande är så höga. För att utvärdera nedbrytningen kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT.

Denna kvot är 0,10 eller lägre i alla prov från Munksjön samt ytproven från cb003 och cb005, vilket tyder på en omfattande nedbrytning. Det kan dock inte uteslutas att det finns andra källor till DBT och MBT i Munksjön än nedbrytning av TBT, på grund av de mycket höga halterna. På lokalerna placerade i den nutida hamnen, cb012 och cb013, är däremot kvoten högre: 0,86 respektive 0,77, och även ytsedimentet på cb002 har ett högre värde, 0,43. Detta tyder på en mer nutida tillförsel av TBT vilket är rimligt då det finns en aktiv hamn. Cybutryn, även känt som Irgarol, har mätts i 10 prov från område cb Tabergsån, men bara haft halter över rapporteringsgränserna i provet från cb008 (0,68 µg/kg ts) och cb012 (0,3 µg/kg ts), dock relativt låga halter.

Alkylerade PAH:er analyserades i 15 prov från området och var som högst i provet från cb008 med en summahalt på 35 mg/kg ts. I övriga prov från Munksjön var halterna mellan 2,3 och 8,4 mg/kg ts, medan halten var 1,1 mg/kg ts på lokal cb013 i Jönköpings hamn och under 1 eller med alla ingående ämnen under rapporteringsgränsen i övriga prov utanför Munksjön. Oljeindex analyserades i 12 prov och hade halter mellan 1 320 och 4 450 mg/kg ts i Munksjön, 153–825 mg/kg ts i Jönköpings hamn, och under 80 i resterande prov.

Oxy-PAH:er, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i två yt-sedimentprov, från lokal cb009 och lokal cb005. Klorparaffiner och organofosfater förekom inte i halter över rapporteringsgränserna i något av proven. Oxy-PAH:n 2-metylantrakinon förekom i en halt av 0,43 mg/kg ts på lokal cb009, den högsta i undersökningen, medan alla oxy-PAH:er var under rapporteringsgränserna på lokal cb005. Likaså förekom två alkylfenoler, 4-*t*-oktylfenol och 4-*t*-butylfenol, i halter på 35 respektive 38 µg/kg ts på lokal cb009, de högsta i undersökningen, medan alla var under rapporteringsgränserna på cb005. Siloxaner kunde däremot bara uppmätas på lokal cb005, i relativt låga halter på 0,80 µg/kg ts av D3 och 0,62 µg/kg ts av D4.

Läkemedel analyserades i ett prov från området, cb009, men alla ingående ämnen hade halter under rapporteringsgränserna. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i ytsediment från lokal cb007. Detta prov var det som hade högst halter av nutida bekämpningsmedel i undersökningen. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För antracen överskreds gränsvärdena i fyra prov, cb008, cb012 samt de två djupare nivåerna på lokal cb002 (tabell 44). På den djupaste nivån, 16–21 cm, överskreds även gränsvärdet för fluoranten. Att gränsvärdena inte överskreds i fler prov från Munksjön beror på att halten relateras till mängden organiskt kol. Föroreningar anses generellt bli mindre tillgängliga för biota när de binds till organiskt kol, och sediment i Munksjön har höga halter kol. För TBT överskreds gränsvärdet trots detta i alla prov från Munksjön förutom cb008 samt i proverna från Jönköpings hamn och ytsedimentet på lokal cb002. Även på den djupaste nivån på lokal cb005 överskreds gränsvärdet för TBT. Siloxaner undersöktes som nämnts i två prov i området och D5 var då under rapporteringsgränsen, vilket också innebar att den effektbaserade bedömningsgrunden inte överskreds. D4 var under rapporteringsgränsen på cb009, men det var omöjligt att avgöra om bedömningsgrunden överskreds då denna är låg i förhållande till rapporteringsgränsen. På cb005 överskreds den dock kraftigt.

Tabell 42. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område cb Tabergsån. Färgen visar avvikelser från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
cb006	0–5	7,22	1,26	17,6	60,2	124	0,724	17,0	30,5	69,6	3,90	489	4,69
cb008	0–5	10,2	2,41	15,3	119	396	3,41	22,1	45,9	186	4,61	753	16,0
cb007*	0–5	8,26	1,38	17,6	66,1	152	0,838	16,1	32,3	85,6	4,06	503	5,25
cb014*	0–5	9,67	1,60	18,7	72,3	178	0,907	15,5	32,7	110	4,03	545	4,93
cb014	10–15	10,5	1,58	18,2	74,8	176	1,02	16,4	34,6	92,4	4,41	509	4,36

cb014	20–25	9,76	1,60	18,6	66,3	164	0,811	15,2	33,6	88,7	3,78	510	3,44
cb009	0–5	9,19	1,33	16,9	61,2	134	0,831	16,7	30,6	78,3	4,20	453	5,37
cb012	0–5	2,49	0,255	6,29	18,5	44,5	0,124	7,22	20,4	17,3	1,24	133	0,466
cb013	0–5	3,50	0,569	9,82	19,1	55,8	0,104	10,8	15,1	28,2	2,97	241	3,55
cb002	0–5	8,67	0,693	10,3	26,8	34,0	0,0700	22,0	20,3	38,6	4,79	240	0,264
cb002	8–13	6,48	1,38	8,18	32,4	51,4	0,239	21,2	20,3	59,5	3,51	334	0,478
cb002	16–21	5,36	0,611	8,70	20,5	26,3	0,104	20,5	16,5	39,1	2,58	219	0,398
cb003	0–5	12,4	0,890	11,7	32,8	38,7	<0,04	29,1	24,4	53,5	7,26	310	0,770
cb003**	48–54	4,93	0,204	10,1	21,1	23,8	<0,04	27,8	17,9	27,2	3,76	72,0	-
cb005	0–5	12,6	0,909	12,1	35,8	44,4	0,0476	32,4	24,8	57,5	7,67	333	0,315
cb005	5–10	7,45	1,09	12,8	36,4	44,6	0,0578	33,9	24,8	64,5	7,92	357	0,650
cb005	15–20	9,71	1,50	12,0	39,7	50,5	0,0846	41,4	30,0	86,1	6,89	468	0,434
cb005**	52–58	5,88	0,238	11,2	28,0	29,3	<0,04	31,6	20,9	31,5	4,64	80,6	0,211

Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

*Även duplikat cb011. Lokal cb014 är på samma plats som cb007 och cb011 men då den provtogs 2,5 månader senare anses den inte vara ett replikat.

**cb003, 48–54 cm, och cb005, 52–58 cm, har bara analyserats för grundämnen, ts-halt och TOC. För cb003, 48–54 cm, var ts-halten 37 % och TOC 1,9 %. För cb005, 52–58 cm, var ts-halten 32 % och TOC 2,3 %.

Tabell 43. Halter av organiska föroreningar, torrsubbstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område cb Tabergsån. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet. Att halterna av DL-PCB anges som 0 innebär inte att alla ämnen är under rapporteringsgränsen, men den TEQ-korrigerade summahalten är så låg att laboratoriet har angett halten som 0.

Lokal	Nivå cm	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
µg/kg ts															ng TEQ/kg ts	
cb006	0–5	7,4	15	22	18 200	0,76	3 310	1,4	45	1,7	3,9	41	18	6,2	20	2,2
cb008	0–5	7,8	29	**	37 500	3,9	12 500	1,9	210	3,2	28	60	33	8,2	340	6,2
cb007*	0–5	6,8	17	61	23 900	0,81	3 950	1,4	56	2,0	4,6	53	30	7,3	25	2,5
cb014*	0–5	7,6	18	14	5 670	0,87	3 250	1,7	78	2,7	5,7	93	43	7,2	40	3,6
cb014	10–15	12	17	31	3 610	0,62	3 400	2,0	98	3,7	6,3	128	70	10	40	4,3
cb014	20–25	15	17	31	2 460	0,79	4 000	1,7	94	5,6	18	226	174	14	39	4,3
cb009	0–5	5,9	17	**	24 400	1,1	2 540	1,7	48	2,0	5,2	48	28	7,4	32	2,3
cb012	0–5	47	3,1	1,6	640	1,0	1 380	0,25	9,5	0,16	0,22	9,4	5,1	13	1,9	0,04
cb013	0–5	19	21	8,7	930	3,3	3 260	1,3	120	0,38	0,55	9,4	5,5	11	1,8	29
cb002	0–5	23	2,6	3,2	502	0,78	518	0,20	4,2	1,4	2,7	3,9	5,0	3,9	3,4	0,03
cb002	8–13	36	2,8	23	3 090	0,28	4 840	0	19	0,13	0,13	2,3	2,0	0,78	8,4	1,3
cb002	16–21	47	1,7	2,1	-	<0,1	5 130	-	<0,1	<0,050	0	<1	<1	<0,2	1,2	0
cb003	0–5	16	3,6	5,3	596	0,56	586	-	3,5	3,9	7,6	3,4	1,3	0,35	6,7	1,3
cb005	0–5	14	4,1	5,9	5 980	0,65	506	0,10	3,2	4,8	10	3,7	2,0	0,47	6,7	1,0
cb005	5–10	21	3,4	7,8	380	0,58	643	0,22	4,9	1,6	3,1	3,9	1,3	0,38	7,2	1,4
cb005	15–20	23	3,3	27	3 360	0,57	1 220	0,30	9,3	0,65	0,80	5,0	4,6	3,2	11	2,1

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

**Även duplikat cb011. Lokal cb014 är på samma plats som cb007 och cb011 men då den provtogs 2,5 månader senare anses den inte vara ett replikat.

**Halter kunde inte bestämmas av laboratoriet på grund av komplicerad matris.

Tabell 44. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område cb Tabergsån. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
cb006	0–5	0,55	0,99	0,54	0,57	0,08	1,3	-	-
cb008	0–5	1,0	1,8	1,4	3,4	0,18	0,88	-	-
cb007*	0–5	0,60	1,1	0,66	0,72	0,08	1,3	-	-
cb014*	0–5	0,70	1,3	0,85	0,54	0,07	1,3	-	-
cb014	10–15	0,69	1,3	0,71	0,61	0,08	1,9	-	-
cb014	20–25	0,70	1,2	0,68	0,68	0,09	2,7	-	-
cb009	0–5	0,58	0,96	0,60	0,43	0,05	1,4	<0,1	<10
cb012	0–5	0,11	1,3	0,13	1,3	0,16	13	-	-
cb013	0–5	0,25	0,28	0,22	0,38	0,05	1,7	-	-
cb002	0–5	0,30	1,0	0,30	0,36	0,07	4,7	-	-
cb002	8–13	0,60	1,8	0,46	15	0,73	0,88	-	-
cb002	16–21	0,27	0,93	0,30	19	1,3	<0,4	-	-
cb003	0–5	0,39	0,92	0,41	0,31	0,05	0,31	-	-
cb003	48–54	0,09	0,64	0,21	-	-	-	-	-
cb005	0–5	0,40	1,0	0,44	<0,2	0,03	0,36	<0,1	51
cb005	5–10	0,47	1,2	0,50	0,25	0,05	0,35	-	-
cb005	15–20	0,65	1,5	0,66	0,47	0,09	3,0	-	-
cb005	52–58	0,10	0,86	0,24	-	-	-	-	-

Halt överskrider bedömningsgrund

Halt underskrider bedömningsgrund

Kvot bör tolkas med försiktighet

*Även duplikat cb011. Lokal cb014 är på samma plats som cb007 och cb011 men då den provtogs 2,5 månader senare anses den inte vara ett replikat.

Sammanfattning av område cb Tabergsån

Området består av Munksjön samt en transekt ut i Storsvättern. Bottnarna i Munksjön har över lag en hög halt organiskt material och i de västra delarna finns en fiberbank. I Jönköpings hamn var det svårt att hitta ackumulationsbotten, men längre ut på transekten på djupare bottnar förekom ackumulation. Många föroreningar har kraftigt förhöjda halter i området, främst i Munksjön. För grundämnen gäller detta krom, koppar, kvicksilver och metylkvicksilver. På lokalerna ute i Storsvättern förekommer de högst halterna av dessa ämnen på lägre, och därmed äldre, nivåer i sedimentet.

För många organiska föroreningar är cb Tabergsån det område i undersökningen där de förekommer i högst halter: PCB₇, PCDD/F, alkylerade PAH:er, oljeindex, PFAS₃₄, ftalater och de tennorganiska ämnena DBT och MBT. Även andra ämnen har förhöjda halter i detta område, som PAH₁₆, TBT, PBDE₆ och $\sum$ DDT. De högsta halterna förekommer ofta i provet från fiberbanken i Munksjön. Vad gäller PFAS-ämnena är halterna av så kallade prekursorer eller preFOS kraftigt förhöjda i Munksjön, vilket tyder på att det finns en lokal källa. Källspårningen av PCDD/F pekar på ett starkt inflytande från en klorfenolkälla i området, och även den höga halten av triklosan i Munksjön kan tyda på förorening från klorfenolanvändning. Halterna av tennorganiska föreningar är mycket höga i Munksjön, främst nedbrytningsprodukterna DBT och MBT. Detta kan bero på att Jönköpings hamn tidigare låg inne i Munksjön, men det kan också finnas andra källor till DBT och MBT. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i ett prov från Munksjön och detta hade högst summahalt av proverna i undersökningen.

Område cc Dunkehallaån

Området ligger i Jönköpings kommun, Jönköpings län (fig. 49). Dunkehallaån mynnar i Vättern väster om Jönköping. Den har sina källflöden väster om staden, upp mot Dumme mosse som ligger på drygt 130 m höjd över Vätterns yta. Dunkehallaåns övre delar ligger strax väster om Jönköpings flygplats. Område cc Dunkehallaån är ett litet område som består av en mindre sjömått yta nära åns mynning samt en kilometerlång transekt ut mot djupare vatten tills den ansluter till transekten från område cb Tabergså. Vid provplaneringen sattes två lokaler ut men båda bedömdes som olämpliga för miljökemisk analys (tabell 45).

Tabell 45. Sedimentundersökningar i område cc Dunkehallaån. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Inga prov togs för kemiska analyser då bottenmaterialet inte var lämpligt.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
cc001	17	0–5: Postglacial finsandig silt	–	–
cc002	4,5	–	–	–

Bakgrund

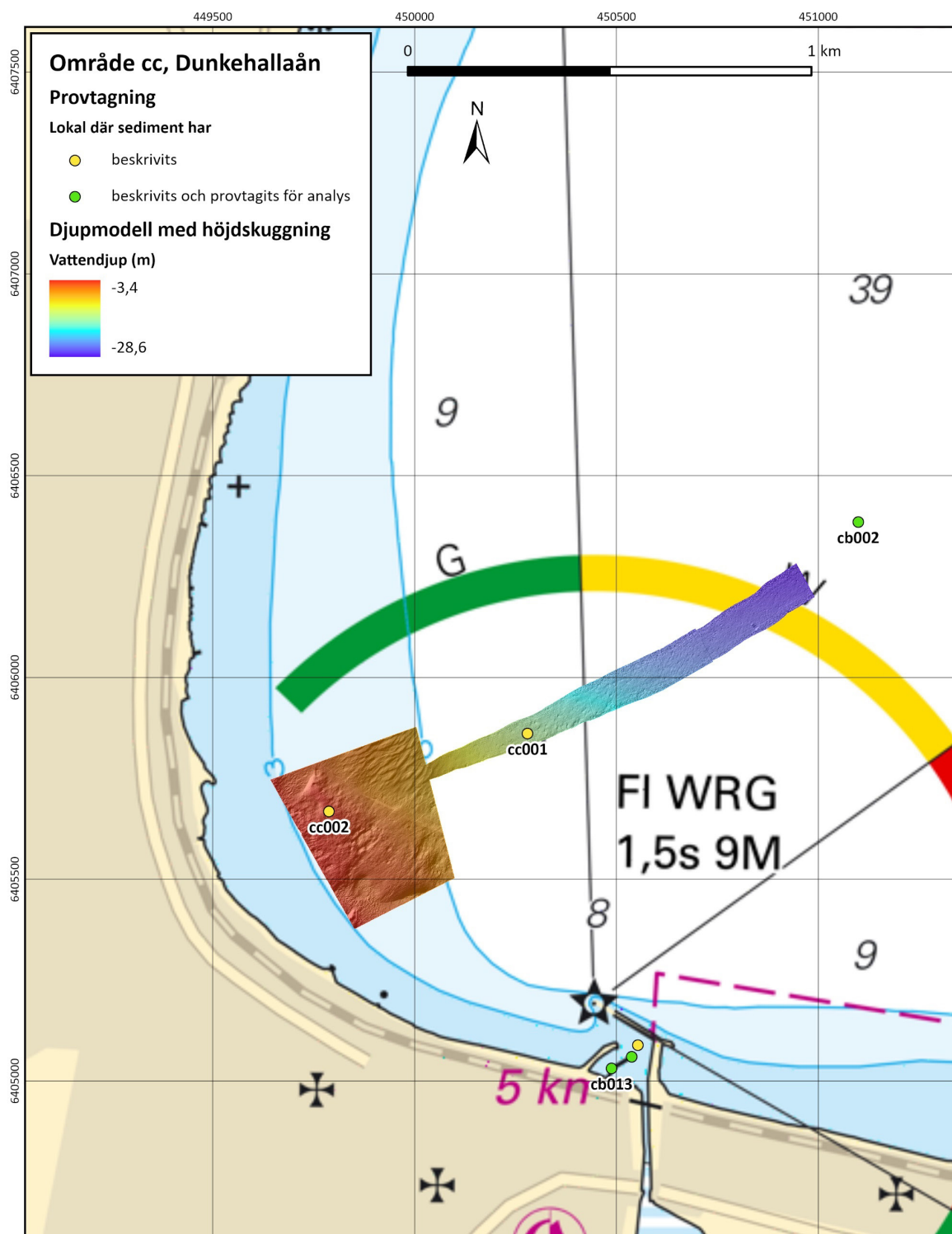
Det är i den nedre kilometern av Dunkehallaåns lopp som de potentiella påverkanskällorna ligger eller har legat. Där har det till exempel legat ett flertal kvarnar där man ägnat sig åt betning av säd, verkstadsindustrier, flera tungmetallgjuterier, textilindustrier och kemtvättar. Det har gjorts flera tidigare sedimentundersökningar i de tre nedersta kvarndammarna, från Vättern räknat, Hulukvarn, Hospitalkvarn och Stallkvarn (VOS 2019). Syftet med dessa har varit att utreda föroreningsnivåer inför en eventuell underhållsmuddring av dammarna, samt att få en uppfattning om volymen förorenade sediment som behöver tas om hand. Att provta för miljökemisk analys i strömmande vattendrag går oftast inte på grund av avsaknaden av ackumulationsbottnar men anlagda dammar kan fungera som sedimentationsfällor.

Geologi

I Dunkehallaåns övre lopp rinner den genom i huvudsak isälvsmaterial, men i flackare terräng är dalgången fylld med kärrtorv eller svämsediment. Längre ner rinner den mestadels genom moränmaterial men här har det på flackare partier bildats ett svämplan bestående av svämsediment. Utanför strandlinjen, på det hydroakustiskt uppmätta området närmast land, genomfördes en kameraobservation som visade att botten bara bestod av grus och sten. På den andra lokalen, som låg på större vattendjup, gick det att genomföra en provtagning men materialet bestod enbart av silt och sand vilket inte är ett lämpligt bottenmaterial för miljökemisk analys. Det var heller inte oväntat med tanke på vattendjupet som bara var 17 m och den långa så kallade fetchen mot norr, vilket gör att det förekommer en kraftig påverkan från vind och vågor.

Sammanfattning av område cc Dunkehallaån

Området utanför Dunkehallaåns utlopp i Vättern undersöktes men bestod av erosions- eller transportbottnar. Kameraobservationer och provtagning av sedimentet visade att botten närmast land utgjordes av sten och grus, medan botten något längre ut bestod av sandig silt. Det var därför inte tänkbart att göra miljökemiska analyser av sedimentet i detta område.



Figur 49. Översikt över område cc Dunkehallaån, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Område cd Lillån och ce Domneån

Båda områdena ligger i Jönköpings kommun, Jönköpings län. Område cd Lillån består av en mindre sjömått yta närmast Lillåns utlopp samt en 4 km lång transekt som går från det sjömåttade området österut till större vattendjup (fig. 50). Lillån rinner upp cirka 6 km söder om sin mynning och öster om Dumme mosse, bara 1 km från Dunkehallaåns övre delar. Även område ce Domneån har en liknande omfattning med en mindre sjömått yta strax utanför Domneåns mynning samt en 1,5 km lång transekt som går österut och ansluter till transekten från område cd Lillån. I område ce Domneån sjömåttades även Domsands småbåtshamn som ligger i ett utgrävt område precis innanför Domneåns mynning. Domneån rinner upp 14 km sydväst om sin mynning. Den har i princip samma källflöde som Dunkehallaån, vilket är Dumme mosse.

Endast den skyddade lokalen i Domsands småbåtshamn och den djupaste lokalen längst österut på transekten cd lämpade sig för miljökemisk analys (tabell 46). De övriga lokalerna var för utsatta för att sediment skulle kunna ackumulera. Ytsediment (0–5 cm) provtogs på båda lokalerna och på cd003 provtogs även två djupare nivåer i sedimentet.

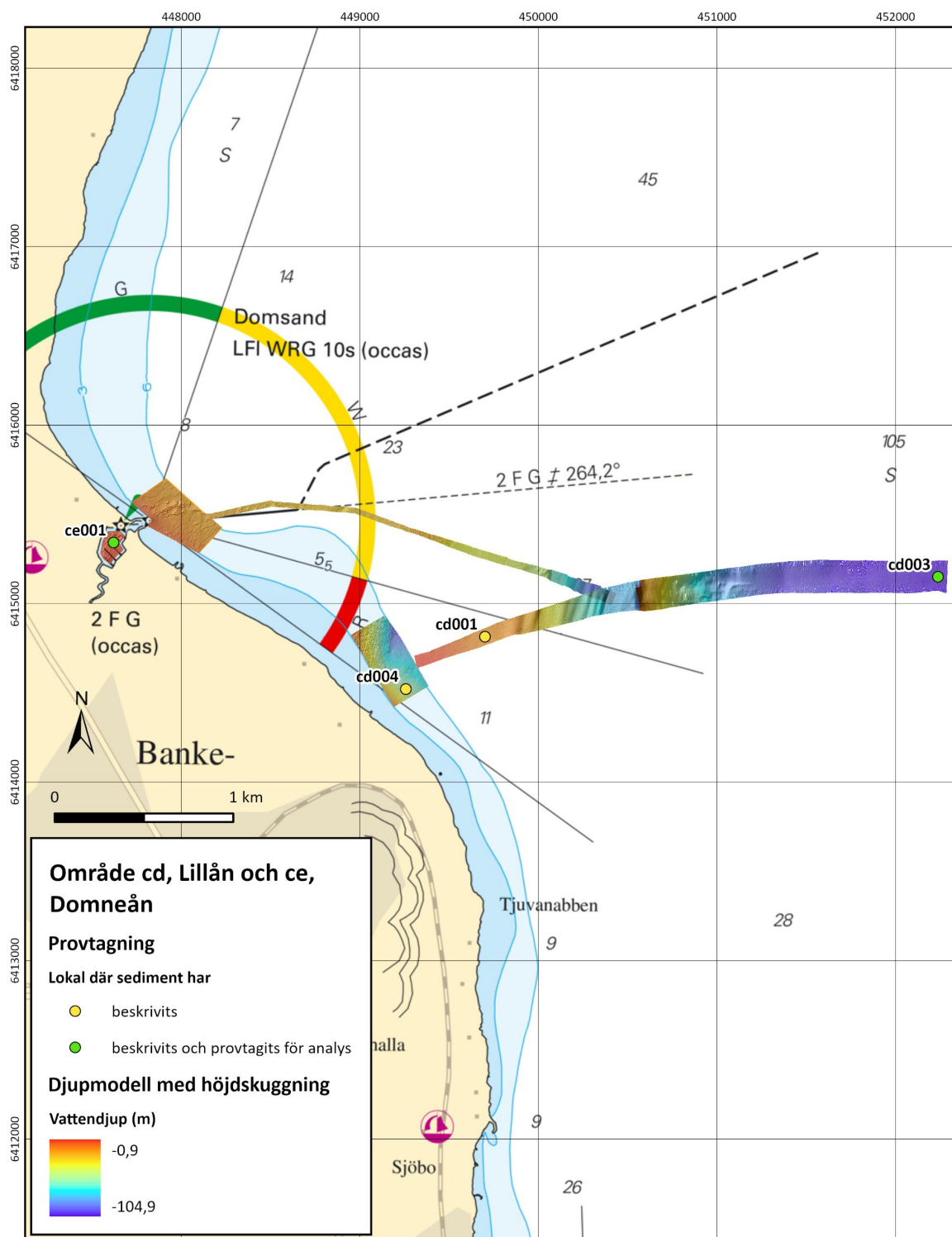
Tabell 46. Sedimentundersökningar i område cd Lillån och ce Domneån. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggspaket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggspaket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; Läk – läkemedel; CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används; samt Pb-210 – när kärnan har daterats med hjälp av Pb-210.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
cd001	17	–	–	–
cd003	104	0–64: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2, Läk, Pb-210
			8–13	GP, TP1
			16–21	GP, TP1
cd004	9,0	–	–	–
ce001	2,6	0–15: Postglacial lergyttja 15–24: Torv	0–5	GP, TP1, TP2, CUP

Bakgrund

Bara några hundra meter uppströms Lillåns mynning rinner ån i kanten av ett industriområde där flera av de potentiella påverkanskällorna ligger, bland annat Bankeryds avloppsreningsverk och en förbränningsanläggning. Ytterligare lite längre uppströms, i Prinseryd, ligger fler tänkbara påverkanskällor. Det är framför allt verkstadsindustrier men även en kvarn som sysslat med betning av utsäde och ett sågverk som använt doppning som träimpregneringsmetod.

Domneån har liknande förutsättningar, med ett industriområde strax uppströms dess mynning. Där har det legat ett krombaserat garveri, flera verkstadsindustrier, en verksamhet som ägnat sig åt ytbehandling av metaller med elektrolytiska/kemiska processer samt en avfallsdeponi. År 1975 anlades en småbåtshamn i mynningen av Domneån genom att gräva ut dalgången från mynningen och 250 m uppströms. Båthamnen har plats för ett hundratal båtar och har en egen sjömack samt båtuppläggningsplats i anslutning till hamnen.



Figur 50. Översikt över område cd Lillån och ce Domneån, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Lillån rinner mestadels genom morän och isälvsmaterial, men i flackare terräng har den byggt upp ett svämplan med svämsediment. Domneån rinner i sin övre del till största delen genom isälvs-material. På de flackare partierna är åns dalgång fylld med svämsediment eller kärrtorv. I Domneåns nedre lopp har den eroderat ner i postglacial sand men även här är dalgången ofta fylld med kärrtorv eller svämsediment. De hydroakustiskt uppmätta områdena strax utanför Lillåns och

Domneåns mynningar visade erosions- eller transportbottnar som inte var lämpliga för provtagning. Det var bara den skyddade lokalen inne i Domneåns hamn och den yttersta lokalen på transekt cd som var lämpliga som provlokaler. Ytsedimentet på båda lokalerna bestod av postglaciala lergyttjor. Enligt uppgift var det mesta som grävdes ut ur Domneåns mynning i samband med hamnbygget torv. I hamnbassängen bestod bara de översta 15 cm av postglacial lera; under detta fanns torv. Lokalen ce001 har en ovanligt hög TOC-nivå, vilket troligtvis beror på att hamnen är anlagd i tidigare våtmarker.

Miljökemiska förhållanden

På lokal ce001 i Domsands hamn togs endast prov på ytsedimentet (0–5 cm) medan tre sedimentnivåer provtogs på lokal cd003 i Störvättern. I tabellerna som redovisar förorenings-situationen (tabell 47–49) är lokal cd003 placerad före ce001, i alfabetisk ordning. På det djupare bottenområde där cd003 är placerad finns i söder lokal cb005, längst ut på transekten från Tabergsån, och längre norrut mot Visingsö utsjölokalen c2. På lokal cd003 bestämdes sedimentets ackumulationshastighet till att vara cirka 0,39 cm/år som ett genomsnitt för den analyserade kärnan. När sedimentets ålder räknas ut, med hänsyn taget till sedimentets kompaktion, motsvarar provet från 0–5 cm ett ungefärligt tidsintervall från 2010 till 2022, 8–13 cm motsvarar 1990–2003, och 16–21 cm motsvarar 1970–1983, på ett ungefär.

Halterna av grundämnen i området ligger i mellanskiktet eller lägre bland de undersökta områdena, och de ämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag har halter som är i klass 1–3 (tabell 47). Halterna är generellt högre på cd003 än på lokal ce001 i Domsands hamn, förutom för kvicksilver och metylkvicksilver som har högre halter på ce001. Det är möjligt att detta beror på ett stort terrestert inflytande. I sedimentkärnan tagen på lokal cd003 är halterna av grundämnen ofta högst på nivån 16–21 cm och minskar uppåt i sedimentet. Detta är fallet för exempelvis kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly och zink, och skulle kunna tyda på en större belastning längre tillbaka i tiden, i detta fall ungefär 1970–1983. Halterna av arsenik är mer varierande och ingen tydlig trend med djupet kan ses, medan halterna av metylkvicksilver är högst i ytsedimentet och minskar nedåt.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För bly överskrider aldrig bedömningsgrunden, men både kadmium och koppar överskrider sina bedömningsgrunder i provet från nivån 16–21 cm på lokal cd003 (tabell 49). Halten av koppar överskrider även bedömningsgrunden på de två övriga nivåerna på samma lokal.

Halterna av organiska föroreningar varierar från klass 2 till 5, det vill säga låg till mycket hög halt, enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (tabell 48). Området utmärker sig främst genom de höga halterna av tennorganiska föreningar på lokal ce001, som har den högsta halten av TBT i undersökningen, 84,6 µg/kg ts. Detta är marginellt högre än på lokal ac001 i Kärrafjärden, 84 µg/kg ts. De höga halterna på dessa lokaler är inte förvånande på grund av närheten till småbåtshamnar och båtuppläggningsplatser, men å andra sidan har TBT länge varit förbjudet och borde inte förekomma i så höga halter. Halterna av TBT är lägre i proven från cd003, där högsta halten förekommer i provet från 16–21 cm och halten är under rapporteringsgränsen i ytprovet. Nedbrytningsprodukterna DBT och MBT förekommer emellertid i höga respektive mycket höga halter i alla prov från cd003. För att utvärdera nedbrytningen kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT. Kvoten är över 1,5 på ce001, vilket visar på en relativt opåverkad sammansättning (Bengtsson & Cato 2011). På den djupaste nivån på lokal cd003 är kvoten 0,13, på mellannivån 0,05 och i ytprovet är den inte möjlig att bestämma då TBT hade en halt under rapporteringsgränsen. Detta visar på en långt gången nedbrytning på denna lokal, till skillnad mot ce001. Cybutryn, även känt som Irgarol, har bland annat använts som biocid för båtbottnskydd liksom TBT. Halten är relativt hög på

ce001, 2,1 µg/kg ts, men lägre än i område aa Alsen och bb Hamraviken. I de tre proverna från cd003 var halten av cybutryn alltid under rapporteringsgränsen. Även triklosan kunde uppmätas på ce001 i en halt av 29 µg/kg ts medan halten alltid var under rapporteringsgränsen på 10 µg/kg ts på cd003.

ΣDDT förekommer liksom de tennorganiska föreningarna i halter som klassas som mycket höga. De högsta halterna förekommer i provet från den djupaste nivån på lokal cd003, 16–21 cm, och minskar successivt uppåt. Även Σftalat, PAH₁₆, PCB₇, TBT, PCDD/F och DL-PCB följer detta mönster med högst nivåer längre ner i sedimentet, vilket indikerar en svårare föroreningsituation under den tid som detta sediment har ackumulerats, cirka 1970–1983, än under tiden som de andra proverna motsvarar, det vill säga cirka 1990–2003 respektive cirka 2010–2022. Halterna av HCB är jämna mellan de tre olika sedimentnivåerna medan halterna av PBDE₆ är högst i provet som motsvarar tiden cirka 1990–2003.

Av de tre ämnen som ingår i ΣDDT kunde ursprungsprodukten *p,p'*-DDT uppmätas i alla tre prov från cd003, men summan dominerades av *p,p'*-DDE följt av *p,p'*-DDD. Endast i ytprovet från cd003 var halterna av *p,p'*-DDT högre än *p,p'*-DDD. I det djupaste provet från cd003, 16–21 cm, var även halterna av alfa-HCH så höga att de var över rapporteringsgränsen.

PFAS₃₄ förekommer i högst halt i ytsedimentet på cd003 med minskande halter nedåt. Detta överensstämmer med hur det ser ut i sedimentkärnor från utsjölokaler och många andra lokaler, med de enda undantagen på lokalen cb014 i område cb Tabergsån och aa006 i område aa Alsen. PFOS var det ämne som hade högst halt i alla fyra prov, även om det i ytsedimentet på lokal cd003 även fanns höga halter av långkedjiga karboxylsyror, från PFOA till PFUnDA. FOSA förekom i halter över rapporteringsgränsen i alla tre prov från cd003 men inte på ce001.

Ftalater kunde uppmätas i alla fyra prov och förekom i högst halter på ce001, 10 100 µg/kg ts, följt av provet från 16–21 cm på cd003, 6 930 µg/kg ts. På de två andra nivåerna på cd003 var halterna lägre och jämna, cirka 470 µg/kg ts. Det ämne som förekom i högst halt var DINP på ce001 och cd003, 16–21 cm, och DEHP på cd003, 0–5 respektive 8–13 cm. PBDE:er kunde också uppmätas i alla fyra prov, med halter av PBDE₆ från 0,13 till 0,75 µg/kg ts. Den högsta halten förekom, liksom för ftalater, på ce001. BDE-99 var det dominerande ämnet på ce001 medan BDE-47 dominerade i alla tre prov från cd003.

Alkylerade PAH:er analyserades i alla fyra prov men endast en parameter, C2-alkylerad naftalen, förekom i halter över rapporteringsgränsen. Detta var fallet i ce001 (0,24 mg/kg ts) och i provet från 16–21 cm på cd003 (0,10 mg/kg ts). Oljeindex kunde också uppmätas i tre av proverna, i halter mellan 26 och 110 mg/kg ts, med den högsta halten på ce001.

Oxy-PAH:er, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i två prov, ytsediment från cd003 samt ce001. Av oxy-PAH:erna var det bara ett ämne, 2-metylantrakinon, som hade en halt (0,12 mg/kg ts) över rapporteringsgränsen, detta på lokal ce001. Även en organofosfat, TCP, hade en mätbar halt på ce001 (420 µg/kg ts) men inte på cd003. Siloxaner kunde däremot mätas på båda lokalerna, i en summahalt på 730 mg/kg ts på ce001 och 200 mg/kg ts på cd003. Siloxanen som förekom i högst halt var D5 följt av D6. Alkylfenoler och klorparaffiner var aldrig över rapporteringsgränserna. Läkemedel analyserades i ytsediment från cd003 men alla ämnen hade halter under rapporteringsgränserna.

Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades på lokal ce001. Detta prov hade näst högst summahalter av dessa efter lokal cb007. För mer information, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För de två PAH:erna antracen och fluoranten överskrids inte gränsvärdena i något av proverna (tabell 49). För TBT överskrids

gränsvärdet i tre av fyra prov trots att ämnet länge har varit förbjudet; till exempel förbjöds användningen på fritidsbåtar 1989. I yt sedimentprovet från cd003 var halten TBT under rapporteringsgränsen och även under bedömningsgrunden, medan det största överskridandet skedde på lokal ce001 inne i Domsands hamn. Siloxaner analyserades i två av de fyra proverna och halterna av D5 och i synnerhet D4 överskred bedömningsgrunden väsentligt i båda proverna.

Tabell 47. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område cd Lillån, och ce Domneån. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
cd003	0–5	15,7	1,08	13,3	39,4	46,4	0,0574	39,4	27,0	67,0	8,74	376	1,23
cd003	8–13	9,15	1,49	13,9	42,7	54,4	0,0659	38,3	31,2	88,1	8,21	476	0,562
cd003	16–21	16,6	2,46	14,4	43,9	60,4	0,143	37,5	38,5	119	8,24	699	0,403
ce001	0–5	6,23	0,694	13,2	19,5	29,7	0,0869	16,6	14,3	33,5	2,86	191	1,66

Klass 1 Ingen avvikelse från jämförvärde

Klass 2 Liten avvikelse från jämförvärde

Klass 3 Tydlig avvikelse från jämförvärde

Klass 4 Stor avvikelse från jämförvärde

Klass 5 Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Tabell 48. Halter av organiska föroreningar, torrs substans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område cd Lillån, och ce Domneån. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Mätresultat av PAHs och bedömningsgrund för PAHs i skräp. För mer information, se avsnittet om Bedömningsgrunder.																
Lokal	Nivå	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm		%	µg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
cd003	0–5	14	4,0	7,8	468	0,70	513	0,13	4,0	8,5	17	72	16	<0,2	8,3	1,3
cd003	8–13	20	3,3	16	470	0,66	860	0,51	6,9	1,8	3,0	69	16	4,1	14	1,8
cd003	16–21	19	3,5	58	6 930	0,77	1 770	0,17	12	0,56	0,66	27	16	5,8	22	3,0
ce001	0–5	12	16	2,5	10 100	<0,18	1 170	0,75	6,8	0,57	1,1	23	32	85	0,81	1,1
Klass 1	Mycket låg halt															
Klass 2	Låg halt															
Klass 3	Medelhög halt															
Klass 4	Hög halt															
Klass 5	Mycket hög halt															

Tabell 49. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område cd Lillån och ce Domneån. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
cd003	0–5	0,47	1,1	0,52	<0,2	0,03	<0,2	11	2 094
cd003	8–13	0,65	1,7	0,68	0,32	0,07	3,9	-	-
cd003	16–21	1,1	1,8	0,92	0,70	0,11	5,2	-	-
ce001	0–5	0,30	0,13	0,26	0,16	0,03	17	10	1771

Halt överskrider bedömningsgrund

Halt underskrider bedömningsgrund

Sammanfattning av område cd Lillån, och ce Domneån

Bottnarna utanför mynningarna på Lillån och Domneån är utsatta för erosion och det rådde därför inte ackumulationsförhållanden förrän längre ut på transekten i Störvåttern. Ackumulationsbotten fanns även innanför mynningen på Domneån, i hamnbassängen som är utgrävd i gamla våtmarker. Dessa två provtagna lokaler skiljer sig avsevärt, till exempel är TOC-halten mycket högre i Domsands hamn.

Halterna av grundämnen i område cd och ce är relativt låga jämfört med andra undersökta områden, men kadmium och koppar har halter som överskrider bedömningsgrunderna på lokal cd003 på transekten. Vad gäller organiska föroreningar är de höga halterna av tennorganiska föreningar på lokal ce001 i Domsands hamn slående. Denna lokal har den högsta halten av TBT i undersökningen, i nivå med ac001 i Kärrafjärden. Det är inte förvånande på grund av närheten till småbåtshamnar, men TBT har länge varit förbjudet och nedbrytningen borde ha kommit längre. Halterna av så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades på ce001 och var de näst högsta i undersökningen. Några andra organiska föroreningar, men inte alla, hade också högre halter på ce001 än cd003. PFAS₃₄ däremot förekommer i högst halt på cd003 och halten är i nivå med andra lokaler runt om i Störvåttern.

Område da Hjo

Området ligger i Hjos kommun, Västra Götalands län. Området består av en strandnära del i anslutning till hamnen i Hjo där sjömätning genomfördes heltäckande; därifrån sträcker sig en drygt 2 km lång transekt österut till djupare områden i Vättern (fig. 51). Två lokaler utefter transekten undersöktes men ingen lämpade sig för miljökemisk analys (tabell 50).

Tabell 50. Sedimentundersökningar i område da Hjo. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Inga prov togs för kemiska analyser då bottenmaterialet inte var lämpligt.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
da001	38	0–3: Postglacial finsand 3–27: Glacial siltig lera	–	–
da002	16	–	–	–

Bakgrund

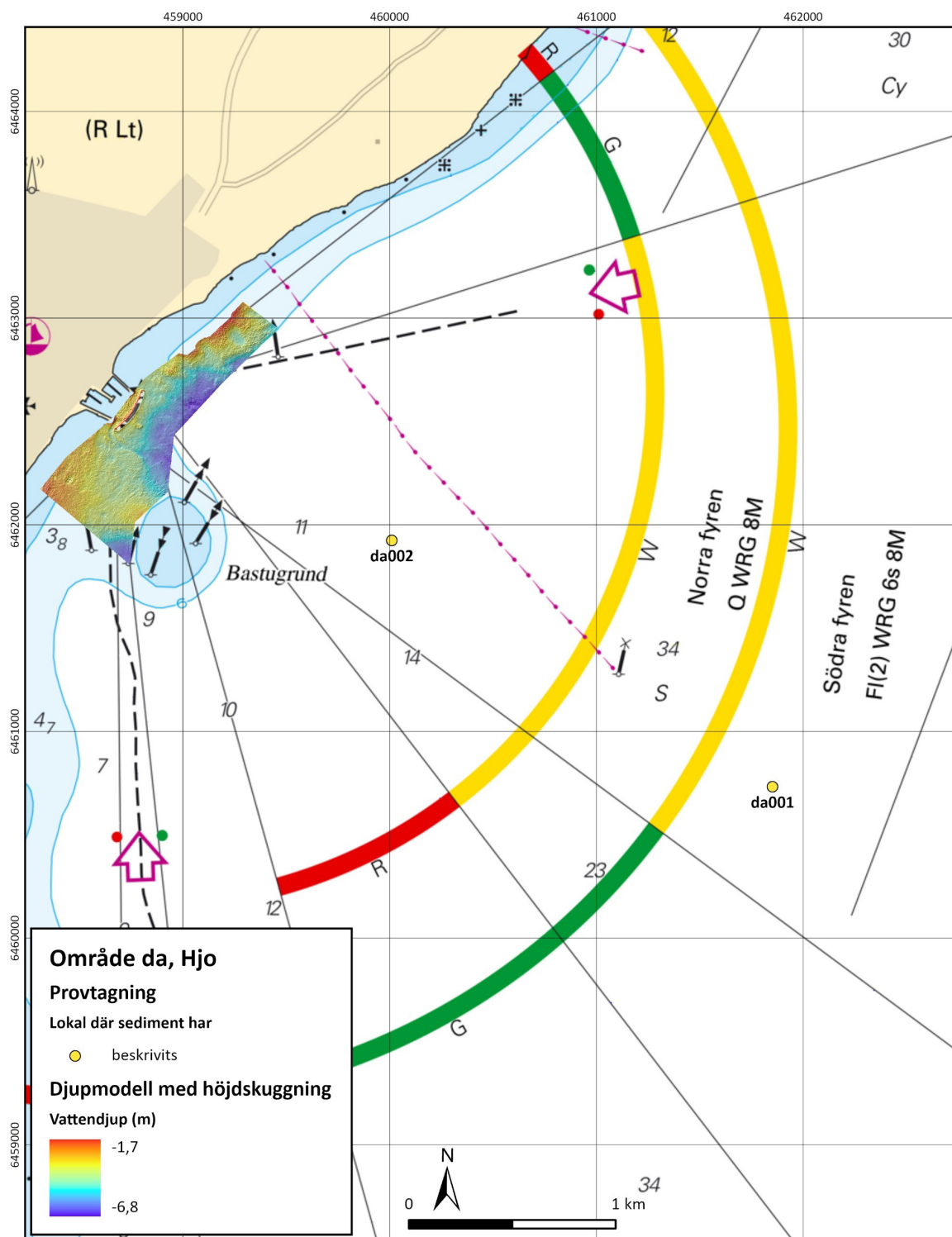
Vid hamnen i Hjo mynnar Hjoån som har flera verkstadsindustrier samt en kemtvätt uppströms. Längre norrut, utefter ett annat vattendrag som mynnar i Vättern, ligger ett industriområde där det har legat eller ligger sågverk, flera verkstadsindustrier, brandövningsplats och en avfallsanläggning.

Geologi

Geologin på land domineras av postglacial sand som överlagrar morän eller moränlera. Sjöbotten närmast Hjo verkar ha en liknande sammansättning, ett relativt tunt lager sand med uppstickande större stenar från den underliggande moränen eller moränleran. Bottentypen klassas som erosions- eller transportbotten vilket innebär att det är olämpliga förhållanden för provtagning till miljökemisk analys. I stället sattes två provlokaler ut på den långa transekten som gick ut på större vattendjup. Lokalen närmast Hjo, da002, på 16 m djup visade sig vid en kameraobservation bestå av sand. Den djupare lokalen, da001, bestod av 3 cm sand vid ytan med underliggande glacial lera. Sanden utgör förmodligen en residual från den glaciala leran, det vill säga, lerpartiklar har eroderats bort medan de grövre sandpartiklarna har ansamlats i sedimentytan.

Sammanfattning av område da Hjo

Kameraobservationer och provtagning visade att botten utanför Hjo bestod av sand och glacial lera. Det är därför inte ackumulationsbotten och provtogs inte för miljökemiska analyser.



Område db Karlsborgsviken

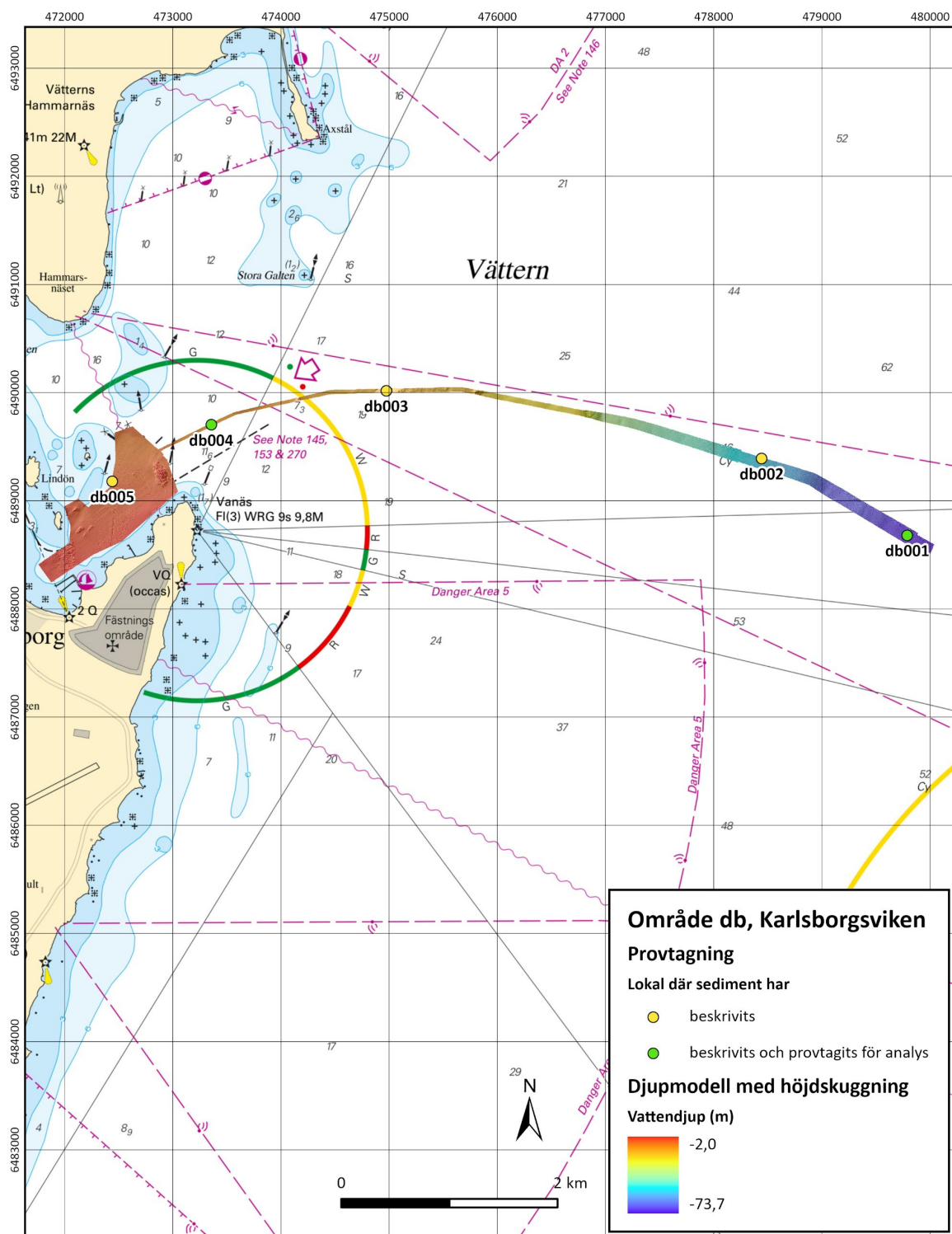
Området ligger i Karlsborgs kommun, Västra Götalands län. I väster börjar området där Göta kanal mynnar i Vättern, i Karlsborgsviken (fig. 52). Området nordväst om Vanäs udde och in mot mynningen av Göta kanal i Vättern sjömättes heltäckande. Från det området sjömättes en cirka 12 km lång transekt österut ner till 73 m djup. Fem lokaler placerades ut, fyra längs transekten och en i området närmast land (tabell 51). Två av lokalerna bedömdes vara lämpliga för miljö-kemisk provtagning.

Tabell 51. Sedimentundersökningar i område db Karlsborgsviken. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggs paket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; samt TP2 – tilläggs paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
db001	73	0–6: Postglacial lergyttja 6–16: Postglacial lergyttja 16–44: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1
db002	55	–	–	–
db003	17	0–5: Postglacial sandig silt 5–23: Postglacial sandig silt	–	–
db004	12	0–12: Postglacial siltig gyttjelera 12–19: Postglacial siltig finsand	0–5	GP, TP1, TP2
db005	7,7	0–9: Postglacial siltig finsand	–	–

Bakgrund

Det heltäckande mätta området är tänkt att fånga upp påverkan från källor lokaliserade på östra sidan av näset där Karlsborg ligger, samt föroreningar som eventuellt kommer ut från Bottensjön via Rödesund eller Göta kanal. Transekten som fortsätter till Störvätterns djupare delar är tänkt att visa eventuell spridning från de strandnära områdena. På Vanäs uddes östra sida ligger verkstadsindustrin Vanäsverken som bland annat tillverkar ammunition. Utefter stranden av Karlsborgsviken har det även legat en kemtvätt. Inne i Karlsborgs centrum, vid Rödesund, ligger flera småbåtshamnar, däribland Karlsborgs gästhamn och ett mindre varv. Det förekommer även några verkstadsindustrier där.



Figur 52. Översikt över område db Karlsborgsviken, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Geologi

Karlsborgsviken omges av isälvsmaterial och postglacial sand. Karlsborgs fästning ligger på en ryggformad isälvsavlagring. Denna avlagring kan ha en fortsättning åt nordnordost som formar grundet Stora Galten och udden Axstål; den senare är markerad som en isälvsavlagring på SGU:s kartvisare. Den inre delen av Karlsborgsviken, där det heltäckande mätta området ligger, är utsatt för Vätterns sjögång i vindar från ost till nord. Det gör förekomsten av en sammanhängande

ackumulationsbotten osannolik men mindre skyddade ytor kan möjligen förekomma. Transekten ut i Vättern till cirka 70 m vattendjup har större förutsättningar att fånga upp spridning från de mer strandnära delarna kring Karlsborg. De hydroakustiska mätningarna i den inre delen av Karlsborgsviken visar på en relativt jämn botten men med några områden med sandvågor. Djupare ner består botten av äldre leror med sandigt siltigt material på ytan. Det finns även några partier med morän eller isälvsmaterial som sticker upp genom sedimentlagren men som inte når vattenytan. Det bedömdes inte vara lönt att mäta ett heltäckande område på östra sidan av Vanäs udde på grund av områdets utsatthet för vågor och vind.

Miljökemiska förhållanden

Fem lokaler undersöktes med kameraobservationer eller sedimentprovtagning. På tre av lokalerna var botten grovkornig och kunde inte klassas som ackumulationsbotten, vilket gjorde att endast två lokaler provtogs för miljökemisk analys. I tabellerna som redovisar föroreningsituationen (tabell 52–54) är lokalerna ordnade i geografisk ordning från Karlsborg och utåt. Lokal db004 är placerad drygt 700 m norr om Vanäs udde, medan db001 ligger på transekten cirka 6,5 km från db004. Ungefär 6 km norr om db001 ligger utsjölokalen d3 och 9 km söderut utsjölokalen b2. Den närmsta lokalen i öster är bd005 i Yttre Motalaviken, cirka 9 km bort.

Halterna av grundämnen i området är relativt låga och ligger i klasserna 1–3 för de ämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (tabell 52). För de flesta av grundämnena är halterna högre på db001 ute på Storvättern än på db004 och det är bara på denna lokal som halter i klass 3 förekommer. Kvicksilver och metylkvicksilver har däremot liknande halter på båda lokalerna. För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). Dessa överskrider något för koppar på db001 (tabell 54).

Halterna av organiska föroreningar är också relativt låga i området och varierar från klass 2 till 4, det vill säga låg till hög halt, enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (tabell 53). Halterna är, liksom för grundämnen, oftast högst på lokal db001 längst ut på transekten med undantag för PAH₁₆ som är högre på db004. Alkylerade PAH:er mättes på båda lokalerna men endast C2-alkylerad naftalen förekom i en halt (0,09 mg/kg ts) som var över rapporteringsgränsen; detta på lokal db004. Oljeindex hade relativt lika, och låga, halter på båda lokalerna, 33 mg/kg ts på db004 och 39 mg/kg ts på db001. Ftalater hade avsevärt högre halter på db001 än på db004 (tabell 53). På db001 dominerade DINP i halt medan DEHP var det enda ämne som hade en halt över rapporteringsgränsen på lokal db004.

PFAS-halterna är relativt höga på db001, men i nivå med utsjöprov i halter både vad gäller PFAS₃₄ och PFOS. Detta är rimligt eftersom db001 är placerad längst ut på transekten och kan ses som en utsjölokal. PFOS var ämnet som förekom i högst halter och på lokal db001 fanns det även högre halter av de långkedjiga karboxylsyror, från PFOA till PFUnDA.

Av de tre ämnen som ingår i $\sum$ DDT var *p,p'*-DDE det dominerande ämnet. Ursprungsprodukten *p,p'*-DDT hade en halt över rapporteringsgränsen på lokal db001, men halterna av *p,p'*-DDE var fyra gånger högre, vilket tyder på att det är äldre utsläpp och nedbrytning har skett. Förutom DDT och relaterade ämnen samt HCB var det inga andra klorerade bekämpningsmedel som hade halter över rapporteringsgränserna i området.

Oxy-PAH, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i provet från lokal db004. Endast siloxaner hade halter över rapporteringsgränserna. Summahalten av siloxaner var 630 mg/kg ts med D5 som dominerande ämne, vilket liknar de övriga proverna i undersökningen som har höga halter av siloxaner.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25. För de två PAH:erna antracen och fluoranten samt för TBT överskrider inte gränsvärdena i något av provena (tabell 54). Siloxaner undersöktes i ett av proven, db004. D5 och i synnerhet D4 förekom då i så höga halter att de effektbaserade bedömningsgrunderna överskreds kraftigt.

Tabell 52. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område db Karlsborgsviken. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljö kvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om Bedömningsgrunder.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
db004	0-5	2,14	0,732	5,80	16,3	23,8	0,0694	13,7	12,7	31,4	2,89	199	1,30
db001	0-5	14,8	1,07	13,6	36,7	46,4	0,0670	18,8	30,6	76,9	8,65	394	1,32
Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde												
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde												
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde												
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde												
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde												

Tabell 53. Halter av organiska föroreningar, torrs substans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område db Karlsborgsviken. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljödirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om Bedömningsgrunder.

Lokal	Nivå cm	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
µg/kg ts																
db004	0-5	28	3,4	1,1	73	<0,1	610	0	1,0	0,35	0,51	<1	<1	<0,2	1,3	0,01
db001	0-5	13	3,5	4,3	3 010	0,3	267	0,079	4,2	5,6	12	1,2	<1	<0,2	12	1,5
Klass 1	Mycket låg halt															
Klass 2	Låg halt															
Klass 3	Medelhög halt															
Klass 4	Hög halt															
Klass 5	Mycket hög halt															

Tabell 54. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område db Karlsborgsviken. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrider, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om Bedömningsgrunder. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
db004	0-5	0,32	0,36	0,24	0,79	0,09	<0,2	40	7692
db001	0-5	0,47	1,2	0,59	<0,2	0,02	<0,2	-	-
	Halt överskrider bedömningsgrund								
	Halt underskrider bedömningsgrund								

Sammanfattning av område db Karlsborgsviken

Området är utsatt för vågverkan från Vättern och endast två av de fem undersökta lokalerna visade sig ha ackumulationsbotten. En av dessa (db004) ligger strax norr om Vanäs udde medan den andra (db001) ligger drygt 6 km ut i Störvättern. Halterna av såväl grundämnen som organiska föroreningar är relativt låga i området. Både grundämnena och organiska föroreningar har generellt högre halter på db001 ute på Störvättern än på db004. PAH₁₆ är däremot ett undantag och har högre halter på db004 närmare Karlsborg. PFAS-halterna, både PFAS₃₄ och det enskilda ämnet PFOS, är relativt höga på db001, men i nivå med utsjöprov och andra prov långt ut på transekt-erna i Störvättern.

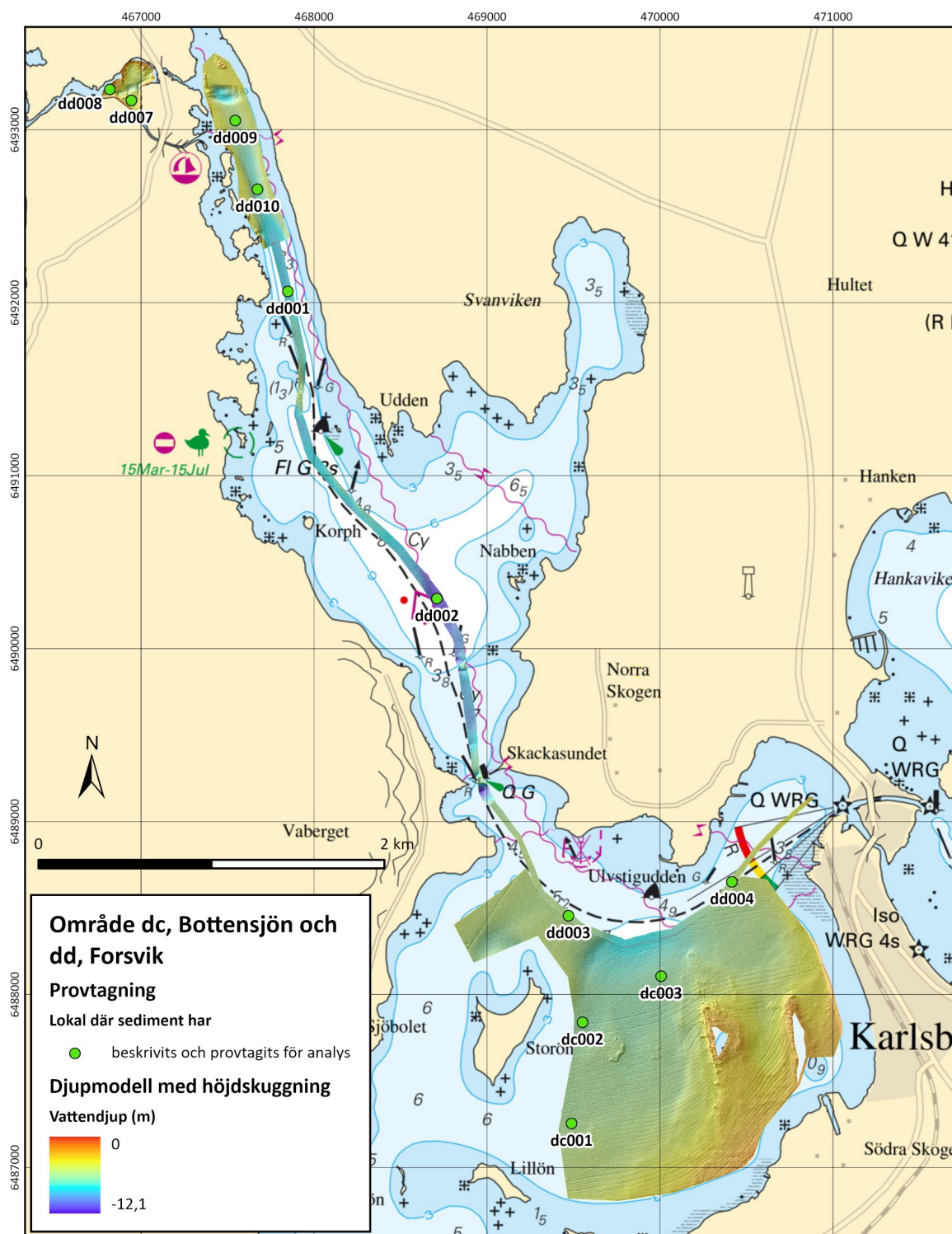
Område dc Bottensjön och dd Forsvik

Båda områdena ligger i Karlsborgs kommun, Västra Götalands län. Område dc Bottensjön ligger väster om det näs som tätorten Karlsborg ligger på (fig. 53). Göta kanal passerar sjön i dess norra del. Den östra delen av Bottensjön sjömättes heltäckande. Tre lokaler undersöktes i område dc Bottensjön, och på samtliga togs prov för miljökemisk analys (tabell 55). En av lokalerna provtogs även på djupare nivåer. Område dd Forsvik omfattar två områden som sjömättes heltäckande samt en transekt från Forsvik ner längs Bottensjön och till dess utlopp i Vättern. I Forsvik sjömättes hela Dammsjön som ligger uppströms slussen i Forsvik samt den del av Bottensjön som ligger där forsen från Dammsjön och Göta kanal mynnar i Bottensjön (fig. 53). I de två områdena vid Forsvik undersöktes och provtogs totalt fyra lokaler för miljökemisk analys. Även längs transekten från Forsvik ner till Göta kanals mynning i Vättern undersöktes och provtogs fyra lokaler för miljökemisk analys (tabell 55); på en av dem togs prov även från djupare nivåer i sedimentet. De två sista lokalerna på transekten, dd003 och dd004, ligger således i samma del av Bottensjön som dc-lokalerna, nedströms Skackasundet.

Tabell 55. Sedimentundersökningar i område dc Bottensjön, och dd Forsvik. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggspaket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggs-paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; Läk – läkemedel; CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används; samt Pb-210 – när kärnan har daterats med hjälp av Pb-210.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analyser
dc001	6,3	0–16: Postglacial lergyttja 16–42: Postglacial gyttja 42–48: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1
dc002*	7,2	0–26: Postglacial lergyttja 26–48: Postglacial gyttja	0–5	GP, TP1
dc003	6,5	0–12: Postglacial lergyttja 12–44: Postglacial gyttja	0–5 5–10 15–20	GP, TP1, TP2, Läk GP, TP1 GP, TP1
dd001	8,2	0–40: Postglacial lergyttja	0–5	GP
dd002	11	0–43: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1, Pb-210
dd003	5,0	0–10: Postglacial lergyttja 10–41: Postglacial gyttja	0–5	GP, TP1, CUP, Pb-210
dd004	4,8	0–12: Postglacial lergyttja 12–36: Postglacial gyttja 36–45: Postglacial finsandig grovsilt	0–5	GP
dd007	5,0	0–12: Postglacial lergyttja 12–29: Postglacial lergyttja	0–5	GP
dd008	4,0	0–16: Postglacial sandig siltig gyttjelera	0–5	GP, TP1
dd009	6,3	0–15: Postglacial lergyttja 15–39: Postglacial lergyttja	0–5 5–10 15–20	GP, TP1, TP2 GP GP
dd010*	8,2	0–44: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1

*Även duplikat dc004 respektive dd011



Figur 53. Översikt över område dc Bottensjön och dd Forsvik, med provlokaler och djupmodell från flerstråleekolod.

Bakgrund

Runt Bottensjön, område dc, finns flera tänkbara påverkanskällor. Nere i sydvästra hörnet vid Hamnaviken har det funnits två verksamheter som ägnat sig åt träimpregnering. På flygflottiljen i Karlsborg, som ligger sydost om Bottensjön, har PFAS-innehållande släckskum använts och det finns därmed en risk för avrinning till Bottensjön. På västra sidan av näset där Karlsborg ligger

har det funnit flera verkstadsindustrier. Inne i Rödesund ligger det ett varv som också har hanterat halogenerade lösningsmedel samt båtbottnfärger. Det finns också flera småbåtshamnar med båtuppställningsplatser. På norra sidan av Bottensjön, vid Norra Skogen, ligger det en avfallsdeponi och där finns det också en mellanlagring och sorteringsstation för avfall.

Även i förlängningen av Bottensjön upp mot Forsvik, område dd, har det funnit flera påverkanskällor. Vid Forsviks bruk har det funnits både en massa- och pappersindustri, järn- och metallgjuteri, ett varv som hanterat båtbottnfärger samt en verkstadsindustri. I norra delen av Forsvik ligger det ett sågverk som har ägnat sig åt träimpregnering i form av doppning. Väster om sågverket ligger det också en tidigare industrideponi.

Geologi

Södra delen av Bottensjön, område dc, omges huvudsakligen av isälvsmaterial och postglacial sand. Spridning av föroreningar till Bottensjön och dess sediment kan därför ha skett såväl via ytvatten som grundvatten. Bottensjön är ganska grund men har ett område med 9 m vattendjup som kan innehålla ackumulationsbotten.

Norra delen av Bottensjön, område dd, omges av bergig moränterräng i ett sprickdalslandskap, utom längst i sydost där en isälvsavlagring bildar strand. I den smala sprickdalen som utgör Bottensjöns norra del är vattendjupet upp till 8 m. I söder finns två ryggar av isälvsmaterial som bildar grundare trösklar i sunden som leder söderut till resten av Bottensjön. Dessa trösklar minskar vattenutbytet mellan norra och södra delen av Bottensjön och ökar möjligheten till bra ackumulationsbottnar i norra delen.

Miljökemiska förhållanden

Område dc Bottensjön och dd Forsvik har här slagits ihop eftersom lokalerna dd003 och dd004 på transekten från Forsvik ligger i samma del av Bottensjön som dc-lokalerna. Totalt har yt-sediment provtagits på elva lokaler för miljökemisk analys, och på två lokaler, dd009 och dc003, har även djupare nivåer provtagits. I tabellerna som redovisar föroreningssituationen (tabell 56–58) är lokalerna huvudsakligen ordnade i geografisk ordning, med start med dd007 och dd008 i Damm-sjön uppströms Forsvik, följt av dd009–dd011 och dd002 mellan Forsvik och Skackasundet, samt dd003, dd004 och dc001–dc003 i södra Bottensjön. Området slutar vid Rödesund och på andra sidan tar område db Karlsborgsviken vid. Över lag har proverna uppströms Forsvik och mellan Forsvik och Skackasundet högre TOC (9,0–12 %; tabell 57) än proverna tagna i södra Bottensjön (5,0–7,5 %), vilket tyder på ett större terrestert inflytande på vattenmiljön uppströms jämfört med i sjön nedströms. De högre TOC-halterna kan också bero på hantering av trä och massa.

På två lokaler, dd002 och dd003, har sedimentets ackumulationshastighet bestämts. Dessa lokaler ligger på relativt grunda bottnar liksom övriga lokaler i Forsvik och Bottensjön, även om dd002 var den djupaste lokalen med 11 m vattendjup. Det är därför möjligt att bottnarna påverkas av trafiken på Göta kanal som passerar genom området. På lokal dd002 var ytsedimentet omblandat ner till 7 cm och ackumulationshastigheten kunde därför bara bestämmas för sedimentet under denna nivå. Det visade sig att det hade förekommit två olika hastigheter. Mellan 7 och 11 cm i sedimentet var hastigheten långsammare, cirka 0,21 cm/år, än hastigheten när sedimentet mellan 11 och 26 cm bildades, cirka 0,90 cm/år. Brytningen från snabbare till långsammare ackumulation skedde cirka 1972. Eftersom ytsedimentet är omblandat ner till 7 cm går det inte att säga exakt när partiklarna i provet från 0–5 cm har sedimenterat. Om ackumulationshastigheten från 7–11 cm används skulle ytsedimentet ha bildats ungefär 2003–2022, men detta är ett mycket ungefärligt intervall. På den grundare lokalen dd003 är ackumulationshastigheten mycket långsam, 0,09 cm/år. Ytsedimentprovet från 0–5 cm motsvarar därför ett mycket långt tidsintervall, cirka 1980–2022. Den låga ackumulationshastigheten på dd003 och den varierande ackumulationshastigheten på dd002 gjorde att ingen av lokalerna provtogs på djupare nivåer. Detta gjordes i stället på lokalerna

dd009 och dc003, men eftersom ackumulationshastigheten inte har bestämts här går det inte att säga vilka exakta tidsintervall de olika nivåerna motsvarar.

Halterna av de flesta grundämnen är låga i området och hamnar i klasserna 1–2 när det finns bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (tabell 56). Några ämnen sticker emellertid ut med en förhöjning nedströms Forsvik, främst koppar där halterna då når klass 4, det vill säga stor avvikelse från jämförvärde, på lokal dd009. Halterna av kvicksilver har förhöjda värden nedströms Forsvik med start på lokal dd009. Dessa avklingar också mot södra Bottensjön men är något förhöjda i ytsediment längre bort från farleden i Bottensjön, det vill säga dc001–dc003. Halterna av metylkvicksilver är tydligt förhöjda i området, med den tredje högsta halten i undersökningen efter område cb Tabergsån och område ad Olshammar. Den högsta halten i området förekommer på lokal dd010 men halterna är förhöjda även uppströms Forsvik och på lokalerna i den sydvästra delen av det undersökta området i Bottensjön (dc001 och dc002). I sedimentkärnan från lokal dd009 är halterna av grundämnen högst på den djupaste (15–20 cm) eller mellersta (5–10 cm) nivån, aldrig i ytsedimentet, vilket pekar på en kraftigare föroreningsbelastning på denna lokal tidigare. I sedimentkärnan från lokal dc003 i Bottensjön förekommer emellertid de högsta halterna ofta i ytsedimentet (0–5 cm) eller på den mellersta (5–10 cm) nivån.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För kadmium och koppar överskrider inte dessa, men för bly överskrider det i ett av 15 prov, från nivå 15–20 cm på dd009.

Många organiska föroreningar har relativt höga halter i Forsvik och Bottensjön, även om området aldrig har högst halter av de områden som undersökts. Enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (Josefsson 2017), varierar halterna från klass 1 till 5, det vill säga mycket låg till mycket hög halt (tabell 57). De lägsta halterna förekommer över lag på den djupaste nivån i sedimentkärnan från lokal dc003 medan de högsta halterna ofta förekommer i Forsviksområdet.

Den högsta halten av PAH₁₆ är 13 400 µg/kg ts, vilket förekommer på den djupaste nivån i sedimentkärnan från dd009, 15–20 cm. Detta är den näst högsta halt som uppmätts i undersökningen efter lokal ad008 i område ad Olshammar, och strax högre än halten på lokal cb008 i område cb Tabergsån. Även ytsedimentet på lokal dd009 har en mycket hög halt medan halten på nivå 5–10 cm är lägre. På lokalerna uppströms och nedströms dd009 förekommer också höga eller mycket höga halter av PAH₁₆, medan halterna i södra Bottensjön är lägre.

Halterna av TBT och andra tennorganiska föreningar är förhöjda i området, liksom i andra områden i undersökningen där det förekommer hamnar eller mycket båttrafik. TBT-halterna är högst i provet från 5–10 cm på lokal dd009, följt av ytsediment på lokalerna nedströms mellan Forsvik och Skackasundet. Även DBT och MBT har högst halter på dessa lokaler, vilket inte är förvånansvärt med tanke på att det förekommer en hel del båttrafik på Göta kanal. För att utvärdera nedbrytningen kan en kvot räknas ut mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT. Denna visar på en större nedbrytning på lokalerna i södra Bottensjön samt dd002 och dd001 uppåt mot Forsvik (kvot 0,20–0,34) än på lokalerna närmare och uppströms Forsvik (kvot 0,61–1,2). Ser man på halterna i de två sedimentkärnorna är halterna som lägst, ibland under rapporteringsgränserna, på den djupaste nivån (15–20 cm på båda lokalerna), medan de högsta halterna förekommer på mellannivån på båda lokalerna (5–10 cm). Lägre halter i ytsedimenten tyder på att belastningen håller på att minska, vilket inte bör förvåna då användningen av TBT länge har varit förbjuden. Cybutryn, även känt som Irgarol, har också använts för båtbottenskydd. Ämnet har analyserats i tio av proverna och förekom i halter ovanför rapporteringsgränsen (0,28–0,44 µg/kg ts) i ytsediment på tre lokaler, dd008–dd010. I sediment-

kärnan från dc003, där cybutryn analyserades i alla tre prov, var halterna alltid under rapporteringsgränsen på 0,18 µg/kg ts.

PCDD/F-halterna är relativt höga i Forsviksområdet. Uttryckt i ng/kg ts, det vill säga inte omräknat till toxiska ekvivalenser (TEQ), är detta område det tredje mest förorenade i undersökningen efter cb Tabergsån och ad Olshammar, med halter på upp till 2 370 ng/kg ts. Toxiska ekvivalensfaktorer ger lågklorerade PCDD/F-ämnen ökad betydelse jämfört med högklorerade, då de lågklorerade är mer toxiska. Eftersom de högklorerade ämnena OCDD och OCDF dominerar proverna från Forsvik är halterna uttryckt som ng TEQ/kg ts inte lika höga jämfört med andra områden även om de fortfarande är förhöjda. Halterna är högst på de djupare nivåerna på lokal dd009 (5–10 och 15–20 cm) men även i ytsedimentet från denna lokal och från lokalerna nedströms, dd010 och dd002. I Dammsjön uppströms Forsvik förekommer också höga halter. Halterna av HCB är däremot inte så höga i Bottensjön eller Forsvik.

Vad gäller PCB₇-halterna är området liksom för PCDD/F det tredje mest förorenade i undersökningen efter cb Tabergsån och ad Olshammar. Det förekommer även höga halter i ett prov från lokal ba001 men detta värde är mycket osäkert (för mer information, se område ba Inre Motalaviken). Över lag är halterna högre i Dammsjön och alldeles nedströms Forsvik än i södra Bottensjön, men det högsta värdet, 23 µg/kg ts, förekommer i ytsediment från lokal dc002 i Bottensjön.

Halterna av PFAS stiger från Forsvik mot Bottensjön, med de högsta nivåerna på dc001–dc003. Halterna (cirka 1,8 µg/kg ts av PFOS och 2,5 µg/kg ts av PFAS₃₄) är emellertid lägre än de generella halterna på lokaler i Storvättern, till exempel 5,6 respektive 12 µg/kg ts av PFOS och PFAS₃₄ på lokal db001 längst ut på transekten från Karlsborg mot Storvättern. De lägsta halterna i området förekom på den djupaste nivån (15–20 cm) på lokal dd009 samt på lokalerna i Dammsjön uppströms Forsvik. PFOS var det ämne som förekom i högst halt i alla prov, följt av PFUnDA. Detta var fallet även på db004. På db001 var PFOS fortfarande det ämne som hade högst halt, men följt av PFOA och PFNA.

Ftalater, PBDE:er, klorerade bekämpningsmedel, alkylerade PAH:er och oljeindex analyserades i tio av 15 prov från området. Även vad gäller PBDE₆-halter är området det tredje mest förorenade i undersökningen, efter cb Tabergsån och ad Olshammar. De högsta halterna förekommer i Forsviksområdet inklusive Dammsjön, medan halterna var lägre, ofta under rapporteringsgränsen, i södra Bottensjön. Ftalathalterna är mycket förhöjda vid Forsvik, med de näst högsta halterna i undersökningen på lokal dd010 (näst efter lokal cb008 i Munksjön). Summan domineras av DIDP följt av DINP eller DEHP, men i proverna med lägre halter dominerar i stället DEHP eller DBP. Av de klorerade bekämpningsmedlen förekommer Σ DDT i mycket höga halter (tabell 57) i ytsediment på dd008 och dd009. Halterna är dock lägre än vad som är fallet i ytsediment i en del andra områden eller på djupare nivåer på utsjölokalerna. Av de tre ämnena som ingår i Σ DDT var *p,p'*-DDT aldrig över rapporteringsgränsen i Forsvik eller Bottensjön. Summan dominerades i stället av *p,p'*-DDD vid Forsvik (dd008–dd010) och av *p,p'*-DDE på dd002 och i Bottensjön. Att bara nedbrytningsprodukterna kan uppmätas tyder på att det rör sig om äldre utsläpp. På de två lokalerna med högst Σ DDT-halter, dd008 och dd009, kunde även HCH mätas i halter över rapporteringsgränserna. Alfa-HCH kunde uppmätas på båda lokalerna och gamma-HCH, även känt som lindan, på lokal dd008. Halterna på lokal dd008 var de högsta i undersökningen, 1,5 µg/kg ts av alfa-HCH och 1,8 µg/kg ts av gamma-HCH. Triklosan förekom i halter över rapporteringsgränsen (11–73 µg/kg ts) i fyra av tio prov.

Alkylerade PAH:er förekom i halter över rapporteringsgränsen i sju av tio analyserade prov, med en summahalt mellan 0,051 och 1,7 mg/kg ts. De högsta halterna var på lokal dd008 och dd010, medan dd009 hade låga nivåer. Oljeindex kunde också uppmätas i alla tio prov förutom den

nedersta nivån (15–20 cm) på dc003. Halterna varierade mellan 43 och 280 mg/kg ts, med de högsta halterna på lokalerna mellan Forsvik och Skackasundet, men även på dc002 i Bottensjön.

Oxy-PAH, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i ytsediment från dd009 och dc003. Halterna av klorparaffiner och organofosfater var alltid under rapporteringsgränserna. Tre oxy-PAH:er hade halter över rapporteringsgränserna på dd009, 9,10-antrakinon, 2-metylantrakinon och bens(a)fluorenon, vilket gav en summahalt på 0,43 mg/kg ts. Alla var dock under rapporteringsgränserna på dc003, där däremot alkylfenolen 4-*t*-oktylfenol kunde mätas i en halt av 3,7 µg/kg ts. Siloxaner hade summahalter på 409 respektive 649 mg/kg ts på lokal dd009 och dc003, med D5 som det ämne som hade högst halt på båda lokalerna.

Läkemedel analyserades i ytsediment från dc003, men alla ämnen var under rapporteringsgränserna. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i ett prov från lokal dd003. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). För TBT överskrids gränsvärdet i tolv av 15 prov trots att ämnet länge har varit förbjudet (tabell 58). Det är enbart på den djupaste nivån i de två sedimentkärnorna samt på lokal dd008 som gränsvärdet inte överskrids. PAH:n fluoranten förekommer inte i halter som överskrider gränsvärdet i något av proverna, medan antracen överskrider gränsvärdet i fyra prov tagna nära Forsvik, på lokalerna dd008, dd009 och dd010. Siloxaner undersöktes i två prov och både D5 och D4 överskred de effektbaserade bedömningsgrunderna i båda proverna. I synnerhet för D4 var överskridandet extremt.

Tabell 56. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område dc Bottensjön och dd Forsvik. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
dd007	0–5	3,46	1,13	9,93	18,1	22,5	0,113	13,3	12,7	38,4	3,24	185	3,38
dd008	0–5	3,30	1,28	8,44	13,1	17,6	0,110	9,01	9,01	27,4	2,31	161	4,74
dd009	0–5	4,47	1,66	10,6	25,1	65,0	0,270	17,7	15,0	99,8	4,60	275	4,43
dd009	5–10	6,54	1,81	12,6	27,1	77,3	0,263	17,7	16,6	127	4,81	316	4,59
dd009	15–20	6,64	1,86	9,79	25,1	92,0	0,396	18,5	16,0	157	4,16	301	2,56
dd010*	0–5	5,34	1,56	12,0	25,1	53,2	0,247	17,6	17,1	97,9	4,81	264	6,45
dd001	0–5	5,39	1,46	15,2	23,8	47,6	0,160	20,8	20,4	100	5,52	286	1,57
dd002	0–5	6,18	1,48	18,1	25,4	39,4	0,153	21,1	21,8	90,1	5,62	315	1,79
dd003	0–5	4,75	1,11	13,0	23,0	28,0	0,114	25,0	19,9	63,0	4,50	252	0,898
dd004	0–5	6,63	1,22	11,3	18,6	18,7	0,0849	16,2	17,7	51,7	3,90	220	0,518
dc001	0–5	9,24	1,76	14,8	28,0	25,1	0,186	22,8	17,2	68,3	5,22	302	3,26
dc002*	0–5	4,21	0,930	12,1	23,9	24,1	0,178	25,1	16,1	60,8	4,48	242	3,36
dc003	0–5	10,5	1,44	16,1	28,7	23,1	0,173	19,6	18,7	68,6	5,33	298	1,66
dc003	5–10	11,0	1,30	17,4	29,3	22,8	0,137	20,4	17,6	61,2	6,14	287	1,90
dc003	15–20	3,81	0,371	16,5	26,0	16,9	0,0404	17,8	16,7	15,5	6,26	156	0,606
Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde												
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde												
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde												
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde												
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde												

*Även duplikat dd011 respektive dc004

Tabell 57. Halter av organiska föroreningar, torrsubstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment i område dc Bottensjön och dd Forsvik. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljødirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

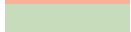
Lokal	Nivå cm	TS %	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
μg/kg ts															ng TEQ/kg ts	
dd007	0–5	12	9,3	-	-	<0,3	2 080	-	8,9	0,11	0,21	2,2	2,6	5,7	6,4	0,06
dd008	0–5	21	9,0	11	6 480	0,42	4 710	0,79	17	0,10	0,17	1,9	2,1	2,5	5,7	0,14
dd009	0–5	10	12	11	22 800	0,62	6 750	0,26	14	0,71	1,1	3,1	3,3	5,0	14	1,7
dd009	5–10	10	12	-	-	<0,1	1 110	-	14	0,62	0,88	8,8	12	18	20	1,4
dd009	15–20	13	11	-	-	<0,2	13 400	-	6,8	0,15	0,15	<1	<1	0,55	17	1,1
dd010*	0–5	7,6	12	8,6	29 500	0,21	5 680	0,25	13	0,76	1,3	8,7	9,1	13	14	0,73
dd001	0–5	7,2	12	-	-	<0,3	3 360	-	9,4	0,85	1,4	26	11	13	11	0,06
dd002	0–5	7,4	11	9,7	448	<0,3	1 490	0,63	8,2	1,0	1,6	34	6,9	11	3,6	0,05
dd003	0–5	10	7,5	9,3	500	<0,3	1 080	0,072	5,9	1,5	2,3	9,3	3,3	3,7	6,5	0,04
dd004	0–5	17	5,0	-	-	<0,3	873	-	3,2	1,1	1,5	7,3	3,0	3,0	3,4	0,02
dc001	0–5	14	6,3	3,5	4 030	<0,1	776	0	3,9	1,7	2,5	7,9	3,5	3,0	5,5	0,03
dc002*	0–5	11	6,5	2,3	9 820	<0,2	709	0,042	23	1,8	2,5	12	7,4	3,8	6,2	5,0
dc003	0–5	16	5,8	2,7	3 000	<0,1	578	0	3,0	1,8	2,4	6,6	3,4	2,4	3,4	0,02
dc003	5–10	19	5,5	4,6	140	<0,1	525	0	3,0	1,3	1,5	7,6	4,0	3,9	3,1	0,02
dc003	15–20	15	6,3	0	0	<0,1	36	0	<0,1	0,36	0,36	1,1	<1	<0,2	0,02	0

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

*Även duplikat dd011 respektive dc004

Tabell 58. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment i område dc Bottensjön och dd Forsvik. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå cm	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
kvot halt/bedömningsgrund									
dd007	0–5	0,49	0,11	0,30	0,72	0,10	1,9	-	-
dd008	0–5	0,56	0,04	0,21	1,4	0,11	0,85	-	-
dd009	0–5	0,72	0,59	0,77	1,4	0,20	1,3	7	1368
dd009	5–10	0,79	0,75	0,98	0,30	0,05	4,9	-	-
dd009	15–20	0,81	0,95	1,2	4,2	0,47	0,15	-	-
dd010*	0–5	0,68	0,44	0,75	1,1	0,14	3,3	-	-
dd001	0–5	0,63	0,38	0,77	0,66	0,11	3,3	-	-
dd002	0–5	0,64	0,32	0,69	0,18	0,04	3,4	-	-
dd003	0–5	0,48	0,24	0,48	0,24	0,05	1,6	-	-
dd004	0–5	0,53	0,10	0,40	0,21	0,07	1,9	-	-
dc001	0–5	0,77	0,22	0,53	0,15	0,04	1,5	-	-
dc002*	0–5	0,40	0,19	0,47	0,12	0,04	1,8	-	-
dc003	0–5	0,63	0,19	0,53	<0,1	0,03	1,3	23	4877
dc003	5–10	0,57	0,20	0,47	<0,2	0,03	2,2	-	-
dc003	15–20	0,16	0,04	0,12	<0,1	<0,004	<0,1	-	-

	Halt överskrider bedömningsgrund
	Halt underskrider bedömningsgrund

*Även duplikat dd011 respektive dc004

Sammanfattning av område dc Bottensjön och dd Forsvik

De undersökta områdena är grunda med 4 till 11 m vattendjup på provtagningslokalerna. Tack vare att områdena är skyddade från vågpåverkan från Vättern utgjordes sedimenten ofta av ackumulationsbottnar. Mätningar av ackumulationshastigheten på två lokaler inte långt från Göta kanals sträckning visar emellertid på varierande eller mycket låg ackumulationshastighet, och det skulle kunna finnas en påverkan från fartygstrafik på sedimenten här. Även vågor i Bottensjön kan såklart påverka grunda bottnar nära land.

Halterna av de flesta grundämnen är låga i Forsvik och Bottensjön, men koppar och kvicksilver har förhöjda halter nedströms Forsvik. Även halterna av metylkvicksilver är förhöjda i området, både uppströms och nedströms Forsvik, med den tredje högsta halten i undersökningen efter område cb Tabergsån och område ad Olshammar.

Det finns relativt höga halter av många organiska föroreningar i Forsvik och Bottensjön. Halterna är ofta något lägre än i område ad Olshammar och cb Tabergsån, men högre än i många andra områden. De högsta halterna i dc+dd förekommer ofta i Forsviksområdet, till exempel av PAH₁₆ och Σ DDT. På de lokaler där Σ DDT-halterna var högst förekom också ett annat tidigare använt klorerat bekämpningsmedel, HCH, i de högst observerade halterna i undersökningen. Av de så kallade nutida bekämpningsmedel som analyserades på dd003 hade få ämnen halter över rapporteringsgränserna i provet, och summahalten var i medelspannet av de undersökta lokalerna. Halterna av TBT är förhöjda i området, vilket kan förklaras med en ganska intensiv båttrafik.

PCDD/F-halterna är relativt höga i Forsviksområdet och det är det tredje mest förorenade i undersökningen. En källspårning visar på stort inflytande från en klorfenolkälla uppströms Forsvik, vilket skulle kunna komma från impregnering av trä. Detta inflytande minskar successivt nedströms. Halterna av PFAS stiger däremot nedströms och är som högst i södra Bottensjön. Det är oklart om detta beror på en källa nära södra Bottensjön eftersom det generellt finns en tendens till ökande halter längs transekter ut mot Storsvättern (se till exempel område ae). Halterna i södra Bottensjön är lägre än halterna på utsjölokaler.

Utsjölokaler

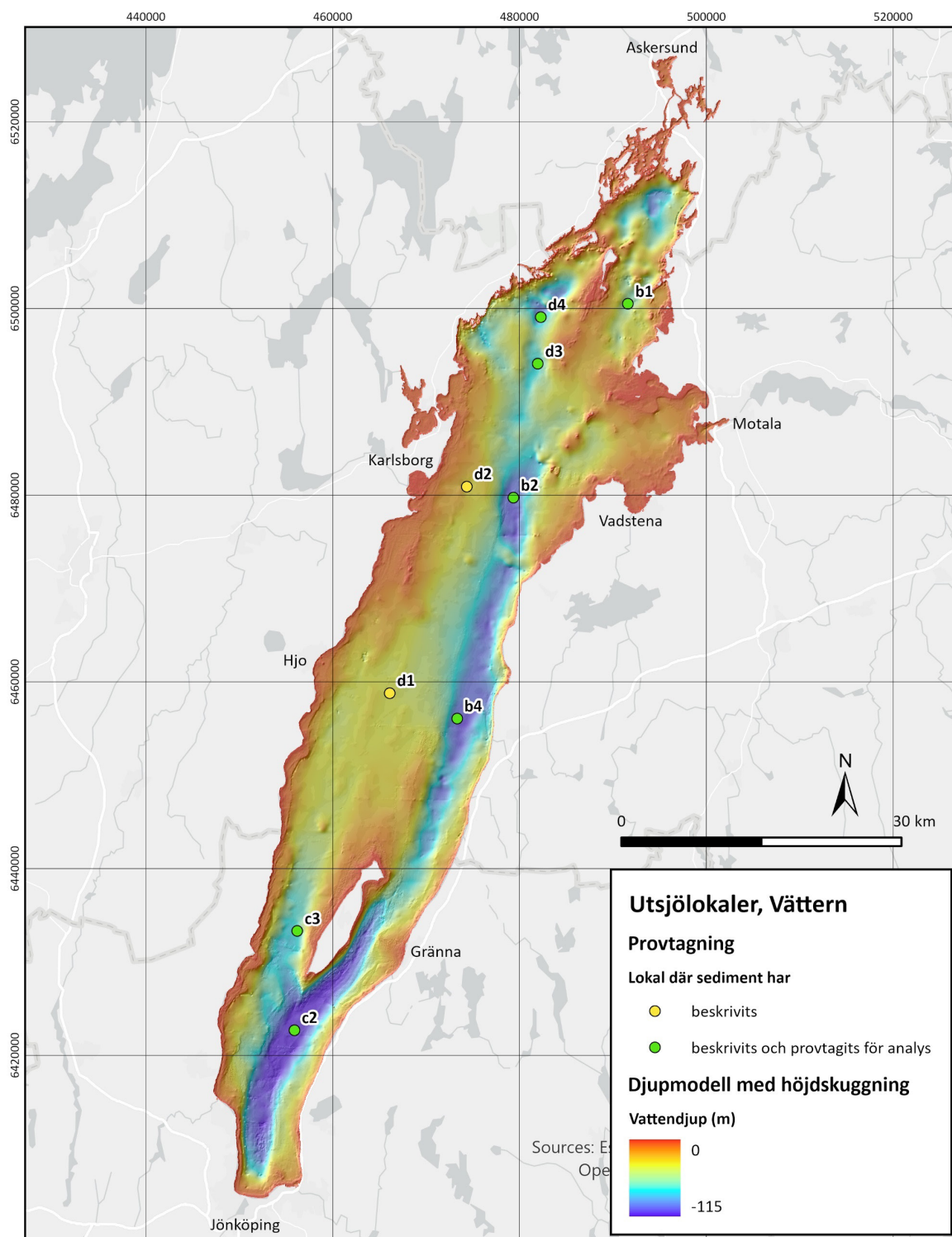
Utsjölokaler är de lokaler som är belägna långt från stränderna i Vättern (fig. 54). Även en del lokaler längst ut på transekterna från strandnära områden kan betraktas som utsjölokaler, men de beskrivs i respektive avsnitt om strandnära områden. Totalt undersöktes nio utsjölokaler med sedimentprovtagning och av dessa provtogs sju för miljökemisk analys (tabell 59). På de två grunda utsjölokalerna i västra Vättern, d1 och d2, består botten av glacial lera med en grovkornigare residual i ytan. Detta visar att det är en erosionsbotten där de grövre partiklarna som fanns i den glaciala leran har ansamlats vid ytan, medan den finkorniga delen av leran har eroderats bort. Ytterligare fyra lokaler hade planerats att provtas, men de hydroakustiska mätningarna visade att det var tveksamt om det verkligen var ackumulationsbotten på dessa. För en övergripande beskrivning av geologin på utsjölokalerna, se avsnittet om *Vätterns sedimentgeologi*.

Tabell 59. Sedimentundersökningar på utsjölokalerna. Lagerföljden beskrivs från ytan och nedåt. Förkortningarna för analyser står för: GP – grundpaket, omfattar grundämnen, metylkvicksilver (metyl-Hg), TOC, LOI, PAH, PCB, PCDD/F, organiska tennföreningar och PFAS; TP1 – tilläggs paket 1, omfattar klorerade bekämpningsmedel, bromerade flamskyddsmedel, oljeindex, alkylerade PAH, ftalater samt en grupp med cybutryn, diuron och triklosan; TP2 – tilläggs paket 2, omfattar oxy-PAH, alkylfenoler, organofosfater, klorparaffiner och siloxaner; Läk – läkemedel; CUP – "current-use pesticides", det vill säga nutida bekämpningsmedel, varav en del dock har förbjudits och inte längre används; samt Pb-210 – när kärnan har daterats med hjälp av Pb-210.

Lokal	Vattendjup (m)	Lagerföljd (cm)	Analysnivåer (cm)	Analys
b1	65	0–42: Postglacial gyttjelera	0–3	GP, TP1, TP2, CUP
			6–9	GP, TP1
			12–15	GP, TP1
			20–23*	GP (exkl. ämnen nedan), TP1
			28–31*	Grundämnen, metyl-Hg
b2	95	0–55: Postglacial lergyttja	0–5	GP, TP1, TP2, Läk, Pb-210
			5–10	GP, TP1
			10–15	GP, TP1
			20–25	GP, TP1
b4	97	0–4: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2, Läk, Pb-210
		4–24: Postglacial gyttjelera	9–14	GP, TP1
		24–54: Postglacial siltig gyttjelera	18–23	GP, TP1
			27–32	GP, TP1
c2	104	0–68: Postglacial gyttjelera	0–5	GP, TP1, TP2, Pb-210
			10–15	GP, TP1
			20–25	GP, TP1
			30–35	GP, TP1
c3	72	0–52: Postglacial gyttjelera	0–3	GP, TP1**, CUP, Pb-210
			6–9	GP
			12–15	GP
			25–28	Grundämnen, metyl-Hg
d1	41	0–3: Postglacial grusig sand 3–70: Glacial lera	-	-
d2	38	0–2: Postglacial finsandig gyttjelera	-	-
		2–16: Glacial lera	-	-
d3	73	0–23: Postglacial lergyttja 23–65: Postglacial gyttjelera	0–3	GP, TP1, TP2
			6–9	GP, TP1
			12–15	GP, TP1
			57–65	Grundämnen, metyl-Hg, TOC, LOI
d4	92	0–58: Postglacial lergyttja	0–3	GP, TP1, CUP, Pb-210
			10–13	GP
			20–23	GP

*På denna lokal togs provet till grundämnesanalys från nivån 28–31 cm medan provet till analys av organiska föroreningar togs från nivån 20–23 cm.

**Diuron inte inkluderat.



Figur 54. Översikt över utsjölokaler i Vättern med djupmodell från flerstråleekolod.

Miljökemiska förhållanden

På alla sju provtagna lokaler analyserades flera nivåer i sedimentet för att få en bild av förorenings-situationen bakåt i tiden. I tabellerna som redovisar föroreningssituationen (tabell 60–62) är lokalerna ordnade i alfabetisk ordning. I en nord–syd ordning är b1 längst norrut, följt av d4, d3, b2, b4, c3 och c2 längst i söder, söder om Visingsö (fig. 54).

Sedimentets ackumulationshastighet har bestämts på fem av de sju lokalerna: b2, b4, c2, c3 och d4. Lokal b2 har en genomsnittlig ackumulationshastighet på 0,20 cm/år. När sedimentets ålder räknas ut, med hänsyn taget till sedimentets kompaktion, motsvarar de fyra provtagna nivåerna på b2 följande ungefärliga tidsintervall: 0–5 cm 2006–2023, 5–10 cm 1985–2006, 10–15 cm 1961–1985 och 20–25 cm 1906–1935. Även om åren anges exakt, finns det givetvis en osäkerhet som ökar nedåt i kärnan. Lokal b4 har en något snabbare genomsnittlig ackumulationshastighet på 0,28 cm/år, och de fyra sedimentnivåerna motsvarar följande ungefärliga tidsintervall: 0–5 cm 2009–2023, 9–14 cm 1977–1996, 18–23 cm 1941–1961 och 27–32 cm 1900–1923. Proven från c2 motsvarar följande ungefärliga tidsintervall: 0–5 cm 2015–2022, 10–15 cm 1998–2006, 20–25 cm 1979–1989 och 30–35 cm 1959–1969. Lokalen c3 har en mycket låg ackumulationshastighet och proven motsvarar ungefär följande: 0–3 cm är från 1993–2022, 6–9 cm från 1900–1951, 12–15 cm från 1776–1842 och 25–28 cm från 1328–1499. Observera dock att Pb-210 egentligen inte har använts för att datera de djupare nivåerna utan det är en extrapolering från de övre nivåerna i kärnan, så det äldsta tidsintervallet är mycket osäkert. De tre sedimentnivåerna på lokalen d4, som har en genomsnittlig ackumulationshastighet på 0,25 cm/år, motsvarar på ett ungefär: 0–3 cm 2012–2022, 10–13 cm 1975–1986 och 20–23 cm 1933–1946.

Halterna av grundämnen på utsjölokalerna är generellt på en medelnivå eller på en lägre nivå jämfört med de strandnära områdena, vilket är rimligt med tanke på att lokalerna är längre bort från möjliga föroreningskällor. Halterna befinner sig i klasserna 1–3, från ingen till tydlig avvikelse från jämförvärde, för de ämnen som har bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (tabell 60). Om halterna i ytsediment jämförs mellan de sju lokalerna är de generellt jämförbara. Kadmium och zink har avvikande höga halter på c3 jämfört med andra lokaler, vilket kan bero på den lägre ackumulationshastigheten på denna lokal. Detta gör att ytsedimentet är i genomsnitt äldre (cirka 1993–2022) än på de andra lokalerna. Även bly, kvicksilver och metylkvicksilver har mer variation i halterna mellan lokalerna men är inte förhöjda på enbart en lokal.

De högsta halterna av grundämnen förekommer i regel på djupare nivåer i sedimentet. Detta pekar på att föroreningssituationen har förbättrats i dag jämfört med de tidsintervall som dessa nivåer representerar. Ett undantag är c3 där halterna generellt är högst i ytsedimentet. På denna lokal är ackumulationshastigheten som nämnts mycket låg, och ytsedimentet ska ha sedimenterat ungefär 1993–2022. Nivån under, 6–9 cm, motsvarar cirka 1900–1951 och halterna av grundämnen är lägre på denna nivå. På lokalen söder om Visingsö, c2, var halterna ofta högst på nivån 20–25 cm, som motsvarar ungefär 1979–1989. På de övriga tre lokalerna där sedimentet åldersbestämts är halterna ofta högst på 10–15 cm djup på b2, vilket motsvarar ungefär 1961–1985, på 9–14 cm djup på b4, vilket motsvarar cirka 1977–1996, och på 10–13 cm på d4, vilket motsvarar ungefär 1975–1986.

De lägsta halterna förekommer ofta på de djupaste, och därmed äldsta, nivåerna i sedimentkärnorna. Detta är fallet för b1, b4 och d3. För c3 förekommer ibland de lägsta halterna på nivån 6–9 cm, eller på den djupaste nivån. För b2, c2 och d4 däremot förekommer de lägsta halterna ofta i ytsedimentet. De djupaste nivåerna provtagna på dessa lokaler motsvarar 1906–1935, 1959–1969 respektive 1933–1946, och det är möjligt att grundämnesnivåerna var högre då än i dag. Det bör dock nämnas att för några ämnen (en del inkluderade i tabell 60) förekommer emellertid de lägsta halterna på de djupaste sedimentnivåerna även på dessa lokaler. Över lag är haltskillnaderna (kvot mellan högsta och lägsta halt) mellan de olika nivåerna inte så stora för lokal b2, c2 och b4. För b1, b4, c3 och d3 är haltskillnaderna mellan olika nivåer i sedimentet

större, vilket sannolikt beror på att proverna tagna på dessa lokaler har större skillnad i tid medan nedersta nivå och ytsediment. De ämnen som uppvisar störst skillnad mellan högsta och lägsta halt i en sedimentkärna (det vill säga, över tid) är kadmium, zink och silver. Även bly uppvisar en ganska stor skillnad. Kvicksilverhalten är ibland under rapporteringsgränsen och skillnaden över tid kan därför inte utvärderas.

För kadmium, koppar och bly finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). Koppar överskrider bedömningsgrunden i flest prov, 19 av 27, medan kadmium och bly överskrider den i fem respektive fyra av proverna (tabell 62). Endast koppar överskrider bedömningsgrunden i ytsedimentprov.

Halterna av organiska föroreningar varierar från klass 1 till 5, det vill säga mycket låg till mycket hög halt, enligt bedömningsgrunder för indelning i klasser jämfört med generella halter i Sverige (tabell 61). Halterna i ytsediment på utsjölokalerna är ofta på en medelnivå jämfört med de strandnära områdena, med undantag för PFAS-halterna. Dessa är förhöjda på utsjölokalerna, liksom på de lokaler som är placerade långt ut på transekter från de strandnära områdena (ad013, ae006, ae007, af001, bd005, ca004, cb003, cb005, cd003 och db001). Det enda strandnära område som har lika höga halter är cb Tabergsån, som har jämförbara halter av PFOS (som mest 5,6 µg/kg ts) och avsevärt högre halter av PFAS₃₄ (som mest 28 µg/kg ts). Orsaken till de generellt förhöjda PFAS₃₄- och PFAS-halterna i utsjön är oklar, men skulle kunna bero på utsläpp från en eller flera punktkällor som har spridit sig ut i Storsvättern. En annan möjlighet är att halterna beror på mer diffus förorening som har nått Vättern via atmosfärisk deposition, men halterna borde då inte vara så låga i de strandnära områdena, till exempel i sjön Åmmelången (område ab). Halterna borde dock kunna öka på grund av så kallad sedimentfokusering, det vill säga att partiklar transporteras från grundare erosions- och transportbottnar till djupare ackumulationsbottnar. I en sjö med stora arealer av erosions- och transportbottnar sker alltså en större fokusering till den mindre arealen av ackumulationsbottnar. Det är dock oklart i vilken grad denna process skulle kunna förklara de förhöjda halterna på utsjölokalerna.

ΣDDT förekommer i mycket hög halt på utsjölokalerna. När flera nivåer har analyserats i sedimentkärnorna förekommer de högsta halterna alltid längre ner i sedimentet, och den högsta uppmätta summahalten är 75 µg/kg ts på nivån 30–35 cm på lokal c2 söder om Visingsö. På tre av lokalerna (b1, b2, b4) är det slående stora skillnader mellan halterna på den djupaste sedimentnivån (alla ingående ämnen under rapporteringsgränserna) och halterna på nivån ovanför. På b2, där ackumulationshastigheten är bestämd, motsvarar den djupaste nivån, 20–25 cm, cirka 1906–1923 medan nivån 10–15 cm motsvarar cirka 1961–1985. Motsvarande årtal för b4 är 1900–1923 och 1941–1961. ΣDDT-mönstret är alltså rimligt med tanke på när DDT började användas. Halterna i ytsediment är högst på lokal c3 med låg ackumulationshastighet och därmed äldre ytsediment än på de övriga lokalerna, vilket också är rimligt med tanke på att DDT inte längre används. Ursprungsprodukten *p,p'*-DDT kunde mätas i halter över rapporteringsgränsen i många av utsjöproverna men i de allra flesta fall förekom *p,p'*-DDE i högst halter, ibland *p,p'*-DDD på djupare sedimentnivåer.

I likhet med ΣDDT är halterna av PCB₇ och PCDD/F högst på djupare nivåer i sedimentet, ofta på samma nivåer som har högst ΣDDT-halter. På ett par lokaler (b1, c2) kommer toppen i PCB₇ och PCDD/F något senare (det vill säga på en högre sedimentnivå) än för ΣDDT. På den daterade lokal c2 motsvarar detta en topp under åren 1979–1989 snarare än under åren 1959–1969. På c3, med låg ackumulationshastighet, är halterna högst i ytsedimentet till skillnad från de andra lokalerna. Detta ytsediment (0–3 cm) motsvarar emellertid ett tidsintervall på cirka 1993–2022 medan nivån under (6–9 cm) motsvarar cirka 1900–1951. I ytsediment på d4 är både PCB₇ och PCDD/F-halterna orimligt låga jämfört med övriga lokaler och med övriga ämnen som analyserats på denna lokal, och det är rimligare att det beror på analytiska störningar än att det återspeglar de faktiska halterna på denna lokal.

Till skillnad från de övriga klororganiska föroreningarna har HCB ofta högst halter i ytsediment eller i nivån under. Detta ämne binder något mindre hårt till organiskt material än övriga undersökta klororganiska ämnen, vilket tenderar att ge mer utjämnade halter av ämnet. Möjligtvis är detta en förklaring till de högre halterna i ytsediment. En annan möjlig förklaring är att det finns pågående utsläpp från primära eller sekundära källor.

Ftalater förekommer i varierande halter – de är avsevärt förhöjda på alla nivåer på lokal d3, om än högst i ytsedimentet, och förekommer i lägre halter i prov från övriga lokaler förutom b1. Att halterna är så förhöjda på bara en utsjölokal kan tyda på kontaminering, men å andra sidan är halterna förhöjda på många lokaler även i område cb Tabergsån, dc Bottensjön och dd Forsvik. Det bör nämnas att de ftalater som har högst halter på lokal d3 är DIDP och DINP som förekommer i halter på 3 100–4 500 µg/kg, och som båda har en rapporteringsgräns på 2 500 µg/kg ts medan övriga ftalater har en rapporteringsgräns på 50 µg/kg ts. De stora skillnaderna i halter kan alltså bero på om halterna av DIDP och DINP är möjliga att rapportera.

PBDE₆-halterna varierar inte lika mycket mellan utsjölokalerna, 0,098–0,29 µg/kg ts i ytsediment. På alla lokaler där flera nivåer har analyserats för detta ämne är halterna lägre i ytsedimentet än längre ner i sedimentkärnan, förutom på b2, vilket tyder på att halterna har sjunkit över tid.

PAH₁₆-halterna är ofta också högst på djupare nivåer i sedimentet, förutom på d3 där de högsta halterna förekommer i ytsedimentet. Om man jämför halterna i ytsediment mellan lokalerna är de förhöjda på b2 och d3, 1 560 respektive 1 210 µg/kg ts, något lägre på c2 söder om Visingsö, 939 µg/kg ts, och mellan 506 och 666 µg/kg på övriga lokaler. Alkylerade PAH:er analyserades i 21 av 25 utsjöprov och förekom i halter över rapporteringsgränsen i elva av dessa. Summahalterna var över lag bland de lägre i undersökningen, 0,05–0,33 mg/kg ts. Oljeindex kunde rapporteras i 13 av proverna, i halter mellan 22 och 79 mg/kg ts, vilket också är relativt lågt jämfört med andra prov och områden i undersökningen.

Halterna av TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT är i regel lägre på utsjölokalerna än i de strandnära områdena med hamnar eller stor båttrafik, vilket är rimligt. Kvoten mellan TBT och summan av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT var i de fall den kunde räknas ut alltid under 0,5, förutom på lokal d4 där den var 0,7. Detta visar att en nedbrytning håller på att ske. Halterna av TBT tenderar också att vara högst på djupare nivåer i sedimentet, vilket visar på minskande halter över tid. Tidpunkten för toppen i sedimentkärnan är rimlig för de daterade lokalerna b4 och d4, men halten på 1,7 µg/kg ts på den djupaste nivån på c3 är avvikande då sedimentet ska härröra från ungefär 1776–1842. Cybutryn har analyserats i alla utsjöprov men förekom bara över rapporteringsgränsen i provet från 10–15 cm på lokal c2, detta i en låg halt på 0,19 µg/kg ts.

Oxy-PAH:er, alkylfenoler, siloxaner, klorparaffiner och organofosfater analyserades i ytsediment på fem utsjölokaler. Oxy-PAH:er och klorparaffiner var inte över rapporteringsgränserna i något av proverna. Av alkylfenolerna förekom 4-*t*-oktylfenol i en halt av 2,4 µg/kg ts på lokal d3 medan 4-*t*-penylfenol förekom i en mycket hög halt på 59 000 µg/kg ts på lokal b4. Orsaken till denna höga halt är oklar men halten har dubbelkollats av laboratoriet. Halterna av siloxaner var under rapporteringsgränsen på fyra av lokalerna, medan halterna på d3 var de högsta i undersökningen med en summahalt på 1 040 mg/kg ts. Summahalterna av organofosfater var å andra sidan under rapporteringsgränserna på denna lokal och på b4, medan de var mellan 81 och 250 µg/kg ts på övriga tre undersökta lokaler. De två organofosfater som förekom över rapporteringsgränserna var TBP och TCPP.

Läkemedel analyserades i ytsediment från b2 och b4 men inget ämne förekom i halter över rapporteringsgränsen. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades i b1, c3 och d4. För mer information om detta, se *Övergripande resultat*, avsnittet om *Bekämpningsmedel*.

För antracen, fluoranten, TBT och siloxanerna D5 och D4 finns det effektbaserade bedömningsgrunder för sediment enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019). De två PAH:erna antracen och fluoranten överskrider inte gränsvärdena i något av proverna (tabell 62). För TBT överskrider gränsvärdet i fyra prov på lokalerna b4, c3 och d4. Endast på d4 överskreds gränsvärdet i yt-sedimentet; på de övriga lokalerna skedde detta längre ner i sedimentet. Siloxaner analyserades i fem ytsedimentprov, och D5 och i synnerhet D4 överskred bedömningsgrunderna kraftigt på lokal d3. På övriga analyserade lokaler var halterna under rapporteringsgränserna, men eftersom rapporteringsgränserna i en del fall överskrider bedömningsgrunden, i synnerhet för D4, går det inte att säga med säkerhet om bedömningsgrunden överskreds.

Tabell 60. Halter av grundämnen och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment på utsjölokalerna. Färgen visar avvikelse från jämförvärde för de ämnen som har bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2000). För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*.

Lokal	Nivå cm	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Ni	Pb	U	Zn	Met-Hg µg/kg ts
mg/kg ts													
b1	0–3	15,1	0,942	11,4	35,8	42,4	0,0735	30,1	26,4	94,7	9,78	404	0,439
b1	6–9	9,11	1,28	11,1	38,4	49,8	0,112	32,7	27,6	128	9,67	493	1,06
b1	12–15	18,9	2,48	12,0	37,6	54,6	0,131	30,0	30,6	191	9,32	831	0,166
b1*	28–31	5,79	0,368	10,6	31,0	28,8	<0,04	31,6	23,0	40,0	7,09	112	<0,05
b2	0–5	13,8	0,989	14,6	38,0	49,1	0,0871	34,4	30,1	69,9	8,84	409	1,45
b2	5–10	10,1	1,34	14,1	42,0	53,8	0,102	39,8	31,2	93,8	9,33	498	0,623
b2	10–15	15,9	2,22	14,3	44,5	61,7	0,161	41,6	34,2	122	8,86	713	0,147
b2	20–25	17,0	1,80	15,3	39,9	44,4	0,0897	39,4	27,4	95,7	7,55	675	0,0847
b4	0–5	16,1	0,997	14,5	41,5	48,1	<0,04	39,2	28,7	70,5	9,04	373	0,341
b4	9–14	12,2	2,23	14,6	45,0	57,8	0,118	34,8	36,4	109	8,61	605	0,173
b4	18–23	14,7	2,36	14,2	42,0	57,6	0,106	31,6	31,3	104	7,88	669	0,174
b4	27–32	4,15	0,288	10,4	32,0	28,4	<0,04	32,1	23,6	32,7	5,36	91,9	<0,05
c2	0–5	13,8	0,998	14,1	38,7	45,8	0,0826	34,8	28,2	60,4	8,31	380	0,558
c2	10–15	10,6	1,43	14,0	42,4	54,7	0,0878	34,2	32,4	90,5	8,53	524	0,341
c2	20–25	16,3	2,20	15,0	46,6	59,7	0,155	34,9	36,5	115	8,19	719	0,857
c2	30–35	14,2	2,59	13,4	37,7	57,5	0,144	33,2	28,9	94,7	6,88	755	0,372
c3	0–3	12,0	2,17	13,5	31,1	50,2	0,0666	32,4	32,1	88,4	8,18	551	0,336
c3	6–9	5,84	0,632	9,19	16,1	21,2	<0,04	34,9	18,6	36,1	4,07	192	<0,2
c3	12–15	3,87	0,275	13,8	26,2	31,5	<0,04	37,7	27,8	37,0	6,18	98,2	<0,2
c3*	25–28	3,68	0,266	10,5	24,9	24,4	<0,04	34,9	21,8	27,8	4,96	84,5	<0,2
d3	0–3	16,1	0,991	13,8	37,3	46,5	0,0878	33,0	28,5	72,9	8,97	383	2,04
d3	6–9	9,15	1,18	12,6	35,8	48,2	0,104	33,4	30,9	90,5	9,03	414	1,66
d3	12–15	16,0	2,50	14,7	44,3	62,4	0,181	38,4	37,7	142	9,33	731	1,92
d3*	57–65	5,37	0,275	13,9	31,1	30,8	<0,04	39,7	27,0	28,8	5,97	97,7	0,401
d4	0–3	12,7	0,952	12,9	30,5	41,9	<0,04	31,5	29,9	75,5	8,80	379	<0,3
d4	10–13	18,6	1,91	13,7	33,2	55,4	0,0945	36,2	35,6	134	8,44	663	0,455
d4	20–23	17,4	2,42	13,1	31,5	49,4	0,0600	34,9	29,8	131	8,20	764	0,268

Klass 1	Ingen avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

*Prov b1, 28–31 cm, och c3, 25–28 cm, har bara analyserats för grundämnen och ts. Torrsubstanshalterna är 26 respektive 28 % för b1 och c3. Prov d3, 57–65 cm, har bara analyserats för grundämnen, TOC och ts. TOC-halten är 2,7 % och ts-halten 24 %.

Tabell 61. Halter av organiska föroreningar, torrsubstans (ts) och totalt organiskt kol (TOC) i sediment på utsjölokalerna. Färgen visar hur halten klassas enligt bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För PCDD/F används dock norska bedömningsgrunder med annan indelning (Miljödirektoratet 2020). ΣDDT avser *p,p'*-varianterna av DDT, DDE och DDD, för att möjliggöra jämförelse med bedömningsgrunder. PAH₁₆ har klassats och färgmarkerats utifrån halterna av PAH₁₅ då bedömningsgrund för PAH₁₆ saknas. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet. Att halterna av DL-PCB anges som 0 innebär inte nödvändigtvis att alla ämnen är under rapporteringsgränsen, men den TEQ-korrigerade summahalten är så låg att laboratoriet har angett halten som 0.

Lokal	Nivå	TS	TOC	ΣDDT	Σftalat	HCB	PAH ₁₆	PBDE ₆	PCB ₇	PFOS	PFAS ₃₄	MBT	DBT	TBT	PCDD/F	DL-PCB
	cm	%		μg/kg ts											ng TEQ/kg ts	
b1	0–3	13	4,6	7,7	0	0,75	666	0,16	3,5	5,4	12	2,2	<1	<0,2	5,4	1,4
b1	6–9	19	3,9	25	0	0,71	875	0,24	10	1,2	1,7	3,2	<1	<0,2	20	1,8
b1	12–15	21	3,5	31	0	0,29	1 390	0	2,8	0,29	0,29	<1	<1	<0,2	8,7	0,03
b1	20–23*	27	2,8	0	0	<0,1	247	0	<0,1	<0,05	0	<1	<1	<0,2	0,02	0
b2	0–5	15	3,8	7,3	52	0,52	1 560	0,29	4,0	6,6	14	2,3	<1	<0,2	8,7	1,4
b2	5–10	19	3,6	15	0	0,45	1 210	0,23	6,6	2,2	3,5	2,3	<1	<0,2	12	1,8
b2	10–15	19	3,5	42	0	0,43	1 880	0,080	9,3	0,925	1,1	2,9	<1	<0,2	17	2,3
b2	20–25	23	2,8	0	0	<0,3	1 090	0	<0,1	0,079	0,079	<1	<1	<0,2	2,2	0
b4	0–5	15	4,0	10	80	0,64	557	0,12	3,7	6,8	14	4,3	<1	<0,2	10	1,9
b4	9–14	20	3,1	32	155	0,66	1 160	0,22	11	1,1	1,6	3,6	<1	1,5	21	2,9
b4	18–23	23	2,7	29	0	<0,1	1 740	0	0,98	0,15	0,15	<1	<1	<0,2	7,2	0,01
b4	27–32	28	2,3	0	0	<0,1	220	0	<0,1	<0,05	0	<1	<1	<0,2	0	0
c2	0–5	14	3,8	8,5	0	0,56	939	0,22	3,6	4,9	9,8	5,4	<1	<1	8,8	1,1
c2	10–15	20	3,1	14	57	0,58	756	0,55	7,0	1,6	2,6	8,5	1,7	<1	15	2,1
c2	20–25	19	3,5	49	0	<0,6	3 350	0	11	0,44	0,50	1,8	1,2	<1	18	2,4
c2	30–35	21	3,1	75	0	<0,4	3 770	0	3,9	0,079	0,079	<1	<1	<1	10	1,1
c3	0–3	16	3,6	13	89	0,78	578	0,11	4,6	6,2	15	3,2	<1	0,558	12	1,4
c3	6–9	24	2,4	-	-	<0,3	1 100	-	<0,1	0,15	0,15	<1	<1	<0,2	3,3	0
c3	12–15	25	2,3	-	-	<0,3	288	-	<0,1	<0,05	0	<1	<1	1,7	0,04	0
d3	0–3	14	4,3	6,3	8 390	0,61	1 210	0,098	6,5	7,1	17	4,4	<1	<0,2	9	0,04
d3	6–9	19	3,6	10	3 420	0,41	589	0,19	6,0	1,7	2,6	7,3	<1	0,515	17	1,8
d3	12–15	19	3,7	19	3 740	0,21	707	0	10	0,62	0,68	3,0	<1	1,1	21	2,3
d4	0–3	15	3,9	9,1	110	0,72	506	0,12	0,047	7,6	19	3,2	<2	2,3	0	0
d4	10–13	19	3,8	-	-	0,62	1 880	-	9,7	0,53	0,53	4,4	<2	3,1	21	2,4
d4	20–23	21	3,2	-	-	<0,2	1 640	-	0,22	0,079	0,079	<2	<2	<0,4	6,4	0

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

*I b1 togs nivån 20–23 cm till analys av organiska föroreningar, medan 28–31 cm analyserades för grundämnen.

Tabell 62. Kvoter mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 (HaV 2019) i sediment för utsjölokalerna. En kvot över 1 innebär att bedömningsgrunden överskrids, vilket markeras med röd färg. Om ämnet var under rapporteringsgränsen har denna använts för att räkna ut en kvot, som då anges med tecknet < framför. För mer information, se avsnittet om *Bedömningsgrunder*. Ett streck innebär att ämnet inte har analyserats i det provet.

Lokal	Nivå	Cd	Cu	Pb	Antracen	Fluoranten	TBT	D5	D4
	cm	kvot halt/bedömningsgrund							
b1	0–3	0,41	0,83	0,73	<0,2	0,03	<0,1	<0,1	<37
b1	6–9	0,56	1,2	0,98	0,22	0,05	<0,2	-	-
b1	12–15	1,1	1,6	1,5	0,37	0,08	<0,2	-	-
b1	20–23	-	-	-	<0,3	0,03	<0,2	-	-
b1	28–31	0,16	0,69*	0,31	-	-	-	-	-

b2	0–5	0,43	1,2	0,54	<0,2	0,04	<0,2	<1,9	<612
b2	5–10	0,58	1,5	0,72	<0,2	0,05	<0,2	-	-
b2	10–15	0,97	1,9	0,94	0,36	0,08	<0,2	-	-
b2	20–25	0,78	1,5	0,74	<0,3	0,06	<0,2	-	-
b4	0–5	0,43	1,1	0,54	<0,2	0,03	<0,2	<0,1	<42
b4	9–14	0,97	1,9	0,84	0,39	0,07	1,5	-	-
b4	18–23	1,0	2,2	0,80	0,89	0,13	<0,2	-	-
b4	27–32	0,13	0,81	0,25	<0,4	0,03	<0,3	-	-
c2	0–5	0,43	1,1	0,46	<0,2	0,04	<0,8	<0,1	<44
c2	10–15	0,62	1,8	0,70	<0,3	0,06	<1,01	-	-
c2	20–25	0,96	1,8	0,88	0,49	0,09	<0,90	-	-
c2	30–35	1,1	1,9	0,73	0,77	0,16	<0,995	-	-
c3	0–3	0,94	1,3	0,68	<0,2	0,04	0,48	-	-
c3	6–9	0,27	0,36	0,28	0,46	0,09	<0,3	-	-
c3	12–15	0,12	0,99	0,28	<0,4	0,03	2,4	-	-
c3	25–28	0,12	0,57*	0,21	-	-	-	-	-
d3	0–3	0,43	1,0	0,56	<0,2	0,03	<0,1	51	10 980
d3	6–9	0,51	1,3	0,70	<0,2	0,04	0,44	-	-
d3	12–15	1,1	1,8	1,1	0,29	0,04	0,92	-	-
d3	57–65	0,12	0,80	0,22	-	-	-	-	-
d4	0–3	0,41	0,96	0,58	<0,2	0,04	1,8	-	-
d4	10–13	0,83	1,5	1,0	0,52	0,10	2,6	-	-
d4	20–23	1,1	1,5	1,0	0,52	0,11	<0,5	-	-

	Halt överskrider bedömningsgrund
	Halt underskrider bedömningsgrund
	Kvot bör tolkas med försiktighet

*I b1 togs nivå 20–23 cm till analys av organiska föroreningar, medan 28–31 cm analyserades för grundämnen. För att se om halten av koppar överskred bedömningsgrunden i provet från 28–31 cm användes TOC-halten från nivå 20–23 cm. Likaså analyserades inte TOC-halten i c3, 25–28 cm, utan TOC-halten från nivå 12–15 cm användes för beräkningar om halten av koppar överskred bedömningsgrunden.

Sammanfattning av utsjölokaler

Stora delar av Vätterns botten utgörs av erosions- eller transportbotten, till exempel på två relativt grunda (cirka 40 m) lokaler som undersöktes i västra Vättern. Övriga sju undersökta utsjölokaler hade ackumulationsbotten. Halterna av grundämnen på utsjölokaler är generellt lägre än i de strandnära områdena, och halterna i ytsedimentet är ofta lägre än längre ner i kärnan vilket tyder på en större föroreningsbelastning tidigare. Vad gäller organiska föroreningar har de halter på en medelnivå på utsjölokaler jämfört med de undersökta strandnära områdena. Ett slående undantag är PFAS, som förekommer i höga halter på utsjölokaler och andra lokaler ute i Storsjön jämfört med de flesta strandnära lokaler. Halterna av PFAS är också alltid högst i ytsedimentet på utsjölokaler, till skillnad från många andra organiska föroreningar som har högre halter längre ner i sedimentet, till exempel PCDD/F, PCB₇, TBT och ΣDDT. Så kallade nutida bekämpningsmedel analyserades på tre utsjölokaler och summahalten på respektive lokal var i regel lägre än i de strandnära områdena.

Diskussion och slutsatser

Det här projektet har ökat kunskapen om föroreningar i Vättern. Innehållet av miljöföroreningar har undersökts i sediment vid punktkällor vid kusten, utanför större tillflöden och i utsjöprov långt ut från Vätterns stränder, för att få en helhetsbild av föroreningssituationen. Liksom i det tidigare Vänern-projektet (se Larsson m.fl. 2021) var målet att se vilka källor som bidrar mest till föroreningsproblematiken, för att därmed kunna sätta in åtgärder där de ger störst miljönytta. Det kunskapsunderlag som har tagits fram kommer nu att användas av länsstyrelserna för plats-specifika riskklassningar, vilka kan användas för att prioritera fortsatta undersökningar och eventuella åtgärder.

Vättern är en djup sjö, men bara delvis. Djup på över 100 m förekommer bara i en smal djupränna och stora bottenområden består i stället av platåer på ungefär 30–40 m djup. Eftersom Vättern är en stor sjö där vind och vågor kan få fritt spelrum påverkas dessa relativt grunda platåer. Finkornigt material kan inte ackumulera här utan det sköljs bort, och grundområdena består därför till stor del av erosions- eller transportbottnar. Ackumulationsbottnar, där finkornigt material kontinuerligt sedimenterar, utgör bara cirka 21 % av Vätterns totala bottenyta (Håkanson & Ahl 1976). Detta gör att utsläppta föroreningar som binder till partiklar kan färdas långt innan de ackumulerar. Det gör också att även om det skulle kunna ske väsentliga utsläpp vid en verksamhet eller ett samhälle behöver det inte finnas förorenat sediment i närheten, utan partiklarna kan röra sig längre ut i Vättern innan de sedimenterar. Det blir då svårare att relatera en förorening till en viss verksamhet eller samhälle.

I norra Vättern finns det skärgård och mer skyddade bottnar, likaså innanför Karlsborg i Bottensjön och uppströms, samt innanför mynningarna på åar i Jönköpings län, till exempel Huskvarnaån, Tabergsån med Munksjön, och Domneån. I övrigt var det i regel erosions- eller transportbottnar i Storstjärtern tills större vattendjup nåddes. I en del fall kunde emellertid prov tas i svackor där sediment hade ackumulerats, vilket hade identifierats med hjälp av hydroakustiska mätningar med sedimentekolod. Projektet har visat att det inte ens på djupa bottnar alltid råder ackumulation, utan de kan vara utsatta för erosion genom bottenströmmar. Här har hydroakustiska mätningar med sedimentekolod varit ett oumbärligt stöd för att hitta lämpliga botten typer där sedimentet kan provtas för miljökemisk analys.

I undersökningen har många olika föroreningar analyserats. Mycket översiktligt kan man säga att det förekommer områden med kraftig metallförorening i norra Vättern och områden med kraftig förorening av organiska föroreningar i områden påverkade av industrier, till exempel massa- och pappersbruk eller sågverk, i södra, norra och västra Vättern. Förorening av TBT förekommer i flera områden i hela Vättern där det finns eller har funnits hamnverksamhet och båttrafik. Generellt förekommer de högsta föroreningshalterna i strandnära områden och inte på utsjölokalerna. PFAS uppvisar däremot ett avvikande mönster med höga och i regel jämna halter i utsjösediment. Detta diskuteras mer nedan.

De områden som är mest förorenade av metaller är ab Åmmelången och ac Kärrafjärden. Där har det förekommit gruvverksamhet med vaskning, och vasksand har sköljts ut i vattendragen. Det är i synnerhet bly- och zinkhalterna som är förhöjda men även koppar, kadmium, arsenik med mera. Kobolt är förhöjt i Åmmelången där det har förekommit koboltbrytning, vilket märks i ytsediment än i dag. Grundämneshalterna avtar längs en transekt från Kärrafjärden och ut till Storstjärtern, och det märks även en förhöjning inne i området aa Alsen, mot vattnets egentliga strömriktning. Effektbaserade bedömningsgrunder överskrids för bly, kadmium och koppar i alla prov från Åmmelången och Kärrafjärden. Det förekommer emellertid höga halter av grundämnen även i andra områden, som kadmium i ad Olshammar, samt krom och koppar i Munksjön i området cb Tabergsån. Kvicksilverhalterna var förhöjda i Åmmelången och Kärrafjärden men de

högsta halterna förekom i Munksjön i område Tabergsån. Även den högsta metylkvicksilverhalten förekom här, med förhöjda halter även i bland annat områdena Forsvik och Olshammar.

Kraftigt förhöjda dioxinhalter (PCDD/F) förekom i främst Munksjön i område cb Tabergsån och Sörviken vid ad Olshammar, vilket är områden med fibersediment nära massa- och pappers-industri. De uppmätta halterna i Vättern var högre än i den tidigare undersökningen i Vänern (Larsson m.fl. 2021). I Vänern var den högst uppmätta halten i ytsediment strax under 100 ng TEQ/kg ts (210 ng TEQ/kg ts på djupare sedimentnivåer), medan de högsta halterna i Vättern är 340 respektive 280 ng TEQ/kg ts i området Tabergsån respektive Olshammar. Att så höga halter förekommer i ytsediment visar att det fortfarande finns potential för spridning. När utsjöhalter jämförs är halterna högre i Vättern, med cirka 5–12 ng TEQ/kg ts i ytsediment (21 ng TEQ/kg ts på djupare nivåer i sedimentet). I Vänern var däremot ofta alla ämnen under rapporteringsgränsen i ytsediment på utsjölokalerna, och halterna var som mest 7 ng TEQ/kg ts på djupare nivåer.

En källspårning och källfördelning genomfördes för PCDD/F i Vättern, det vill säga en undersökning av vad det kan vara för källor till PCDD/F och hur mycket varje källa bidrar till halterna på respektive provtagen lokal. Källspårningen visade på två tydliga källor i områdena med hög halt – en källa som utmärks av HxCDD och kopplas till sulfatmassabruk, och en källa som kopplas till användningen av tetraklorfenol. PCDD/F var en förorening i klorfenolprodukter, vilka har använts som fungicider för att behandla trä men även som till exempel slimicider. HxCDD-källan dominerar i område ad Olshammar, och har ett inflytande på lokaler i andra delar av norra Vättern (område ae samt utsjölokaler). Detta inflytande finns även i ytsediment, men det går inte att säga om det beror på utsläpp från källområdet i dag, antingen som pågående utsläpp från verksamheten eller på grund av remobilisering av förorenat sediment, eller om det rör sig om omlagring av tidigare förorenat sediment från omgivningen. I Munksjön i område cb Tabergsån dominerar däremot tetraklorfenol som PCDD/F-källa. Även på lokaler utanför Tabergsåns mynning syns ett ökat inflytande från denna källa, men i många av utsjöproverna förekommer ett jämnt mönster över stora delar av Vättern, med ett stort inflytande från den källa som klassas som atmosfärisk deposition.

Halterna av TBT, ett numera förbjudet ämne som använts i båtbottnfärg och som är giftigt för bottenlevande organismer, är förvånansvärt höga i Vättern. Särskilt höga halter förekommer i områden med stor småbåtstrafik, båtuppställningsplatser eller där det tidigare fanns hamnar för större fartyg, med de högsta halterna i området ce Domneån och ac Kärrafjärden. Gränsvärdet för TBT överskrids emellertid i ytsediment på minst en lokal (ibland alla) i tio strandnära områden, samt på en av sju utsjöstationer. I en del områden är halterna av nedbrytningsprodukterna DBT och MBT höga vilket tyder på att det har skett nedbrytning. Detta varierar emellertid starkt mellan områdena. DBT och MBT har också en egen användning så det kan inte förutsättas att all förekomst i sedimentet beror på nedbrytning från TBT.

PFAS-halterna är höga och relativt jämna i utsjösediment över hela Vättern. Det förekommer även höga halter i Munksjön i område cb Tabergsån, på grund av kraftigt förhöjda halter av så kallade prekursorer eller preFOS, vilket tyder på att det finns eller har funnits en källa i området. Halterna är högre i Vättern än vad de var i den tidigare undersökningen i Vänern (Larsson m.fl. 2021). I Vänern var den högsta halten av PFOS, ett numera förbjudet PFAS-ämne, cirka 4 µg/kg ts i ett prov i ett strandnära område i västra delen av sjön. Halterna i utsjöprov var cirka 2,5 µg/kg ts i västra delen av Vänern och cirka 1 µg/kg ts i östra delen. I Vättern däremot var den högsta halten cirka 8 µg/kg ts, detta i ett prov taget på en transekt ute i Störvättern, och i utsjöproverna är halterna cirka 6 µg/kg ts. I transekterna som har undersökts i en del strandnära områden, till exempel i ae Grönsundet i norra Vättern, är det tydligt att halterna ökar ut mot Störvättern. Varför ser det ut så här? Om det enbart hade rört sig om atmosfärisk deposition borde halterna ha varit mer lika mellan Vättern och Vänern, och dessutom borde halterna då inte vara nästan

noll i sjöar som Ämmelången. Detta tyder på att det finns lokala källor som påverkar föroreningsnivåerna av PFAS. Till skillnad från ”traditionella” persistenta organiska föroreningar är PFAS mer vattenlösliga och mobila. Det är därför troligt att de sprider sig i en vattenförekomst och förekommer i relativt jämna halter, inte minst i en vattenförekomst som Vättern som har en lång omsättningstid på vattnet.

Det är möjligt att en del av de högre föroreningshalterna i utsjösediment i Vättern beror på den låga andelen ackumulationsbottnar i sjön och processen kallad sedimentfokusering, det vill säga, de sedimenterande finkorniga partiklarna från hela sjön hamnar på bottenarna där ackumulation råder. Det sker alltså mer sedimentfokusering i en sjö som Vättern, där endast cirka en fjärdedel av bottenarealen består av ackumulationsbottnar, jämfört med en sjö där det råder ackumulation på i stort sett hela bottenarealen. Jämför man mellan de undersökta utsjölokalerna i Vättern och i Vänern är både sedimentackumulationshastigheten och halten av organiskt kol (TOC) något högre i Vättern. I Vättern är TOC-halten på utsjölokalerna cirka 4 %, jämfört med strax under cirka 2,5 % i Dalbosjön och 3 % i Värmlandssjön, de två delarna av Vänern. Dessutom kan något som kallas ”particle concentration effect” spela in i näringsfattiga sjöar med få partiklar i vattenmassan. När det finns många partiklar kan föroreningarna i vattnet fördela sig på dessa, och föroreningshalterna per partikel blir låga. När det finns få partiklar kommer däremot föroreningarna att koncentreras till dessa, vilket innebär att föroreningshalten per partikel blir hög. Detta gör att även i en sjö som Vättern, där vattnet ses som rent och har ett stort siktdjup då det är partikelfattigt, kan sedimenten innehålla höga halter av miljöföroreningar.

Referenser

- Andersson, H., Palm Cousins, A., Westerdahl, J., Braun, H., Bergfors, L., Brorström-Lundén, E., Pettersson, M., Wickman, T., Jamtrot, A., Parkman, H., Krupanek, J., Fridmanis, J., Toropovs, V., Verta, M. & Nielsen, U., 2012: Major sources and flows of the Baltic Sea Action Plan hazardous substances. *COHIBA WP4 Final report*. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Assefa, A., Tysklind, M., Sobek, A., Sundqvist, K.L., Geladi, P. & Wiberg, K., 2014: Assessment of PCDD/F source contributions in Baltic Sea sediment core records. *Environmental Science & Technology* 48, 9531–9539.
- Bengtsson, H. & Cato, I., 2011: TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 – en studie av belastning och trender. *Rapport 2011:30*. Länsstyrelsen i Västra Götaland.
- Golder Associates, 2018: Statusrapport enligt Industriutsläppsförordningen, 27 s.
- Golder Associates, 2021: Aspa sågverk. Riskbedömning, 35 s.
- HaV, 2019: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.
- HaV, 2015: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2015:26) om övervakning av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen (2004:660).
- Hong, S.H., Yim, U.H., Shim, W.J. & Oh, J.R., 2005: Congener-specific survey for polychlorinated biphenyls in sediments of industrialized bays in Korea: Regional characteristics and pollution source. *Environmental science and technology* 39, 7380–7388.
- Håkansson, L. & Ahl, T., 1976: *Vättern - recenta sediment och sedimentkemi*. Statens naturvårdsverk. 164 s.
- Josefsson, S., 2017: Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. *SGU-rapport 2017:12*. Sveriges geologiska undersökning, 14 s.
- Larsson, O., Norrlin, J., Johansson, H. & Josefsson, S., 2021: Förorenade sedimentområden i Väner. *SGU-rapport 2021:21*. Sveriges geologiska undersökning, 139 s.
- 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, 146772.
- Livsmedelsverket 2012. Dioxin- och PCB-halter i fisk och andra livsmedel 2000–2011. *Livsmedelsverkets rapport 21-2012*.
- MacKenzie, A.B., Hardie, S.M.L., Farmer, J.G., Eades, L.J. & Pulford, I.D., 2011: Analytical and sampling constraints in ^{210}Pb dating. *Science of the Total Environment* 409, 1298–1304.
- Miljødirektoratet, 2020: Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. *M-608*. 11 s.
- Naturvårdsverket, 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav. *Rapport 4914*. Naturvårdsverket, 134 s.
- Naturvårdsverket, 2000: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag. *Rapport 4913*. Naturvårdsverket, 101 s.
- Nordiska rådet, 2005: *Siloxanes in the Nordic Environment*. *TemaNord 2005:593*. 93 s.
- Persson, Y., 2007: Chlorinated organic pollutants in soil and groundwater at chlorophenol-contaminated sawmill sites. Doktorsavhandling, Umeå universitet, 50 s.
- Sanchez-Cabeza, J.A., Masqué, P. & Ani-Ragolta, I., 1998: ^{210}Pb and ^{210}Po analysis in sediments and soils by microwave acid digestion. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 227, 19–22.
- SGF, 2021: Svenska geotekniska föreningen 2021. Certifierad provtagning i praktiken. Handbok i certifierad provtagning enligt NT Envir 008. *Rapport 3:2021*. 44 s.

- SGI, 2024a: Inventeringsmetodik förorenade sediment. *SGI Vägledning 11*. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.
- SGI, 2024b: Bakgrundshalter i sediment, Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade bedömningsgrunder. *SGI Vägledning 10*. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.
- Sjöfartverket, 2022: Elektroniska sjökort www.sjofartsverket.se
- SMHI, 2021: Fakta om Vättern. <<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/de-stora-sjoarna/fakta-om-vattern-1.4730>> Åtkommen 2021-07-15.
- Sundqvist, K.L., Tysklind, M., Geladi, P., Hopke, P.K. & Wiberg, K., 2010: PCDD/F source apportionment in the Baltic Sea using positive matrix factorization. *Environmental Science & Technology* 44, 1690–1697.
- Sundqvist, K.L. & Wiberg, K., 2013: Karakterisering av PCB och PCDD/F i Östersjöns ytsediment. *Naturvårdsverket rapport 6581*, 114 s.
- Sweco, 2014: Rapport, Provtagning enligt MIFO fas 2, Aspa bruk, 45 s.
- Sweco, 2017: Rapport, Malmhantering Åmmeberg. Orienterande studie.
- VISS 2021. Vättern – Storvättern.
<<https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA11665077>> Åtkommen 2021-07-15.
- VOS, 2019: Vatten och Samhällsteknik AB. Rapport. Sedimentundersökningar, Dunkehallaån. Tekniska kontoret, Jönköpings kommun. 8 s.
- VVF, 2015: Metaller i Vätterns avrinningsområde. Metallbudget och källfördelning för Vättern, utvärdering på landskapsnivå 2010–2012. *Rapport nr 123 från Vätternvårdsförbundet*.
- VVF, 2003: Miljögifter i fisk 2001/2002. *Rapport nr 74 från Vätternvårdsförbundet*.
- Vättern, 2021: Så mår Vättern & Miljöutmaningar. <www.vattern.org> Åtkommen 2021-07-15.
- Wei, G., Li, D., Zhuo, M., Liao, Y., Xie, Z., Guo, T., Li, J., Zhang, S. & Liang, Z., 2015: Organophosphorus flame retardants and plasticizers: Sources, occurrence, toxicity and human exposure. *Environmental pollution* 196, 29–46.

Bilaga 1. Provlokaler

Tabell 1. Provlokaler. Positionerna är i SWEREF 99TM och anger provets koordinater.

Område	Provlokal	Provtagnings- datum	Vattendjup (m)	Northing	Easting
aa	vat22_aa001	2022-10-01	9,0	6 525 457	495 237
aa	vat22_aa002	2022-10-06	18,0	6 524 381	495 787
aa	vat22_aa003	2022-10-07	15,0	6 523 793	496 251
aa	vat22_aa005	2023-08-26	8,2	6 526 135	495 218
aa	vat22_aa006	2023-08-29	12,0	6 525 886	494 678
aa	vat22_aa007	2023-08-24	16,0	6 526 030	494 417
aa	vat22_aa008	2023-09-02	11,0	6 526 253	494 434
ab	vat22_ab001	2023-09-09	6,9	6 526 615	501 232
ab	vat22_ab002	2023-09-09	11,0	6 526 616	501 186
ab	vat22_ab003	2023-09-09	10,0	6 526 430	500 930
ab	vat22_ab004	2023-09-09	7,0	6 526 024	500 590
ab	vat22_ab005	2023-09-10	11,0	6 526 345	501 188
ac	vat22_ac001	2023-09-02	4,0	6 524 572	499 445
ac	vat22_ac002	2023-08-27	16,0	6 523 804	499 379
ac	vat22_ac003	2023-08-27	16,0	6 523 119	499 386
ac	vat22_ac004	2023-08-27	11,0	6 522 269	499 593
ac	vat22_ac005	2023-08-27	9,0	6 520 865	500 484
ac	vat22_ac006	2023-09-02	9,0	6 523 279	498 717
ac	vat22_ac007	2023-08-22	7,0	6 522 671	498 194
ac	vat22_ac009	2023-09-02	14,0	6 521 982	499 743
ac	vat22_ac010	2023-09-05	15,0	6 522 335	499 380
ad	vat22_ad001	2023-09-03	9,0	6 514 931	489 286
ad	vat22_ad002	2023-09-03	16,0	6 514 714	490 144
ad	vat22_ad003	2022-10-05	22,0	6 513 594	490 272
ad	vat22_ad004	2023-08-23	18,0	6 512 882	489 976
ad	vat22_ad005	2023-09-03	9,5	6 514 078	489 250
ad	vat22_ad006	2023-09-07	2,9	6 513 082	489 235
ad	vat22_ad007	2023-09-07	6,2	6 513 454	489 247
ad	vat22_ad008	2023-09-11	2,2	6 512 712	488 593
ad	vat22_ad009	2023-09-11	3,3	6 512 497	488 498
ad	vat22_ad010	2023-08-23	4,4	6 512 059	488 732
ad	vat22_ad011	2023-09-06	5,3	6 511 570	488 742
ad	vat22_ad012	2023-08-23	7,8	6 511 061	488 931
ad	vat22_ad013	2023-08-23	83	6 509 544	491 096
ad	vat22_ad014	2023-09-11	2,2	6 512 879	488 650
ae	vat22_ae001	2022-10-16	6,4	6 521 468	497 234
ae	vat22_ae002	2022-10-16	10,0	6 520 724	497 525
ae	vat22_ae003	2022-10-16	4,8	6 519 643	496 433
ae	vat22_ae004	2022-10-04	13,0	6 517 658	495 706
ae	vat22_ae005	2023-08-26	27,0	6 514 542	494 828
ae	vat22_ae006	2023-08-25	90,0	6 511 852	494 838
ae	vat22_ae007	2022-10-18	92,0	6 510 599	494 247
af	vat22_af001	2023-08-25	80,0	6 512 609	496 134

Område	Provlokal	Provtagnings- datum	Vattendjup (m)	Northing	Easting
ba	vat22_ba001	2023-07-07	3,5	6 488 017	501 790
ba	vat22_ba002	2023-07-07	4,7	6 487 697	501 114
ba	vat22_ba003	2023-07-07	9,5	6 487 393	500 203
bb	vat22_bb001	2023-07-06	13,0	6 486 653	499 616
bb	vat22_bb002	2023-07-12	3,3	6 486 094	500 594
bb	vat22_bb003	2023-07-12	5,5	6 485 999	500 319
bc	vat22_bc001	2023-07-05	4,3	6 479 321	492 140
bc	vat22_bc002	2023-07-05	8,8	6 481 255	492 145
bc	vat22_bc003	2023-07-05	10,0	6 482 597	491 883
bc	vat22_bc004	2023-07-05	27,0	6 484 853	490 366
bd	vat22_bd001	2023-07-08	16,0	6 489 797	498 191
bd	vat22_bd002	2023-07-08	15,0	6 487 064	497 107
bd	vat22_bd003	2023-07-08	26,0	6 486 543	494 499
bd	vat22_bd004	2023-07-08	23,0	6 485 939	492 556
bd	vat22_bd005	2023-07-05	41,0	6 483 764	487 373
bd	vat22_bd006	2023-07-05	40,0	6 482 568	486 083
ca	vat22_ca001	2023-06-18	4,5	6 405 598	456 481
ca	vat22_ca003	2023-06-08	19,0	6 407 166	455 499
ca	vat22_ca004	2023-06-07	28,0	6 408 159	454 617
cb	vat22_cb002	2023-06-16	32,0	6 406 385	451 099
cb	vat22_cb003	2023-06-16	74,0	6 407 739	451 781
cb	vat22_cb005	2022-10-15	98,0	6 409 460	452 122
cb	vat22_cb006	2023-06-29	18,0	6 403 390	450 241
cb	vat22_cb007	2023-06-30	19,0	6 404 006	450 460
cb	vat22_cb008	2023-06-30	16,0	6 404 030	450 344
cb	vat22_cb009	2023-06-29	20,0	6 404 287	450 552
cb	vat22_cb010	2023-06-15	3,5	6 405 089	450 553
cb	vat22_cb012	2023-06-26	3,0	6 405 060	450 538
cb	vat22_cb013	2023-06-26	2,4	6 405 031	450 488
cb	vat22_cb014	2023-09-16	19,0	6 404 006	450 460
cc	vat22_cc001	2023-06-08	17,0	6 405 861	450 280
cc	vat22_cc002	2023-06-08	4,5	6 405 668	449 788
cd	vat22_cd001	2023-06-17	17,0	6 414 815	449 701
cd	vat22_cd003	2022-10-14	104,0	6 415 150	452 237
cd	vat22_cd004	2023-06-17	9,0	6 414 522	449 257
ce	vat22_ce001	2023-06-17	2,6	6 415 342	447 621
da	vat22_da001	2023-08-30	38,0	6 460 733	461 852
da	vat22_da002	2023-08-30	16,0	6 461 925	460 011
db	vat22_db001	2023-05-30	73,0	6 488 682	479 789
db	vat22_db002	2023-05-30	55,0	6 489 392	478 443
db	vat22_db003	2023-05-30	17,0	6 490 018	474 973
db	vat22_db004	2023-05-30	12,0	6 489 703	473 355
db	vat22_db005	2023-05-30	7,7	6 489 181	472 440
dc	vat22_dc001	2023-06-03	6,3	6 487 254	469 488
dc	vat22_dc002	2023-06-05	7,2	6 487 840	469 551
dc	vat22_dc003	2023-06-01	6,5	6 488 106	470 006
dd	vat22_dd001	2022-10-09	8,2	6 492 065	467 849

Område	Provlokal	Provtagnings- datum	Vattendjup (m)	Northing	Easting
dd	vat22_dd002	2022-10-08	11,0	6 490 289	468 710
dd	vat22_dd003	2022-10-08	5,0	6 488 456	469 470
dd	vat22_dd004	2022-10-09	4,8	6 488 652	470 416
dd	vat22_dd007	2023-05-31	5,0	6 493 169	466 944
dd	vat22_dd008	2023-05-31	4,0	6 493 232	466 820
dd	vat22_dd009	2023-06-01	6,3	6 493 053	467 544
dd	vat22_dd010	2023-06-01	8,2	6 492 656	467 673
b1	vat22_b1001	2023-07-08	65,0	6 500 487	491 616
b2	vat22_b2001	2023-06-04	95,0	6 479 723	479 363
b4	vat22_b4001	2023-08-30	97,0	6 456 063	473 318
c2	vat22_c2001	2022-10-15	104,0	6 422 686	455 905
c3	vat22_c3001	2022-10-15	72,0	6 432 311	456 211
d1	vat22_d1001	2023-08-30	41,0	6 458 796	466 110
d2	vat22_d2001	2023-06-03	38,0	6 480 920	474 360
d3	vat22_d3001	2023-06-04	73,0	6 494 078	481 964
d4	vat22_d4001	2022-10-12	92,0	6 499 060	482 277

Bilaga 2. Mätosäkerhet

Insamling av kontrollprover

För att utvärdera mätosäkerheten togs dubbelprov på nivån 0–5 cm på 10 lokaler, så kallade fältduplikat. Genom fältduplikaten kan den samlade osäkerheten under hela kedjan utvärderas, från provtagning till analys. Mätosäkerheten omfattar alltså både provtagningsosäkerhet och analysosäkerhet. För att skatta enbart analysosäkerheten kan analysreplikat utvärderas; då delas ett prov upp i flera delar och varje delprov analyseras separat. I detta projekt har analysreplikat inte gjorts utan den analysosäkerhet som laboratorierna anger används för utvärdering. Genom att jämföra mätosäkerheten med analysosäkerheten kan man få information om provtagningsosäkerheten. I provtagningsosäkerheten ingår även att föroreningsgraden inom det område där fältduplikatet samlas in varierar.

Fältreplikaten ska representera samma provtagningsenhet och bör tas med minsta möjliga skillnad i tid och rum (SGF 2021). Detta påverkas av provtagningsstrategin. Vid provtagningen av sediment behövdes samlingsprov för att få tillräckligt med material till analyserna. Detta innebär att flera prov togs, slogs ihop och homogeniserades. När proverna tas störs sedimentet och man behöver därför förflytta sig någon meter innan nästa prov tas. Om ytan på provet som tas verkar störd, kasseras detta prov och ett nytt prov tas. En lokal definierades därför som en cirkel med en radie på fem meter, och inom denna cirkel skulle alla prover tas. Det ordinarie provet och replikatet togs för det mesta på samma dag, men i tre fall var det på grund av tid och väder nödvändigt att avbryta och återvända en annan dag. På en av lokalerna togs även ett extra replikat, så att det egentligen utgör ett triplikat. Detta gjordes en längre tid (veckor) i efterhand, och eftersom det avviker från de övriga replikaten utvärderas det separat och klassas inte som ett duplikat.

Beräkningar

Mätosäkerheten beräknades med så kallad relative range statistics enligt beskrivningen i SGF-rapporten Kvalitetskontroller för provtagning av förorenade områden - från provtagning till analys (SGF 2019). I korthet beräknas en relativ skillnad (d_i) för varje ämne i varje dubbelprov genom att dividera skillnaden mellan proverna (D_i , som absolutbelopp) med medelvärdet av proverna $\bar{x}_i$. Sedan beräknas ett medelvärde av den relativa skillnaden ($\bar{d}$) för alla dubbelprov för varje ämne genom att summera den relativa skillnaden och dividera med antalet dubbelprov: $\sum(d_i)/n$. Avslutningsvis beräknades en relativ standardavvikelse (RSA, %) genom att dividera medelvärdet av den relativa skillnaden med konstanten 1,128 (för duplikat) och multiplicera med 100. Denna standardavvikelse kan sedan multipliceras med en täckningsfaktor (k) för att få en utökad relativ osäkerhet, U . För att få en utökad osäkerhet som motsvarar ett cirka 95 % konfidensintervall används $k = 2$ (SGF 2019; för minst 8 duplikat). För att beräkningarna ska vara gällande antas att den relativa osäkerheten är i stort sett konstant inom det intervall som utvärderas (SGF 2019).

I de fall ett av duplikaten hade en kvantifierbar halt medan det andra hade en halt under kvantifieringsgränsen, det vill säga var under LOQ, användes kvantifieringsgränsen som halt för det provet för att kunna räkna ut osäkerheten. Det kan diskuteras hur rättvisande detta är, eller om till exempel halva kvantifieringsgränsen borde användas i stället, men att det ena provet hade kvantifierbara halter är ett argument för att det andra provet borde ha en halt nära kvantifieringsgränsen. Om ett prov innehåller en komplicerad matris som ger störningar i analysen kan emellertid detektionsgränserna för provet bli förhöjda, vilket kan medföra en stor skillnad mot duplikatet. I de fall båda duplikaten hade halter under kvantifieringsgränserna utelämnades de från den statistiska utvärderingen, vilket gjorde att antalet duplikat för utvärderingen minskade. I den slutliga jämförelsen inkluderades bara de föroreningar där minst 8 duplikat varit möjliga att jämföra. Detta innebär att halten behövde vara över rapporteringsgränsen i minst ett av replikaten i duplikatet.

Resultat

Mätosäkerheterna för respektive ämne, som utökad relativ osäkerhet (U), visas i tabell 1–3 tillsammans med den analytiska utökade osäkerheten som laboratorierna uppger. Om mätosäkerheten är mycket högre än analysosäkerheten skulle det kunna bero på att det finns felkällor under provtagning och förvaring/transport innan provet når laboratoriet, eller att föroreningshalterna i sedimentet är heterogena och varierar mycket även på korta avstånd.

Både mätosäkerheten och analysosäkerheten är låga för fysikalisk-kemiska basparametrar (tabell 1). Detta är parametrar där rapporteringsgränser generellt inte är problematiska jämfört med vad halterna/nivåerna är i miljön, och de är därför stabila och lättanalyserade. Mätosäkerheten är ibland lägre än analysosäkerheten, vilket visar att provtagningsosäkerheten är låg.

För grundämnen är mätosäkerheten också låg (tabell 2). De grundämnen som har högst mätosäkerhet är silver (Ag) och kvicksilver (Hg), vilket också är de grundämnen i tabell 2 som förekommer i lägst halter i miljön och som ibland har halter under rapporteringsgränserna. Det är därför inte förvånande att de har en högre mätosäkerhet. Metylkvicksilver (Metyl-Hg) har avsevärt högre mätosäkerhet och analysosäkerhet än grundämnena, vilket kan återspegla ämnets låga halter, komplicerade analys och möjligtvis även mer heterogena halter lokalt i sedimentet. Analysosäkerheten för grundämnen är något högre än för de fysikalisk-kemiska basparametrarna i tabell 1. Analysosäkerheten är dessutom högre än mätosäkerheten för alla grundämnen, vilket visar att bidraget från provtagningsosäkerhet är lågt. Eftersom mätosäkerheten omfattar både analys- och provtagningsosäkerhet är det orimligt att detta värde alltid är lägre än enbart analysosäkerheten som laboratorierna anger. Mest troligt beror detta på att rapporteringsgränserna är låga i förhållande till de halter som förekommer i miljön och att det har funnits tillräckligt med sedimentmaterial för laboratoriet vid analyserna. Detta gör att analysosäkerheten för de faktiska proverna är lägre än den analysosäkerhet som laboratorierna anger.

För organiska föroreningar är mätosäkerheterna högre än för basparametrar och grundämnen (tabell 3). Dessutom är mätosäkerheterna ofta högre än laboratoriernas analysosäkerhet. En bidragande orsak till detta är sannolikt att rapporteringsgränserna för dessa ämnen är höga i förhållande till vad halterna är i miljön, och många organiska ämnen fick uteslutas från denna jämförelse då de inte hade tillräckligt många duplikat med halter över rapporteringsgränserna. I vilken grad mätosäkerheten skiljer sig från analysosäkerheten varierar mellan ämnesgrupperna. För PAH:er är mätosäkerheten något högre än analysosäkerheten, med störst skillnad för de mer lättflyktiga PAH:erna. Detta skulle kunna bero på att samlingsprov generellt har krävts under projektet. Då många kemiska analyser ska göras krävs mycket sedimentmaterial, vilket gör att flera prov måste samlas in och homogeniseras i en bunke av lämpligt material. Vid denna homogenisering är det möjligt att lättflyktiga ämnen avgår. För tennorganiska föreningar är mätosäkerheterna mer än dubbelt så höga som analysosäkerheterna, medan de för PFAS är mycket lägre än analysosäkerheterna. För PCDD/F är mätosäkerheterna ofta i nivå med analysosäkerheterna, medan de för PCB:er är mer än dubbelt så höga, vilket är svårt att förklara. Dessa ämnesgrupper liknar varandra kemiskt, så det är inte troligt att de höga mätosäkerheterna för PCB jämfört med PCDD/F beror på felkällor vid provtagningen. De borde inte heller skilja sig åt vad gäller heterogenitet i sedimenthalter lokalt. Det är möjligt att analyserna för PCB:er har en högre analysosäkerhet för de faktiska proverna än den generella analysosäkerhet som angetts av laboratoriet, vilket emellertid är svårförståeligt då PCB:er brukar förekomma i högre halter än PCDD/F.

Tabell 1. Mätosäkerhet (beräknad som utökad relativ osäkerhet) och analysosäkerhet för fysikalisk-kemiska basparametrar.

	Antal duplikat	Utökad relativ osäkerhet (U', k=2, %)	Analysosäkerhet (k=2; %)	Laboratorium
Torrsubstans	10	9	1	ALS
Torrsubstans	10	10	10	SGS
LOI 1000°C	10	3	5	ALS
TOC	10	4	15	ALS

Tabell 2. Mätosäkerhet (beräknad som utökad relativ osäkerhet) och analysosäkerhet för grundämnen och metylkvicksilver.

	Antal duplikat	Utökad relativ osäkerhet (U', k=2, %)	Analysosäkerhet (k=2; %)	Laboratorium
As	10	11	20	ALS
Cd	10	11	20	ALS
Co	10	8	22	ALS
Cr	10	11	22	ALS
Cu	10	7	22	ALS
Hg	10	16	24	ALS
Ni	10	8	23	ALS
Pb	10	8	18	ALS
V	10	10	21	ALS
Zn	10	9	22	ALS
Ba	10	9	21	ALS
S	10	10	23	ALS
Al	10	11	19	ALS
Fe	10	10	20	ALS
Li	10	14	26	ALS
Ag	10	21	22	ALS
Mo	10	12	19	ALS
U	10	8	19	ALS
Metyl-Hg	10	62	32	ALS

Tabell 3. Mätosäkerhet (beräknad som utökad relativ osäkerhet) och analysosäkerhet för organiska föroreningar.

	Antal duplikat	Utökad relativ osäkerhet (U', k=2, %)	Analysosäkerhet (k=2; %)	Laboratorium
Naftalen	10	139	30	ALS
Fenantren	10	61	30	ALS
Antracen	8	56	30	ALS
Fluoranten	10	41	30	ALS
Pyren	10	47	30	ALS
Bens(a)antracen	10	44	30	ALS
Krysen	10	43	30	ALS
Bens(b)fluoranten	10	41	30	ALS
Bens(k)fluoranten	10	39	31	ALS
Bens(a)pyren	10	50	30	ALS
Indeno(123cd)pyren	10	34	30	ALS
Dibens(a,h)antracen	9	36	31	ALS
Bens(g,h,i)perylene	10	34	30	ALS
MBT	10	85	34	ALS
DBT	8	65	30	ALS
TBT	10	95	27	ALS
PFUnDA	10	15	30	ALS
PFDODA	8	12	30	ALS
PFOS	10	13	30	ALS
HxCDD1	9	29	35	SGS
HxCDD2	9	37	30	SGS
HpCDD	10	39	30	SGS
OCDD	10	51	30	SGS
TCDF	10	40	30	SGS
PeCDF1	9	30	30	SGS
PeCDF2	10	30	30	SGS
HxCDF1	9	42	30	SGS
HxCDF2	10	25	30	SGS
HxCDF3	9	35	30	SGS
HpCDF1	10	32	30	SGS
HpCDF2	8	61	30	SGS
OCDF	10	41	25	SGS
PCB 101	10	77	25	SGS
PCB 118	10	79	25	SGS
PCB 138	10	78	25	SGS
PCB 153	10	78	25	SGS
PCB 180	10	79	25	SGS
PCB 77	9	86	25	SGS
PCB 105	10	77	25	SGS
PCB 123	8	92	25	SGS
PCB 156	10	81	25	SGS
PCB 157	9	90	25	SGS
PCB 167	10	81	25	SGS

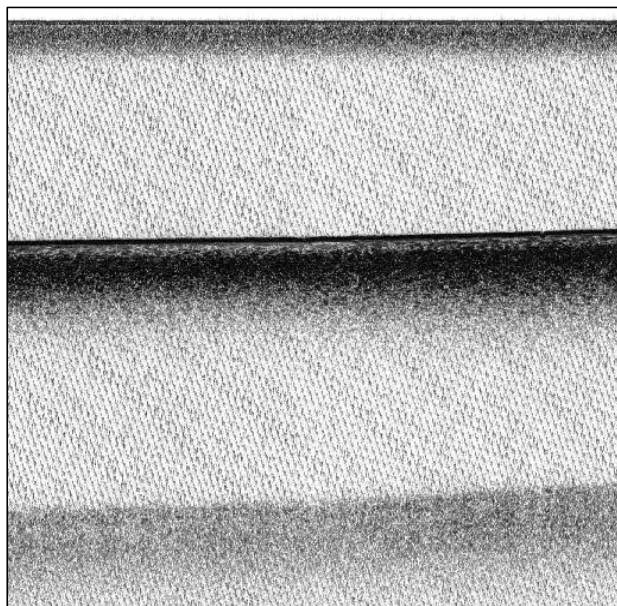
Referenser

SGF, 2021: Svenska geotekniska föreningen. Certifierad provtagning i praktiken. Handbok i certifierad provtagning enligt NT Envir 008. *Rapport 3:2021*. 44 s.

SGF, 2019: Svenska geotekniska föreningen. Kvalitetskontroller för provtagning av förorenade områden – från provtagning till analys. *Rapport 1:2019*. 92 s.

Bilaga 3. Provprotokoll

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 525 457	Easting: 495 237	Vattendjup (m): 8,98
Mätlinje: sp_vbat22_a_a_1_LF		Tidpunkt: 2022-10-01 13.27	
Provtagare: Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-30	Postglacial lergyttja		Ingen lukt
30-46	Postglacial gyttjelera		Ingen lukt
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.

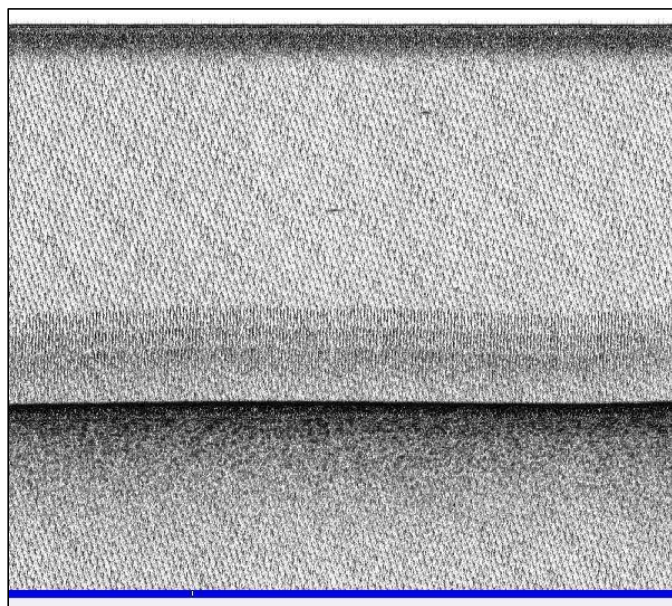


Figur 2. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 3. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 524 381	Easting: 495 787	Vattendjup (m): 18,0
Mätlinje: sp_vat22_a_a_1_LF		Tidpunkt: 2022-10-06 11.45	
Provtagare: Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-64	postglacial lergyttja		Ingen lukt
Frågeställning: Miljöprov? Pb210			
Slutsats/kommentar: Postglacial lergyttja, luktfri, oxiderad 0-4 cm samt oxiderade skikt längre ner. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-40 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.

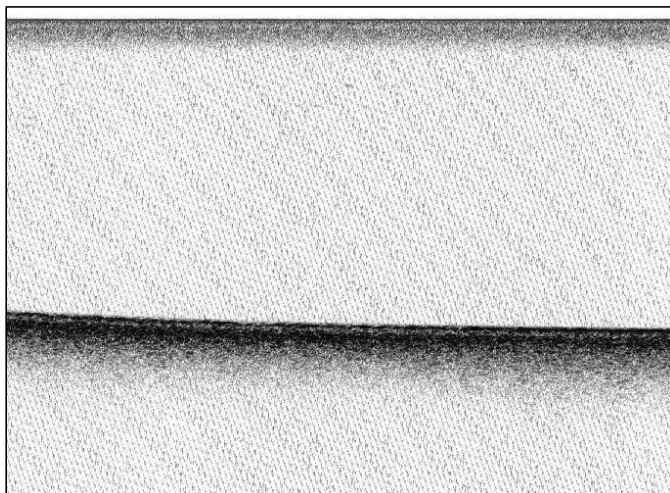


Figur 2. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 3. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

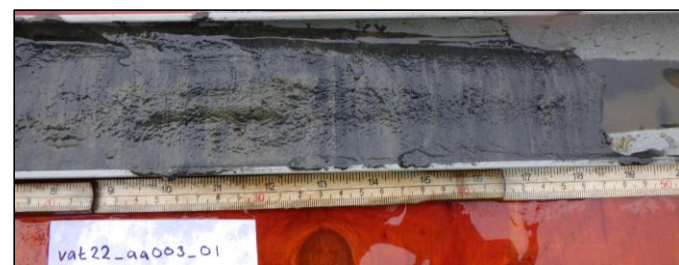
Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 523 793	Easting: 496 251	Vattendjup (m): 15,17
Mätlinje: sp_vat22_a_a_2_LF		Tidpunkt: 2022-10-07 09.46	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-46	Postglacial lergyttja		Ingen lukt
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial lergyttja, oxiderad med reducerade skikt 0–9 cm, reducerad med oxiderade skikt längre ner. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.

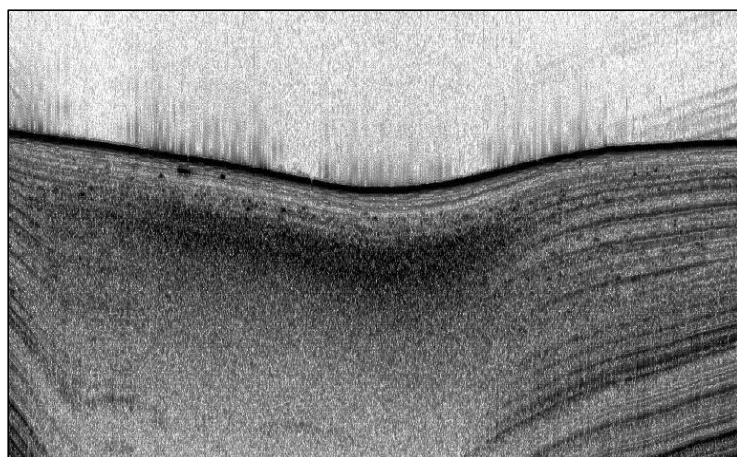


Figur 2. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

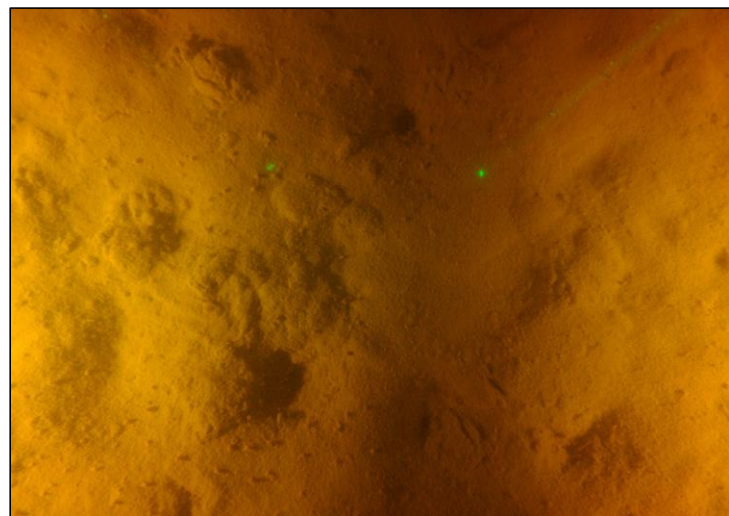


Figur 3. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 135	Easting: 495 218	Vattendjup (m): 8,2
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-26 15.31	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-36	Postglacial gyttjelera		
36-52	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Gasavgångshål på bottenytan. Den reducerade enheten slutar där konsolideringsgraden ökar. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt ett stycke ner i profilens mitt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt. I profilens sidor upphör utsläckningen, här har ljudpulserna kunnat nå ner och reflekteras på olika lager i de skiktade sedimenten.

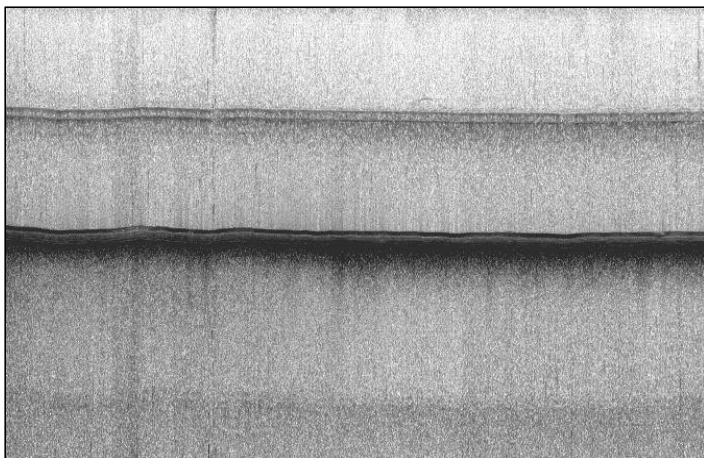


Figur 2. En oxiderad jämn bottenyta med tydliga gasavgångshål



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 525 886	Easting: 494 678	Vattendjup (m): 12,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-29 14.54	
Provtagare Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-42	Postglacial gyttjelera		Reducerad med oxiderade skikt
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Små oljefläckar längre ner i kärnan. Gradvis övergång från rinnande till elastiskt. Analysprov tagna på nivåerna 0–5 cm, 10–15 cm och 20–25 cm. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2. En jämn oxiderad bottenyta men lite smågropar.



Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

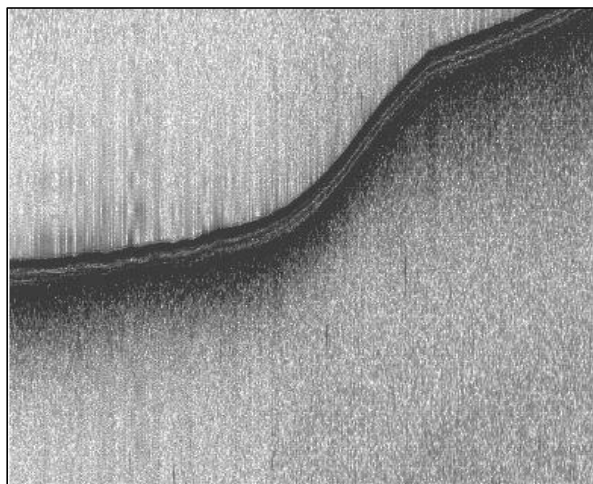


Figur 4. Mellersta delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

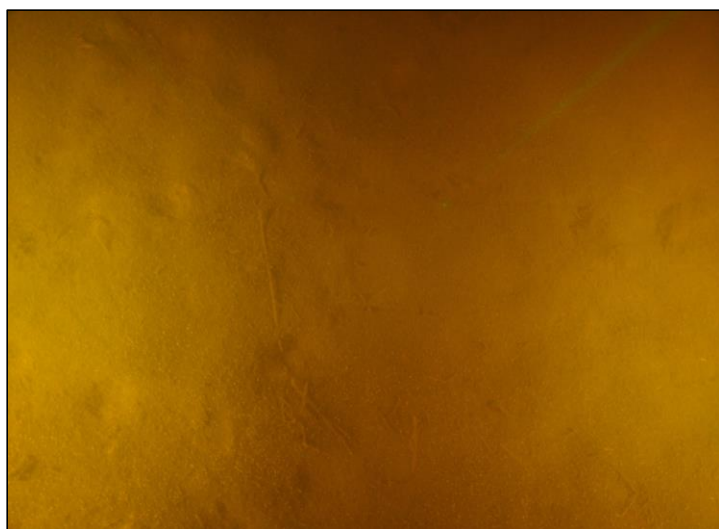


Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 030	Easting: 494 417	Vattendjup (m): 16,4
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-24 16.53	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-44	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Övre delen av kärnan luktar avlopp. Gradvis ökad konsolideringsgrad nedåt. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.

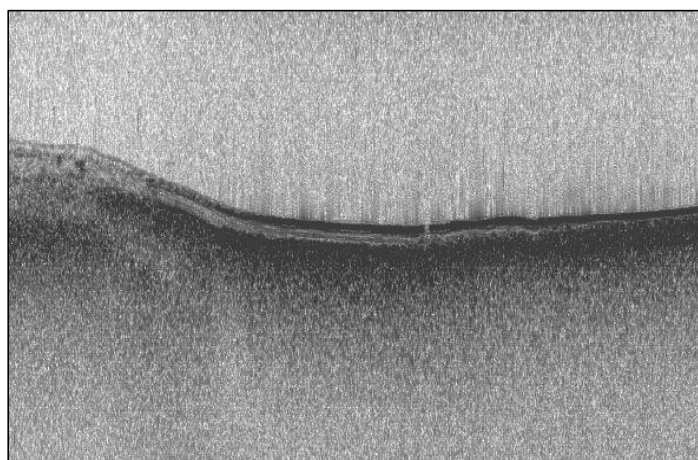


Figur 2. En jämn oxiderad bottenyta.

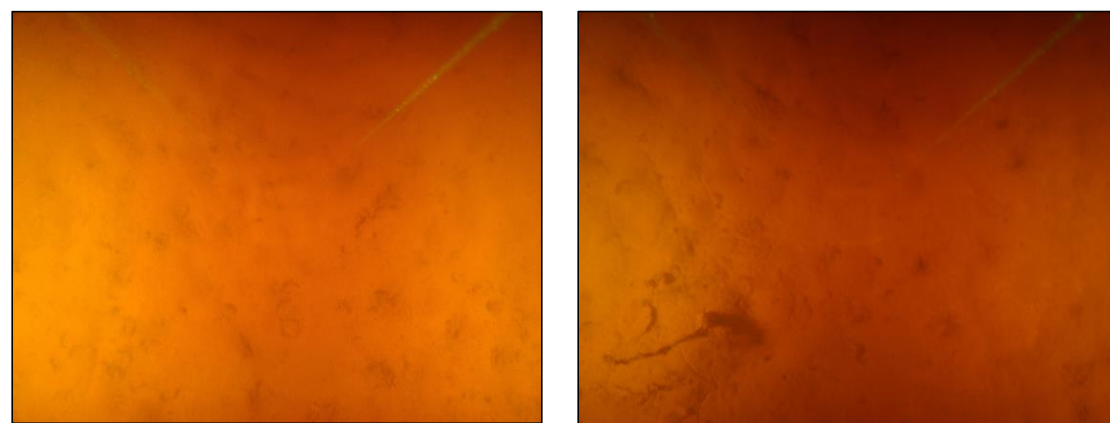


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 253	Easting: 494 434	Vattendjup (m): 11,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-02 18.46	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-41	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Relativt jämn botten men skrufs här och där på ytan, täckt med rödaktigt sediment så svårt att veta vad det är - lövstenar, annat? Makroflora, troligtvis dött sjögräs. Växlande svarta och bruna skikt genom hela. Från 33 cm och nedåt även gråa skikt. Provbilder saknas. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt (utom i viss mån i vänstra delen) vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2 och 3. En jämn oxiderad bottenyta med fragment, möjligen växtfragment, på ytan

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 615	Easting: 501 232	Vattendjup (m): 6,9
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-09 09.48	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-10	Postglacial gyttjig lerig silt		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Det blev inte kvar något material i kajakprovtagaren så bedömningen gjordes på ett Ekmanhugg. Inte idealisk som provlokal, lokalen var på gränsen mellan transport- och ackumulationsbotten. Analysprov tagna med Ekmanhämtare på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

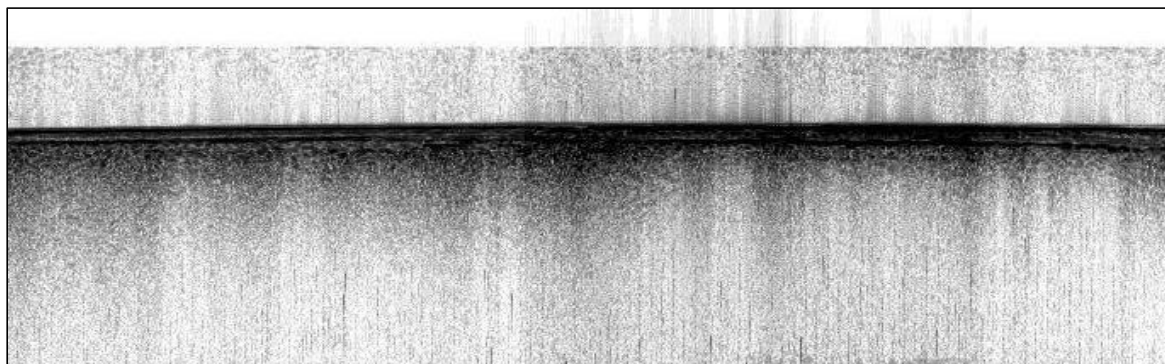


Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. Sedimentkärna taget med Ekmanhämtare, med bottenytan uppåt i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 616	Easting: 501 186	Vattendjup (m): 10,7
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-09 11.11	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-5	Postglacial siltig lergyttja		
5-10	Postglacial gyttjig lerig silt		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Den övre enheten var betydligt lösare än den nedre. Även färgen skilde sig åt, det övre hade mer den vanliga olivgröna färgen medan den nedre enheten var mörkare och lila-brun till färgen. Kan utgöra gränsen för när verksamheten upphörde. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm och 5–10 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

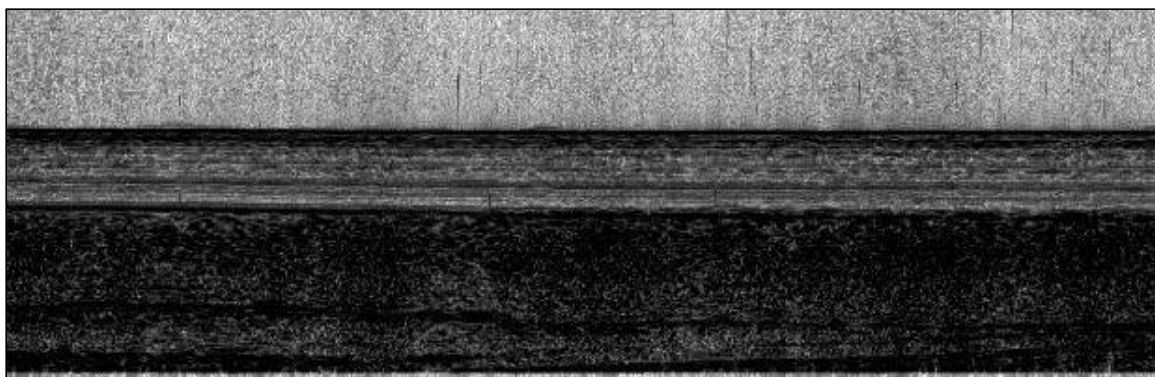


Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är delvis utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2. Sedimentkärna taget med Ekmanhämtare, med bottenytan uppåt i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 430	Easting: 500 930	Vattendjup (m): 10,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-09 14.20	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-15	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Kajakprovtagaren löste aldrig ut, förmodligen pga för lösa sediment eftersom det satt lera även på vikpaketet. Beskrivningen gjordes på det första Ekmanhugget. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

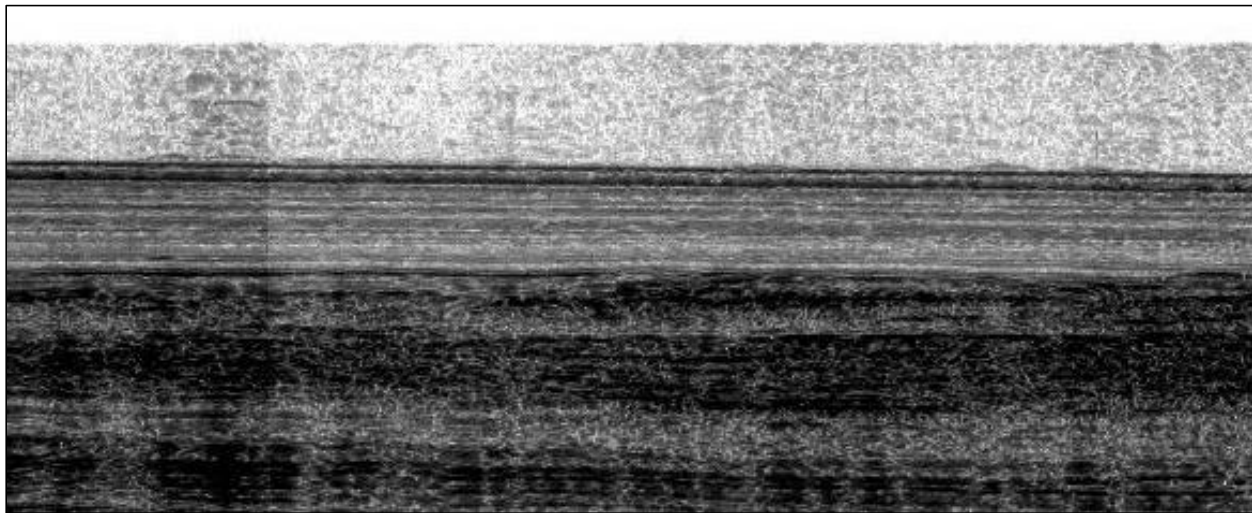


Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

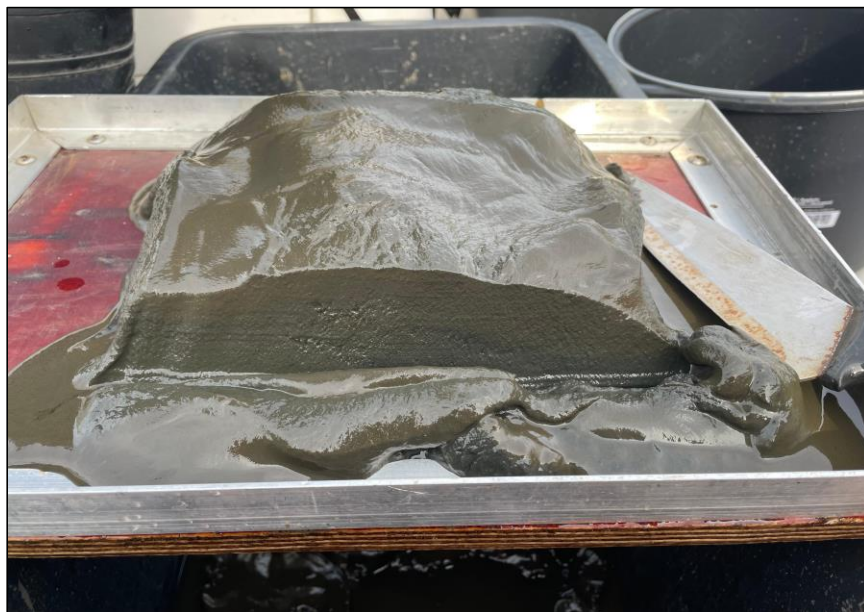


Figur 2. Sedimentkärna taget med Ekmanhämtare, med bottenytan uppåt i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 024	Easting: 500 590	Vattendjup (m): 7,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-09 15:09	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-15	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

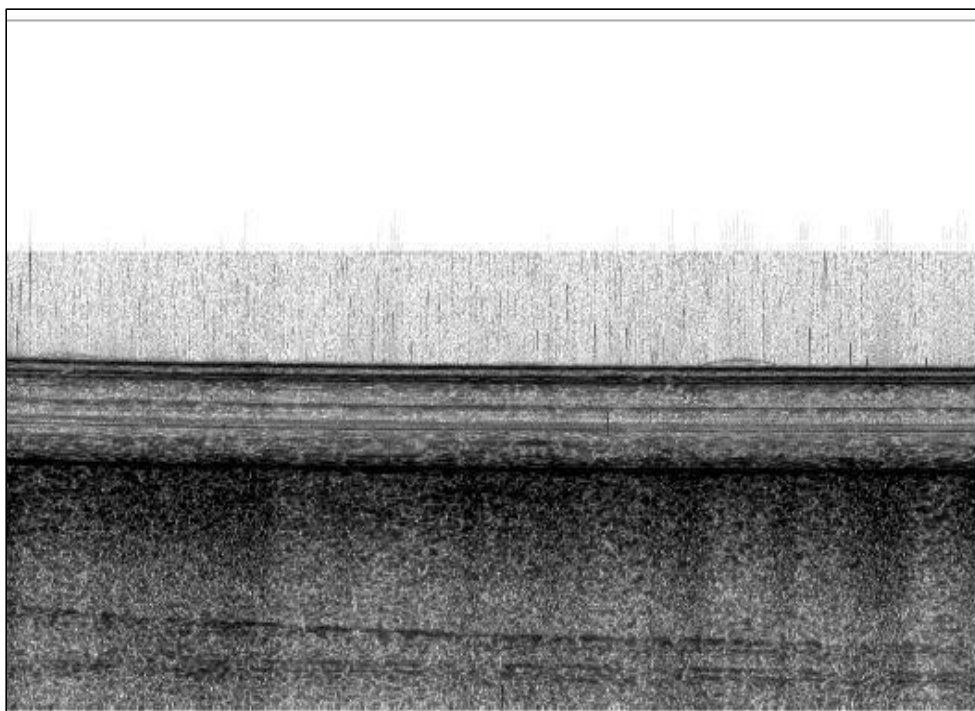


Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. Sedimentkärna taget med Ekmanhämtare, med bottenytan uppåt i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 526 345	Easting: 501 188	Vattendjup (m): 10,9
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-10 09.46	
Provtagare: Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-49	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Miljöprov			
Slutsats/kommentar: Det fanns brunare skikt vid 18–19 och 42–49 cm som påminde till färgen om den undre enheten på lokal ab002. Dock inte lika siltigt som vid lokal 002. Nedåt i kärnan en gradvis övergång i konsolideringsgrad från under till måttlig. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

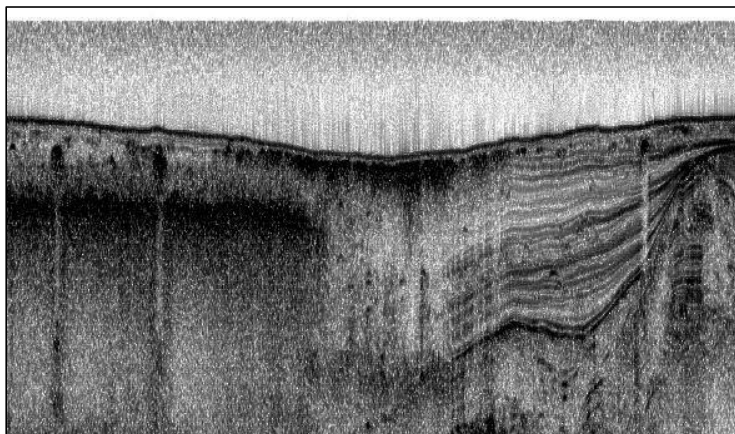


Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under en plan bottenyta. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 524 572	Easting: 499 445	Vattendjup (m): 4,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-02 10.14	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0–23	Postglacial gyttjelera		
23–37	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Miljöprov			
Slutsats/kommentar: Ganska jämn bottenmorfologi men med smågropar. Man kan se skalbitar eller gruskorn. Väldigt rödbrunt vatten ger röda bilder. Sedimentkärnan är redovisad som två enheter baserat på färgskiktning, annars relativt lika. Reducerat i övre enhet. Gytjtigt (grynigt) även i den undre skikt. Gradvis övergång från mer lös till måttlig konsolidering i de översta 23 cm. Reducerade skikt/band 5–23 cm. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled, där ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2. Ganska jämn oxiderad bottenyta men med smågropar och skalbitar eller gruskorn. Väldigt rödbrunt vatten ger röda bilder.

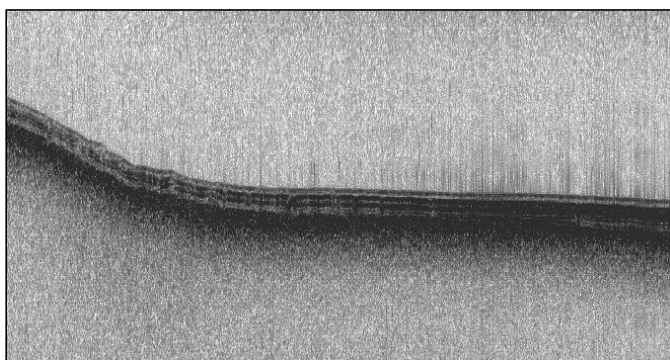


Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

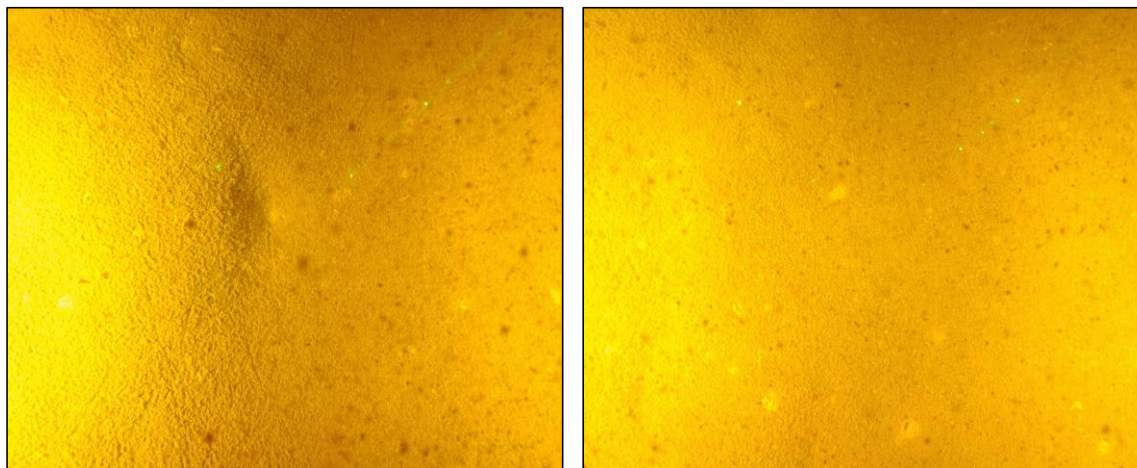


Figur 4. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 523 804	Easting: 499 379	Vattendjup (m): 16,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-27 13:59	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-17	Postglacial gyttjelera		
17-59	Postglacial lera		Tydliga årsvariationer
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Gränsen mellan den postglaciala gyttjeleran och den underliggande postglaciala lera avspeglar möjligen nedläggningen av verksamheten.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning, delvis något utsläckt under bottenytan. Provdpositionen är mitt i profilen i sidled.

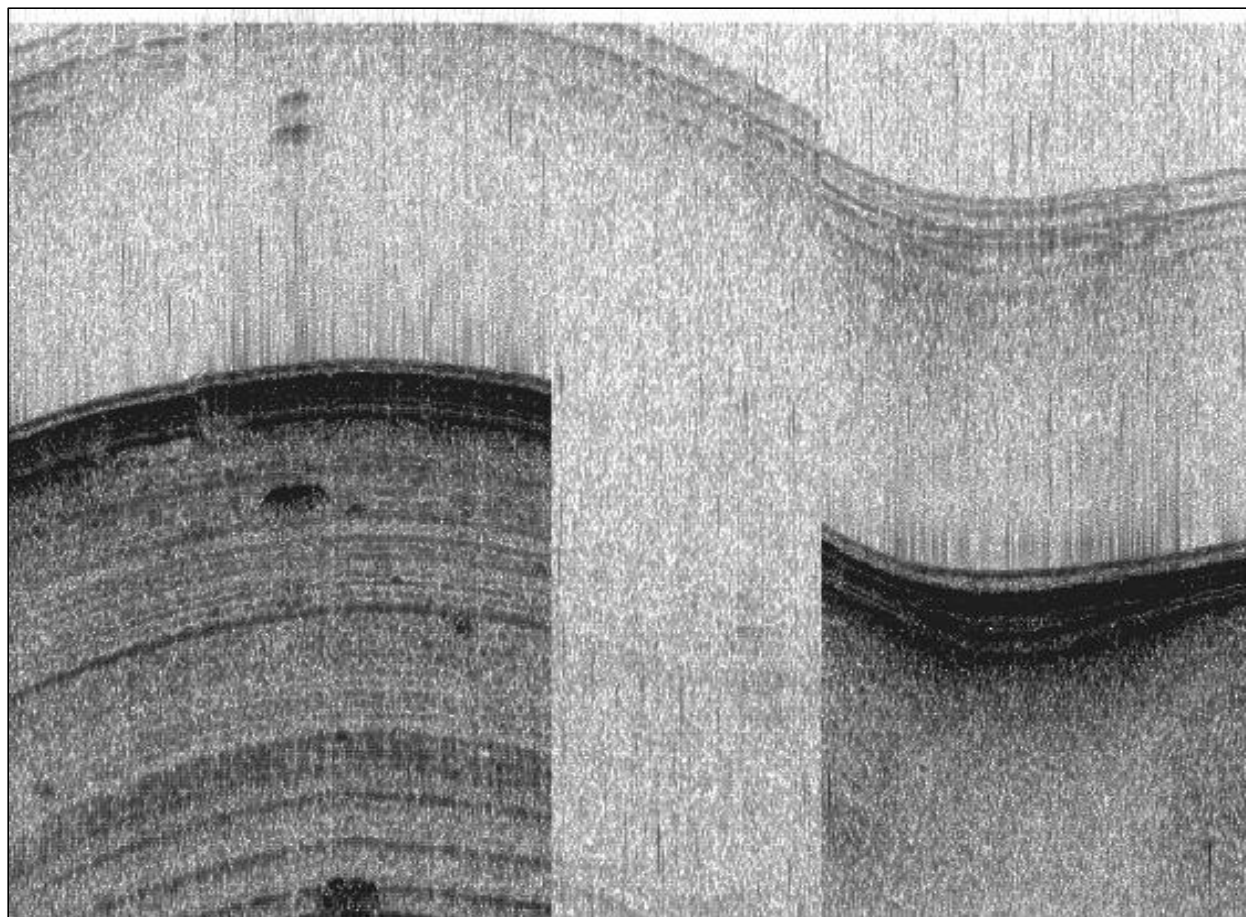


Figur 2 & 3. En nästan jämn oxiderad bottenytan med rikligt med ljusare fläckar som lyser igenom det lösare ytlagret. Samma som ac003 och ac004.

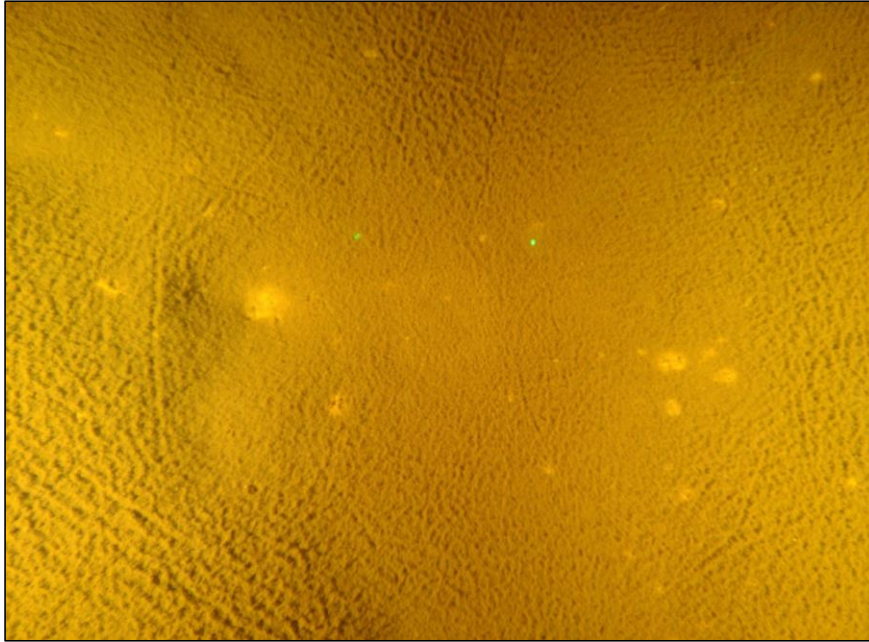


Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Den nedre enheten (17-59 cm) har tydliga varv men det är osäkert om det är årsvarv.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 523 119	Easting: 499 386	Vattendjup (m): 15,9
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-27 13.48	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-23	Postglacial gyttjelera		
23-31	Ljus avsättning i lerfraktion		
31-39	Brun avsättning i lerfraktion	Siltig	
39-52	Ljus avsättning i siltfraktion	Finsandig grovsilt	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: De olika enheterna avspeglar nog förändringar i verksamheten, övergången från grovsilten längst ner till de mer finkorniga enheterna ovanför kan avspegla byte av anrikningsmetod som gjordes för att öka utvinningsgraden. Övergången från de finkorniga enheterna till den ovanliggande reducerade postglaciala gyttjeleran avspeglar nog tidpunkten för nedläggningen av vaskverket då verksamheten flyttades till Zinkgruvan. Analysprov tagna på nivå 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning. I svackan är djupare lager utsläckta under bottenytan vilket kan vara en indikation på att sedimentet har hög halt organiskt material och därmed riklig gasbildning. Mitt i utsnittet syns en vertikal störning i mätningarna.

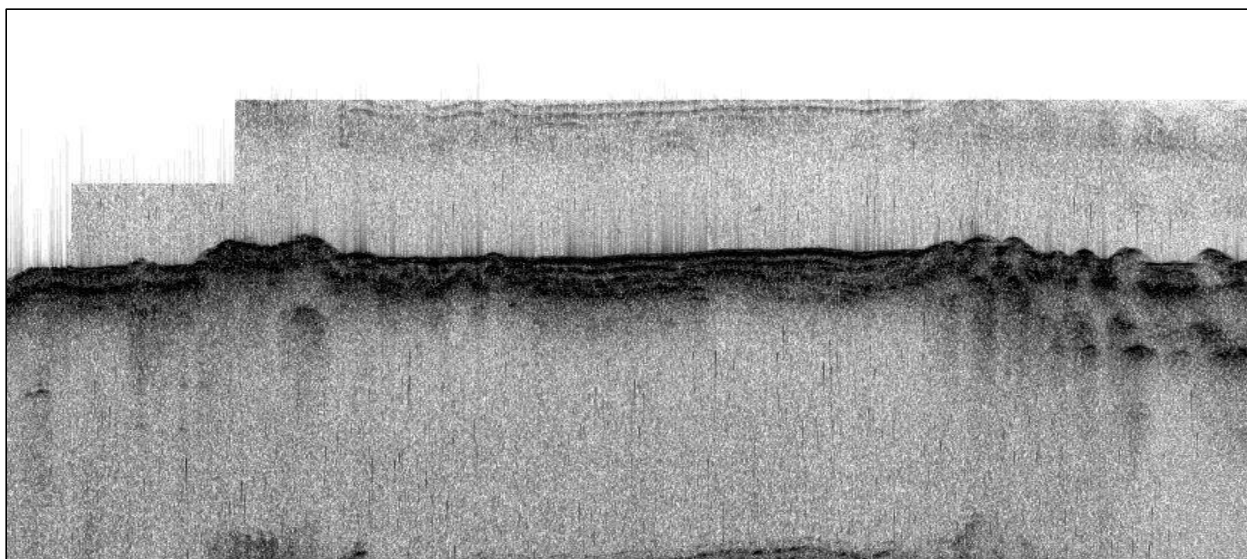


Figur 2. Oxiderad jämn mjuk bottenyta med rikligt med ljusare fläckar som lyser igenom det lösare ytlagret.

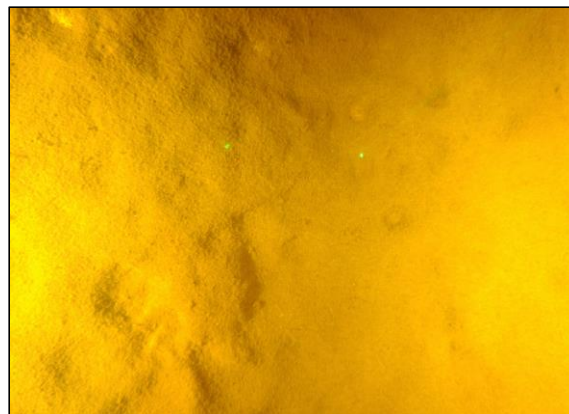
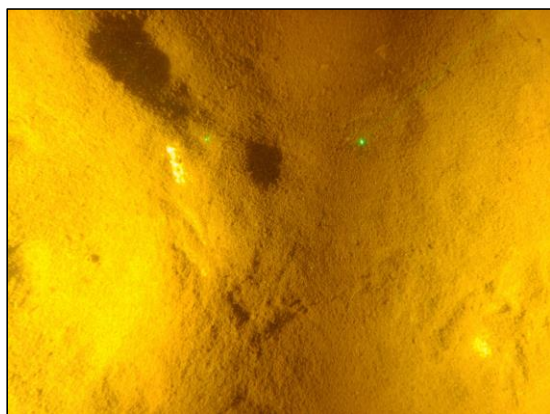


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 522 269	Easting: 499 593	Vattendjup (m): 11,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-27 12.51	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Det var ett tunt lager nysedimenterad postglacial gyttjelera på ytan, sen kom förmodligen utskredad vasksand från Zinkgruvans vaskverk. Den hydroakustiska informationen antyder det. Det verkar som om kajakprovtagaren välte, trots tre försök utan något resultat. Det är förmodligen hård/kompakt botten här. Analysprovtagning ej utförd. Ansvarig geolog Olof Larsson.			

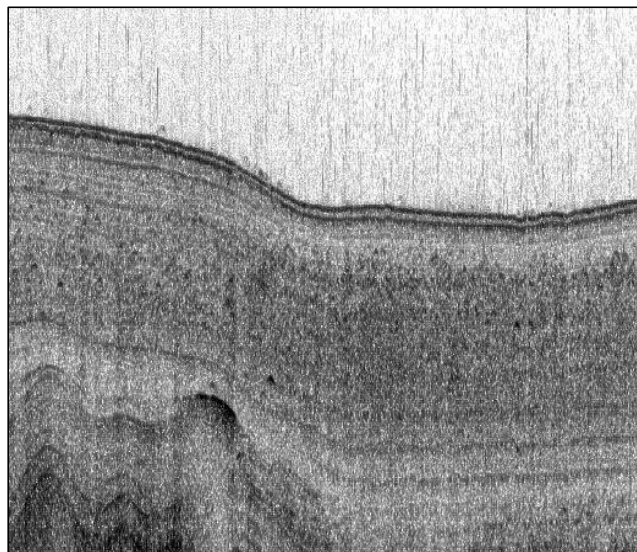


Figur 1. Sedimentekolodssprofil som indikerar hårt sediment i eller nära under bottenytan.

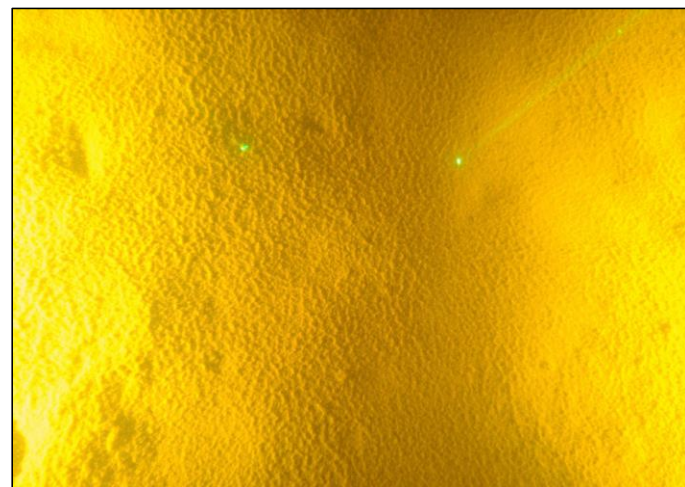


Figur 2 & 3. Man kan se att översta lagret är mjukbotten, men man såg också ljusa fläckar. Bottenmaterialet kan vara vasksand som finns på land strax norr om provtagningsplatsen men som har skredat ut.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 520 865	Easting: 500 484	Vattendjup (m): 9,0
Mätlinje: sp_vat22_a_c_011_LF		Tidpunkt: 2023-08-27 11:20	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-21	Postglacial gyttjelera	Lös	
21-50	Postglacial gyttjelera	Mer konsoliderad	
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Liknande som lokal ac007. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar semi planparallell skiktning under bottenytan. Djupare ner till vänster syns uppstickande äldre sediment med en mer undulerande skiktning. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

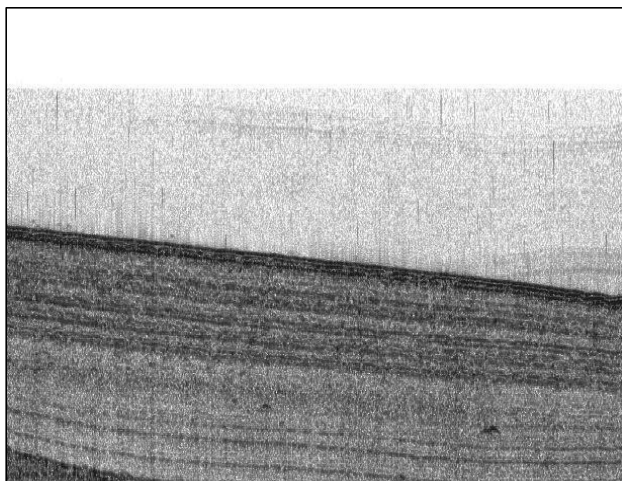


Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta. Innehåller en del grunda små gropar.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Avvikande rostbruna skikt vid 12-17 cm Avvikande bruna skikt vid 23-27 cm

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 523 279	Easting: 498 717	Vattendjup (m): 9,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-02 15:23	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-8	Postglacial gyttjelera		
8-10	Postglacial lera	Oklart om det är stört på plats eller på grund av annan mänsklig aktivitet.	
10-18	Postglacial gyttjelera	Brunfärgad	
18-57	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Ytlagret verkar recent, men sedan en mycket varierande lagring, förefaller stört. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar en svagt sluttande botten med planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En oxiderad jämn mjukbotten med relativt jämn morfologi men tydliga små gropar här och där.



Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

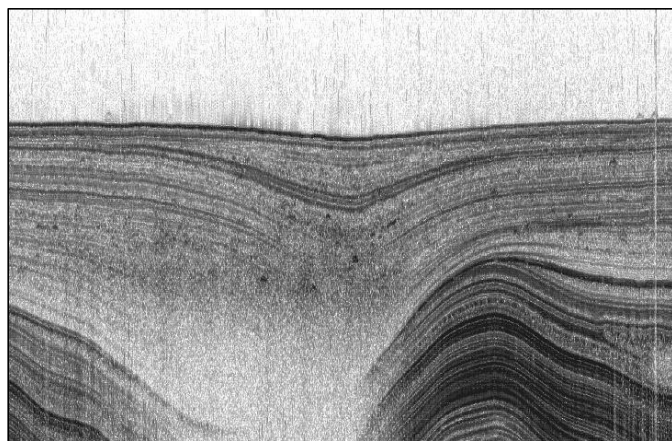


Figur 4. Mellersta delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 522 671	Easting: 498 194	Vattendjup (m): 7,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-22 19.33	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-30	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
30-61	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil med grund svacka som visar planparallell skiktning under bottenytan. Därunder äldre semiplanparallellt skiktade sediment och ytterligare därunder mer undulerande skiktning i äldre sediment. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

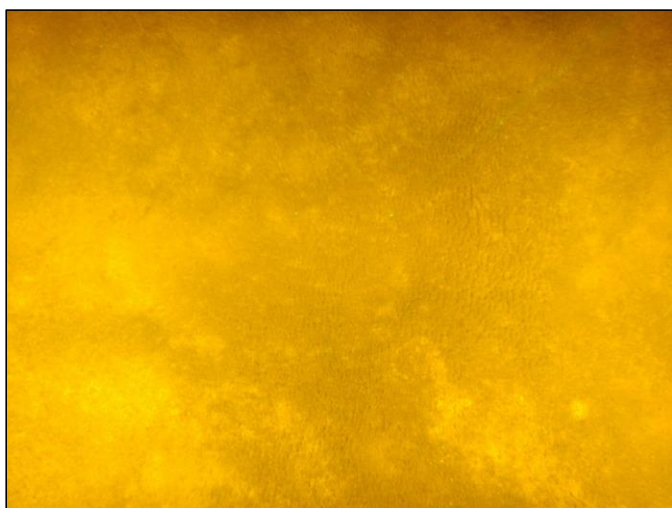


Figur 2 & 3. Jämn oxiderad mjukbotten med små gropar och spår. En abborre högst upp i högra bilden.



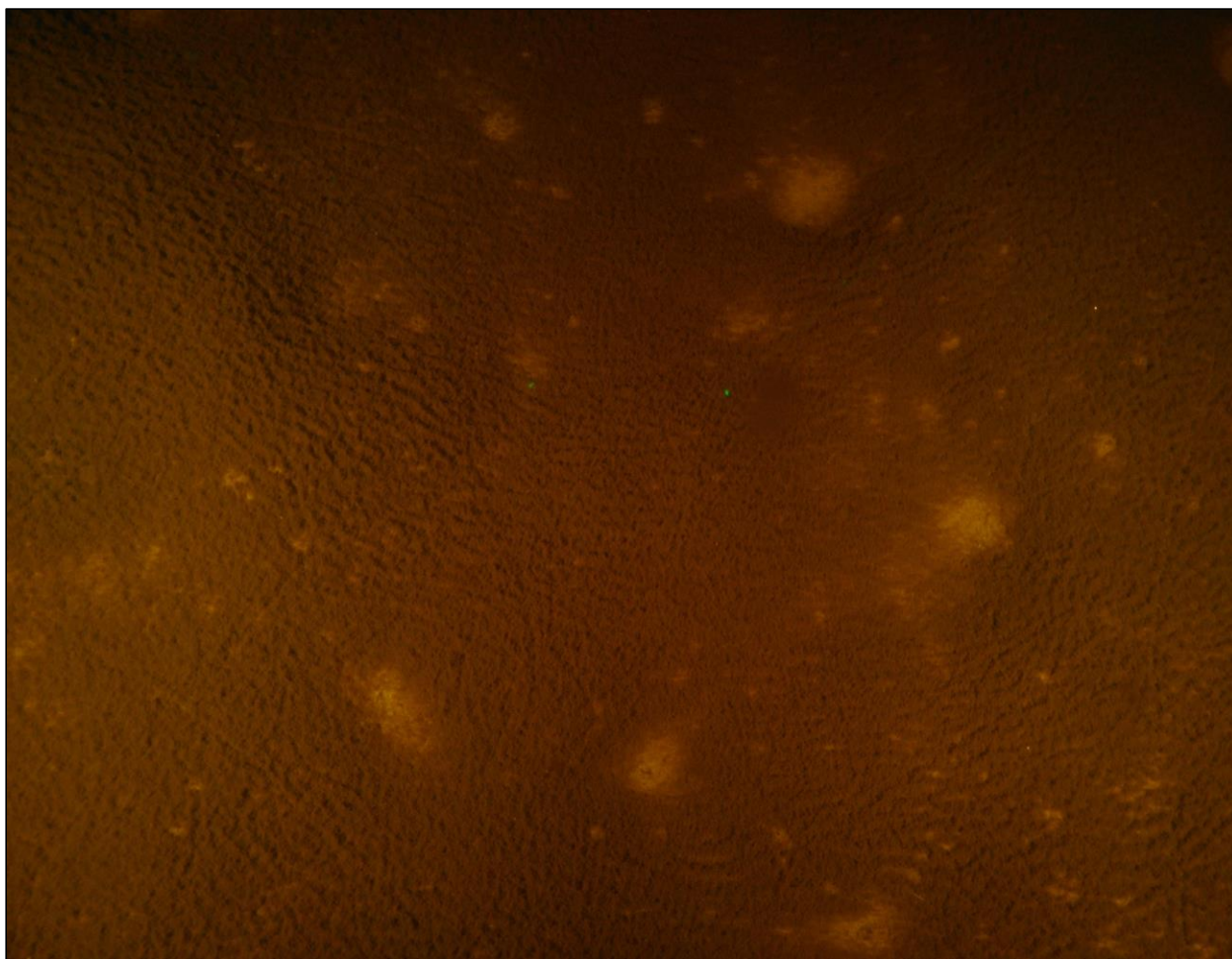
Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Avvikande rostbruna skikt vid 3-7 cm Avvikande bruna skikt vid 14-18 cm

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 652 1982	Easting: 499 743	Vattendjup (m): 14,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-02 12.50	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Ersättningslokal för ac004			
Slutsats/kommentar: Ersättningslokal för ac004. Vi försökte med kajakprovtagaren 6 gånger. Det kom upp material, men väldigt löst. Vissa gånger åkte det ut innan vi hann sätta dit handen, andra gånger rann det ut när vi skulle få dit 'pinnen'. Körde wünschen i maxhast, fick ändå bara 5-10 cm. Förekom grå, hård lera vid ett av huggen, troligtvis detta som hindrar djupare penetration. Analysprov ej tagna. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



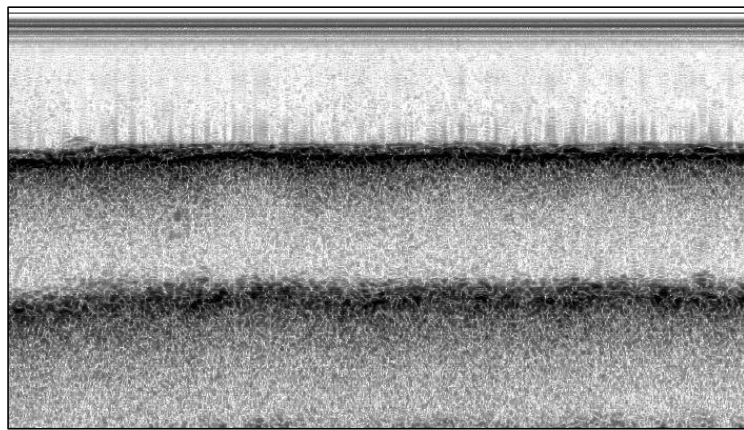
Figur 1. Jämn oxiderad mjukbottenyta med ett lätt, rödaktigt lager som lätt 'blåses bort' när kameran är nära botten. Undertill ett ljusare lager, lite vågigt men oklart om det är sand. Ytan jämn men med djupare gropar. Eventuellt en sten men osäkert.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 522 335	Easting: 499 380	Vattendjup (m): 15,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-05 19.29	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Ett hårdare lager längre ner förhindrade möjligheten att få ett kajakprov. Osäkert om man vågar prova med GEMAX. Analysprov ej tagna. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. En oxiderad mjukbotten där vita fläckar lyser igenom ett överliggande lager av gyttjelera.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 514 931	Easting: 489 286	Vattendjup (m): 9,0
Mätlinje: sp_vat22_a_d_3_LF		Tidpunkt: 2023-09-03 15.48	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-36	Postglacial gyttjelera	Fastare och mer konsoliderad nedåt i kärnan.	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Förefaller vara en enhet, men tydliga skillnader i redox. Ingen tydlig lukt, men blåsigt väder. Små oligochaeter i ytan innan kärnan trycktes ut. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är i stort sett utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2. En oxidiserad, jämn mjukbottenyta med lite fördjupningar och små valkar. Eventuellt maskhål.

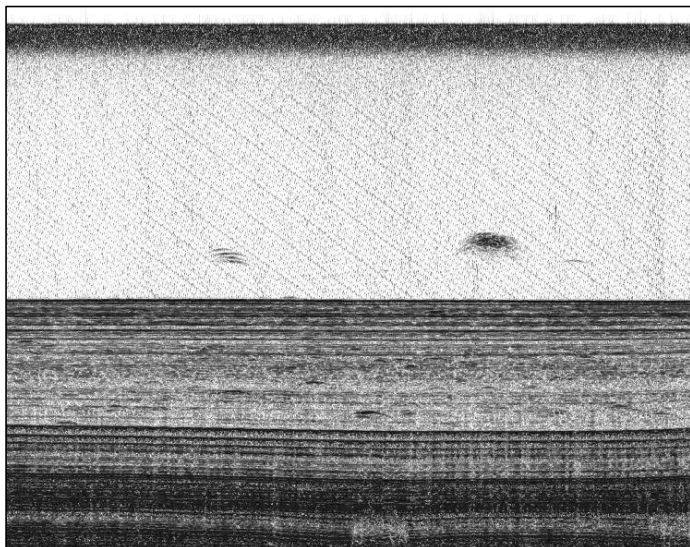


Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. De översta 12 cm uppvisar mörkgråa reducerad skikt.



Figur 4. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 514 714	Easting: 490 144	Vattendjup (m): 16,0
Mätlinje: sp_vat22_a_d_2_LF		Tidpunkt: 2023-09-03 13.34	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-33	Postglacial gyttjelera		Ökande konsolidering nedåt i kärnan.
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Tydligt mer reducerat 13-19 cm, men reducerade skikt i hela kärna förutom översta 3 cm. Ingen lukt men det var ganska blåst. Små oligochaeter (troligtvis) sticker upp från GEMAX-huggens yta. Analysprov taget på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodspil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provpositionen är mitt i profilen i sidled. De mörka ekona i vattenkolumnen ovanför bottenytan kan vara fiskar/fiskstim.



Figur 2. En jämn mjukbotten med små gropar och valkar.

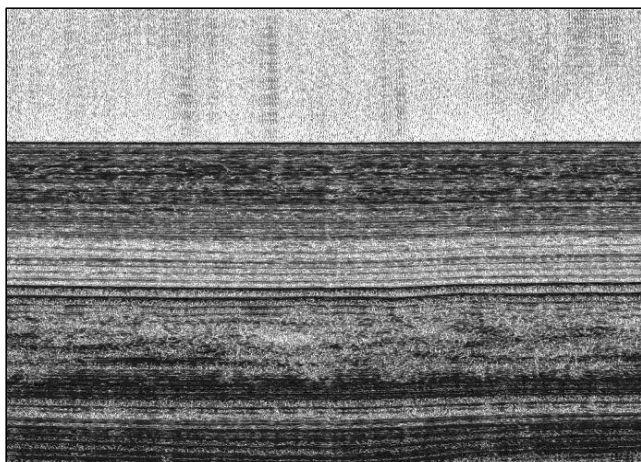


Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 4. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 513 594	Easting: 490 272	Vattendjup (m): 22,0
Mätlinje: sp_vat22_a_d_1_LF		Tidpunkt: 2022-10-05 15.00	
Provtagare: GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-65	Postglacial lergyttja	Underkonsoliderad i övre delen men gradvis fastare nedåt	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov? Datering Pb210.			
Slutsats/kommentar: Postglacial lergyttja, oxiderad 0–2 cm sedan reducerade skikt. Ingen lukt. Analysprov tagna på nivåerna 0–5 cm. 10–15 cm och 20–25 cm. Prov för radiometrisk datering (Pb-210) tagna på 0–40 cm Pb210 - resultaten från 2022 visar en SAR på 0.29 cm/år. dvs lite drvgt 3 år per cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

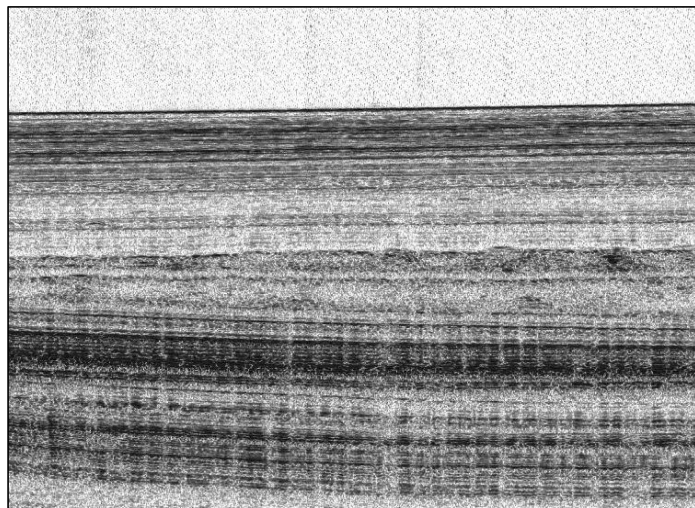


Figur 2. Övre delen av sedimentkärna tagen med GEMAX-provtagare. Uppåt är till vänster i bild.

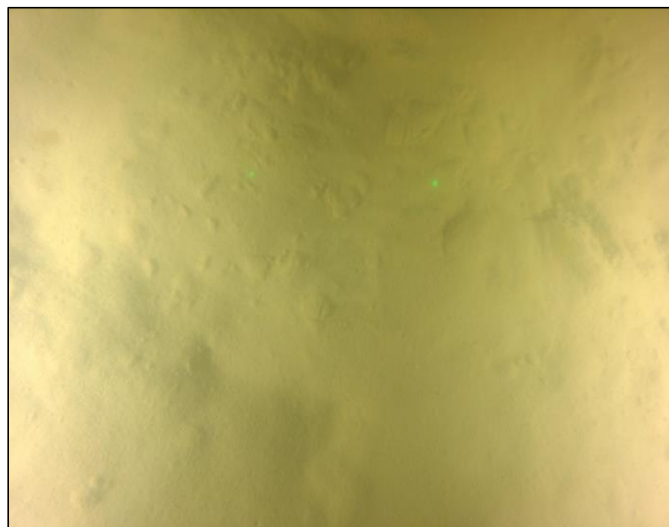


Figur 3. Nedre delen av sedimentkärna tagen med GEMAX-provtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 512 882	Easting: 489 976	Vattendjup (m): 18,0
Mätlinje: sp_vat22_a_d_1_LF		Tidpunkt: 2023-08-23 12.19	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-43	Postglacial gyttjelera		Gradvis ökande konsolidering nedåt i kärnan.
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Inga synliga/tydliga gränser i kärnan vilket tyder på kontinuerlig ackumulation. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspålsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Därunder en möjligen erosiv kontakt mot ett lager med något snedställd skiktning. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

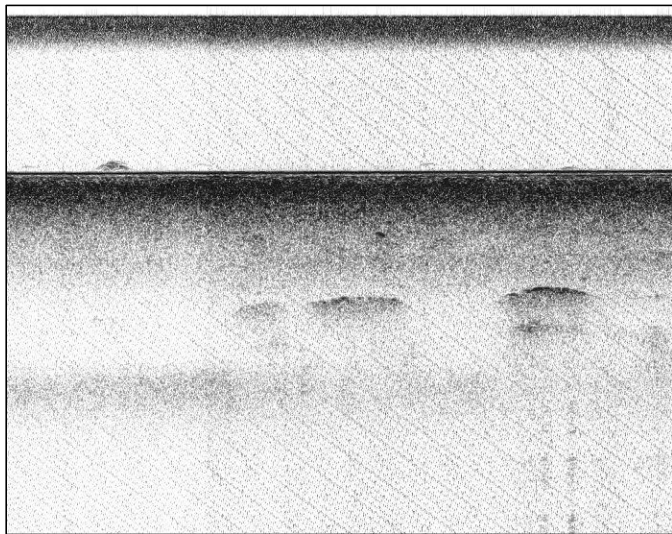


Figur 2. En jämn oxiderad bottenyta med antydning till små gropar.

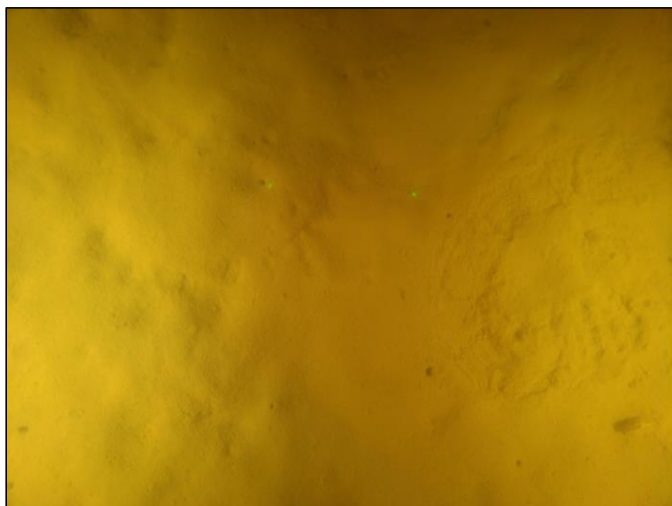


Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 514 078	Easting: 489 250	Vattendjup (m): 9,5
Mätlinje: sp_vat22_a_d_3_LF		Tidpunkt: 2023-09-03 17.31	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-44	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Förefaller vara samma enhet, men med skillnader i redox. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodssprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. Oxiderad mjukbottenyta med ganska jämn morfologi men vissa fördjupningar och förhöjningar samt hål, antingen gashål eller maskhål. Ett fåtal alger.

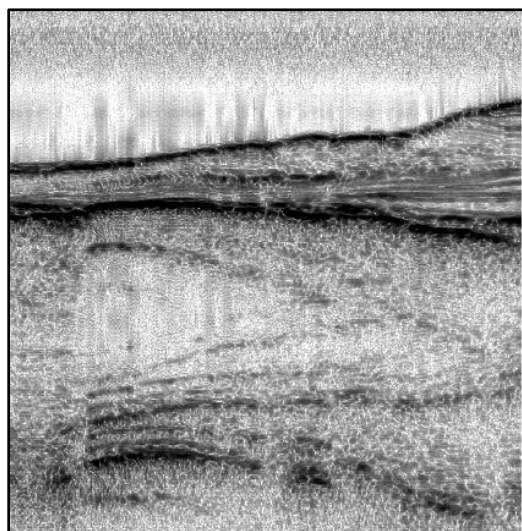


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

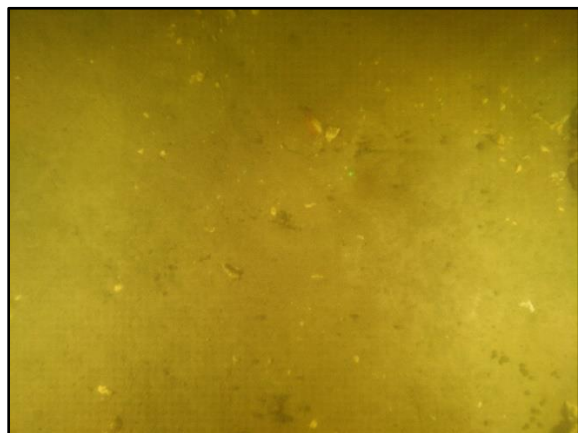


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 513 082	Easting: 489 235	Vattendjup (m): 2,9
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-07 11.05	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-2	Utsläpp från land av okänt material		Torrskorpa av nedanstående material
2-28	Utsläpp från land av okänt material		
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Hela lagerföljden är en helt antropogen fyllning. Det översta lagret med konkretioner kan vara en torrskorpa av det nedre materialet då allt verkar härstamma från ett utsläpp av en produkt på land men som sedan runnit ner i Kamapviken. Torrskorpan skulle då ha bildats på land. Analysprov tagna på nivån 0-2 cm och 2-7 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodprofil som uppvisar ett oregelbundet översta lager underlagrat av ett lager med delvis planparallell skiktning som i sin tur överlagras av ett hårdare sediment, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn oxiderad mjukbotten med en del mindre ojämnheter och ljusa fläckar, troligen en blandning av kräftskal och bitar av den översta enheten, torrskorpan.



Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

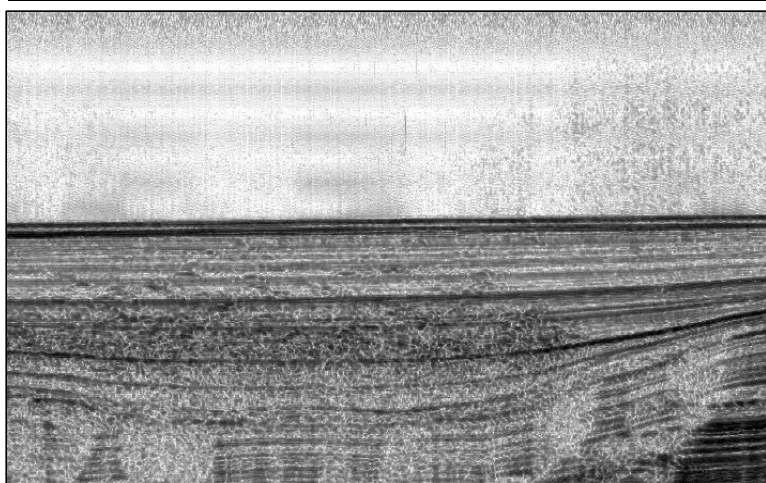


Figur 4. Enhet två homogeniserad

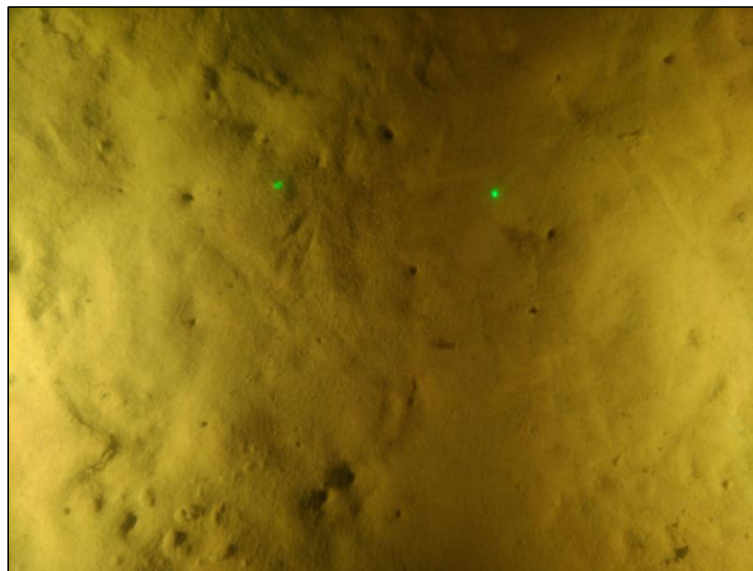


Figur 5. Torrskorpekonkretioner från den översta enheten

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 513 454	Easting: 489 247	Vattendjup (m): 6,2
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-07 16.23	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-17	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
17-30	Postglacial gyttjelera		Överkonsoliderad
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Den övre enheten är betydligt lösare än den nedre så det är troligen en hiatus mellan de två enheterna. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil som visar planparallell skiktning under en ganska markant dubbel bottenytreflex. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

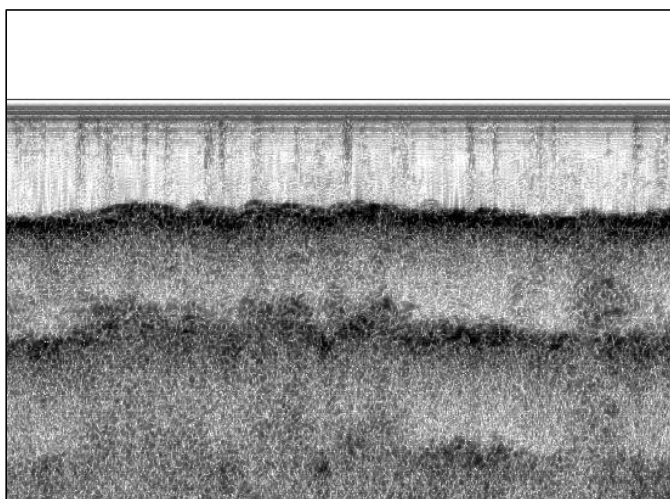


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta med små gas- och/eller maskhål.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Den troliga hiatusen är vid 17-cm nivån.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 512 712	Easting: 488 593	Vattendjup (m): 2,2
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-11 11.07	
Provtagare: Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-1	Postglacial lergyttja		
1-30	Fyllning		Enheten består enbart av träfibrer.
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Massafibrer, toppen av en fiberbank. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson. UV-bild saknas.			

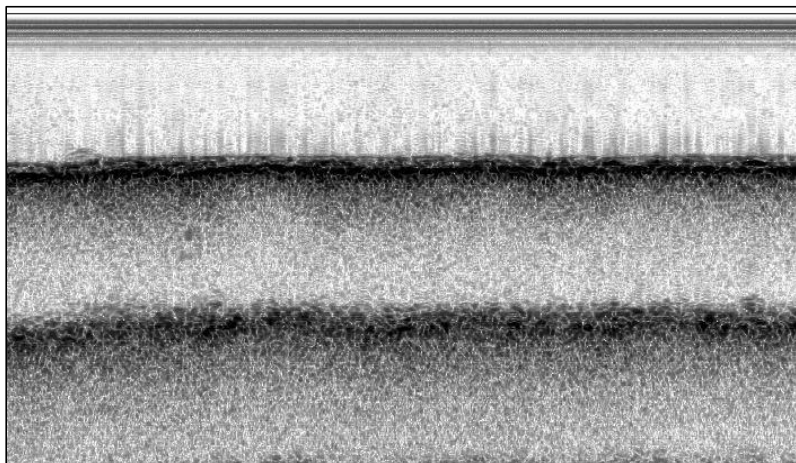


Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Profilen är mestadels utsläckt och visar en oregelbunden, möjligen antropogent störd botten.

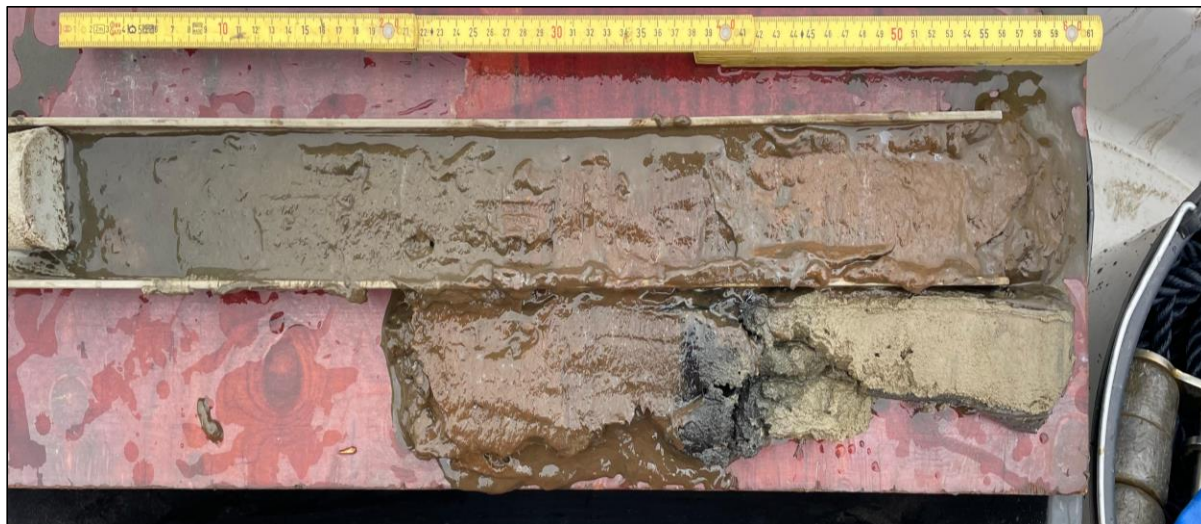


Figur 2. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Under ett tunnt skikt lergyttja finns enbart massafibrer.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 512 497	Easting: 488 498	Vattendjup (m): 3,3
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-11 12.21	
Provtagare: Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-78	Fyllning		Massafibrer
78-95	Postglacial lergyttja		Fiberrikt sediment
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Massafibrer som nedåt även är uppblandade med lergyttja, UV-bild saknas. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

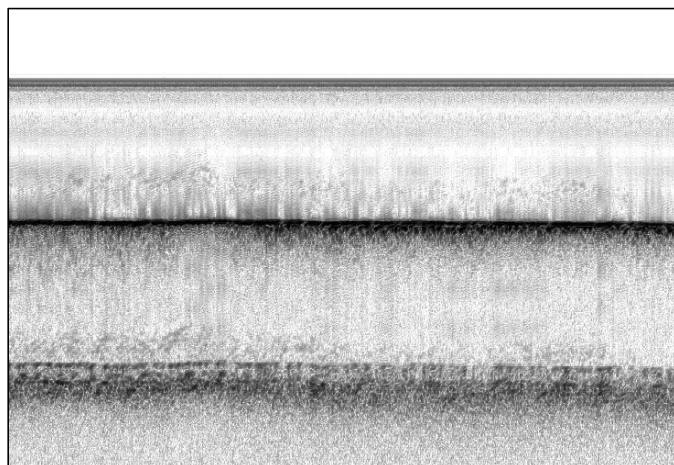


Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Kärnans fortsättning nedåt är lagd under den övre halvmeter. Kärnan innehåller mestadels massafibrer men uppblandat med naturligt bakgrundsmaterial.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 512 059	Easting: 488 732	Vattendjup (m): 4,4
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-23 15.15	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-44	postglacial lergyttja		fiberrikt sediment
Frågeställning: Miljöprov?			
Slutsats/kommentar: UV-bilden visar en jämn, oxiderad mjukbottenyta med rikligt med små gasavgångshål. Bildfil från UV-kameran saknas dock. Rikligt med gas i sedimentet, rikligt med "olja"fläckar, även misstänkt kreosot i fri fas Rikligt med barkflagor i hela kärnan. Hela kärnan luktar pappersbruk. Även den nedersta oxiderade delen är väldigt fibrös, men osäkert om det är naturliga eller antropogena fibrer. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

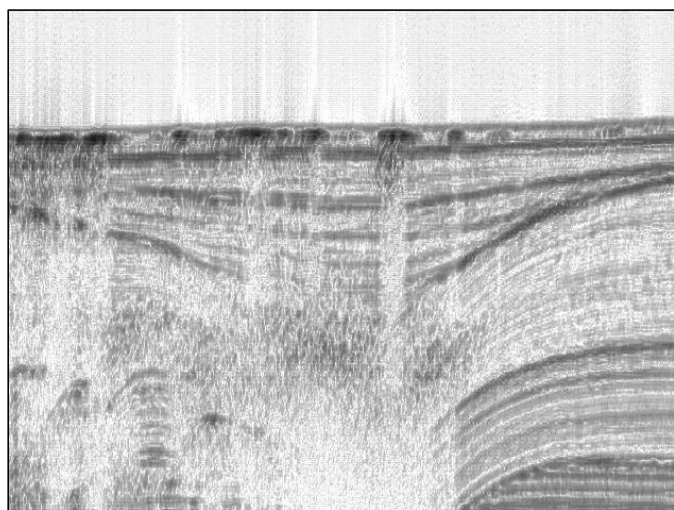


Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.

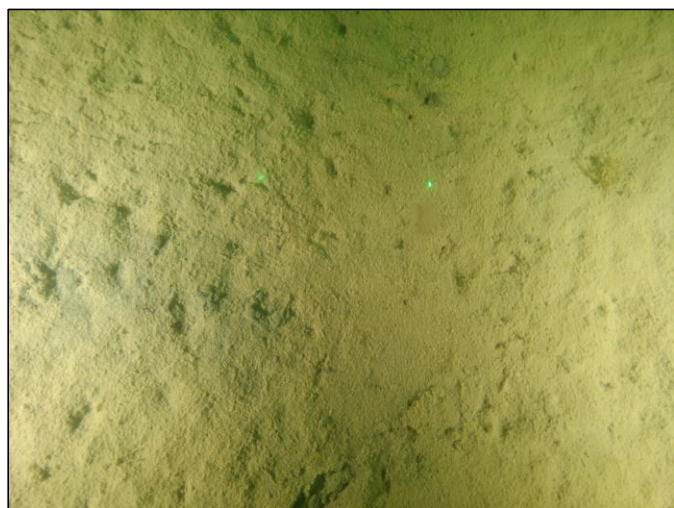


Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 511 570	Easting: 488 742	Vattendjup (m): 5,3
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-06 11.01	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-25	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
25-46	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Hela provet luktar tydligt av pappersbruk, speciellt de översta 25 cm. Övergången vid 25 cm är väldigt tydlig m.a.p. redox och konsolidering så den utgör förmodligen en hiatus. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är i vissa sektioner utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt. Den översta delen är planparallellt skiktad.

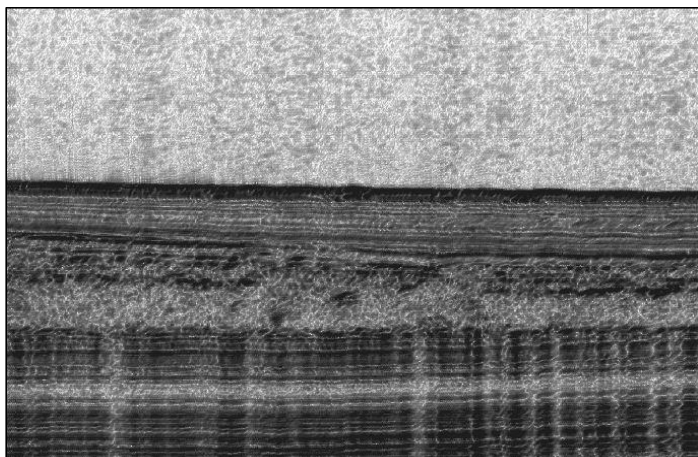


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta med måttligt med gasavgångshål.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Övergången vid 25 cm är väldigt tydlig m.a.p. redox och konsolidering så den utgör förmodligen en hiatus.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 511 061	Easting: 488 931	Vattendjup (m): 7,8
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-23 17.36	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0–5	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
5–18	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Den översta enheten bedöms vara en recent avlagring och vara värd att provta, den undre enheten bedöms vara markant äldre och är därmed inte intressant för provtagning. De båda enheterna verkar skiljas åt av en hiatus. Då översta enheten bara sträcker sig ner till 5 cm tas inga prov för kemi på denna lokal Ansvarig geolog: Olof Larsson			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En oxiderad jämn mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 509 544	Easting: 491 096	Vattendjup (m): 83,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-23 18.47	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-17	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
17-52	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: De två enheterna skiljer sig beträffande redox och konsolidering, men skillnaden är inte så stor att det bedöms vara en hiatus, kanske ändrade sedimentationsförhållanden. Lokalbild saknas. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

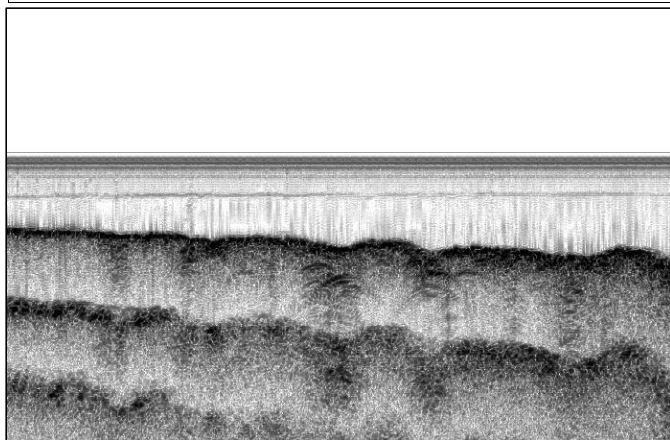


Figur 1. En jämn, oxiderad mjukbotten med små ojämnheter.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 512 879	Easting: 488 650	Vattendjup (m): 2,2
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-09-11 10.08	
Provtagare: Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-75	Postglacial lergyttja		Stor antropogen påverkan
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera med stor antropogen påverkan. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			

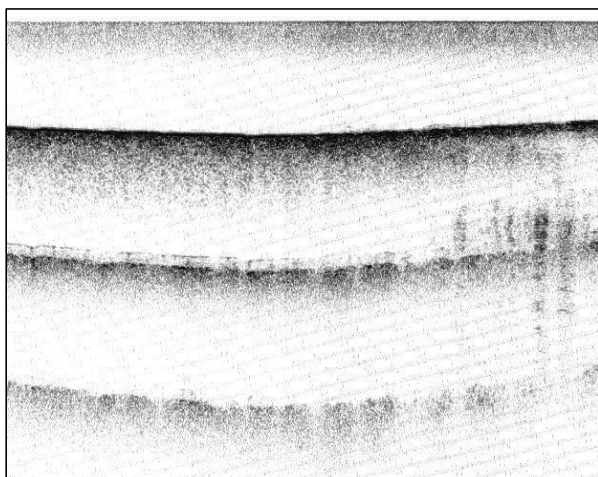


Figur 1. Sedimentekolodspil som visar en oregelbundet undulerande bottenyta och därunder huvudsakligen utsläckning. Det är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Sektionen med kärnans understa två decimetrar är lagd ovanför sektionen 0–60 cm.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northning: 6 521 468	Easting: 497 234	Vattendjup (m): 6,4
Mätlinje: sp_vat22_a_e_4_LF	Tidpunkt: 2022-10-16 18.04		
Provtagare: Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-44	Postglacial gyttjelera		
44-50	Postglacial gyttjelera	Överkonsoliderad	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Två enheter med postglacial gyttjelera med en hiatus och erosionsyta mellan de båda. Den övre enheten bedöms vara recent sedimenterad. Provet är taget på en svag sluttning. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt (utom i högra delen där djupare ekon kan skönjas) vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.

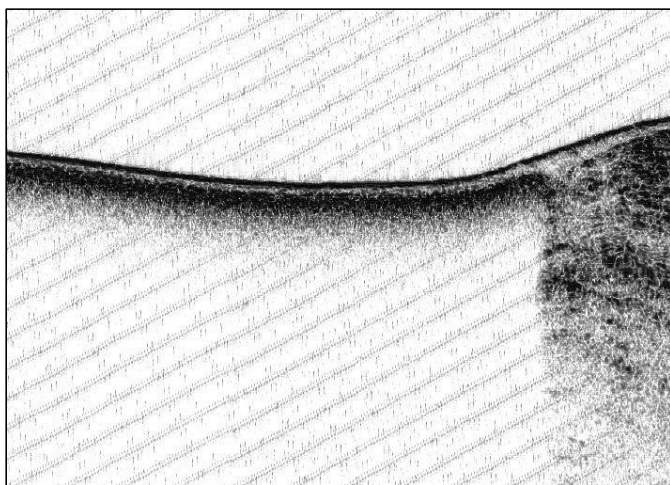


Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 520 724	Easting: 497 525	Vattendjup (m): 10,05
Mätlinje: sp_vat22_a_e_3_LF		Tidpunkt: 2022-10-16 15.41	
Provtagare: Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-1	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
1-22	Postglacial gyttjelera		Överkonsoliderad
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Eroderad äldre postglacial gyttjelera med reducerade skikt som underlagrar lös recent postglacial gyttjelera. Mellan dessa enheter har vi en hiatus på några tusen år. Analysprov ej tagna, för tunt recent skikt. Ansvarig geolog Olof Larsson.			

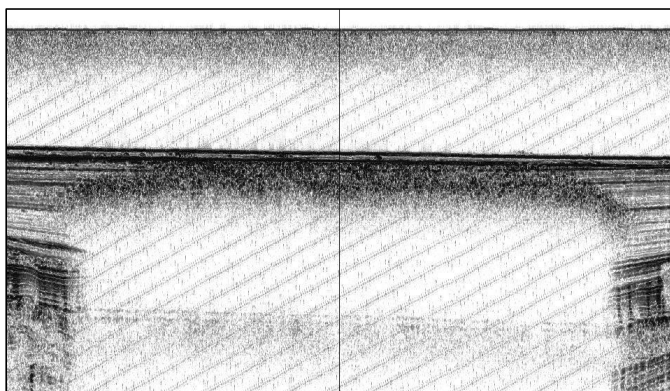


Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt (utom i högra delen) vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 519 643	Easting: 496 433	Vattendjup (m): 4,76
Mätlinje: sp_vat22_a_e_3_LF		Tidpunkt: 2022-10-16 16.19	
Provtagare: Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-24	Postglacial gyttjelera	Underkonsoliderad	
24-38	Postglacial gyttjelera	Överkonsoliderad	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Två enheter med postglacial gyttjelera med en hiatus och erosionsyta mellan de båda. Mycket smått organiskt material i kärnan. Den övre enheten bedöms vara recent sedimenterad. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspålsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpuls från ekolodet är utsläckt centralt i bilden vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

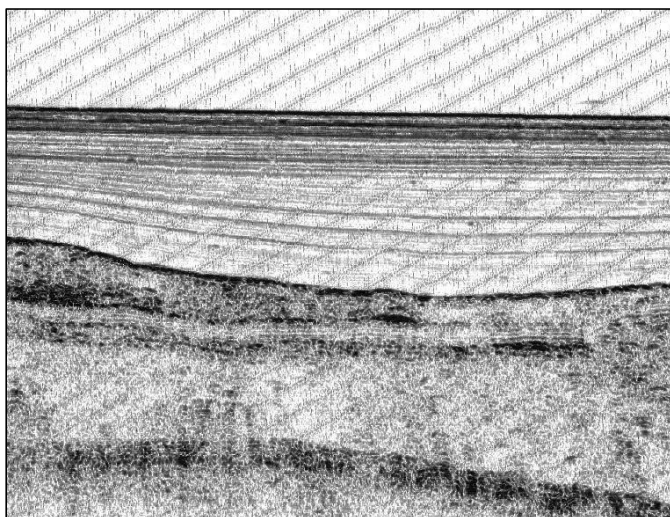


Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 4. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 517 658	Easting: 495 706	Vattendjup (m): 13,0
Mätlinje: sp_vat22_a_e_1_LF		Tidpunkt: 2022-10-04 18.30	
Provtagare: Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0–8	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
8–20	Postglacial gyttjelera		
20–26	Postglacial gyttjelera		Överkonsoliderad
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov? Provtagning för Pb210!			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera, gradvis mer konsoliderad mot djupet. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0–29 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			

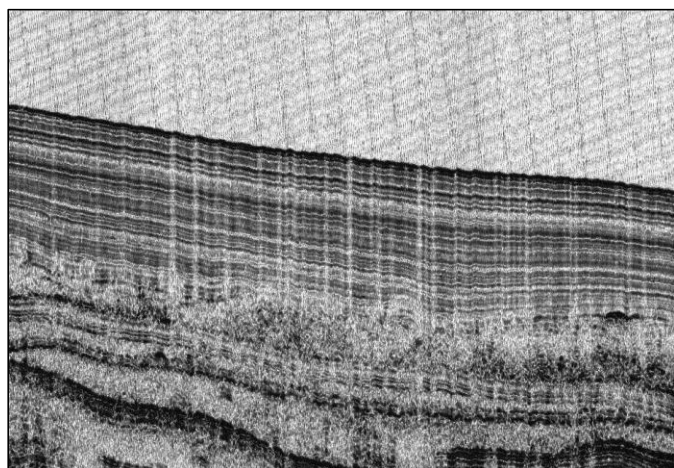


Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

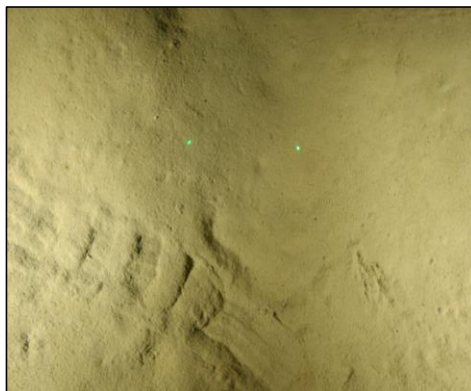
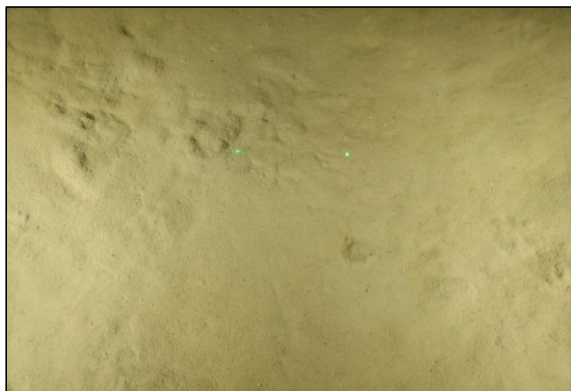


Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 514 542	Easting: 494 828	Vattendjup (m): 27,0
Mätlinje: sp_vat22_a_e_7_LF		Tidpunkt: 2023-08-26 12.35	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-12	Postglacial lergyttja		Underkonsoliderad
12-41	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Som på många andra lokaler i den här delen av Vättern så är det en tydlig konsolideringsgräns i samband med övergången från en överliggande reducerad enhet ner till den underliggande oxiderade delen. Analysprov tagna på nivå 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsperspektiv som visar en svagt sluttande botten med planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

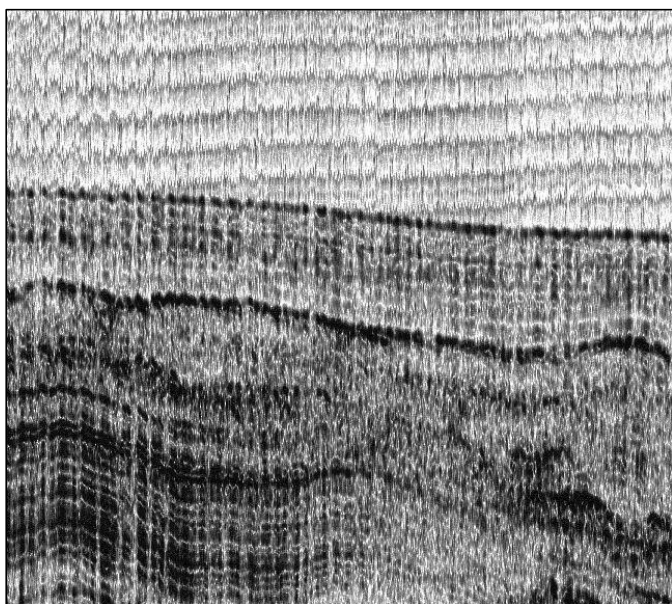


Figur 2 & 3. Jämn oxiderad mjukbottenyta med rikligt med spår på botten, osäkert från vad. Inte samma typ som på djupare bottnar. Här är de mer som en bandvagn med bara ett band. Kräfter kanske?

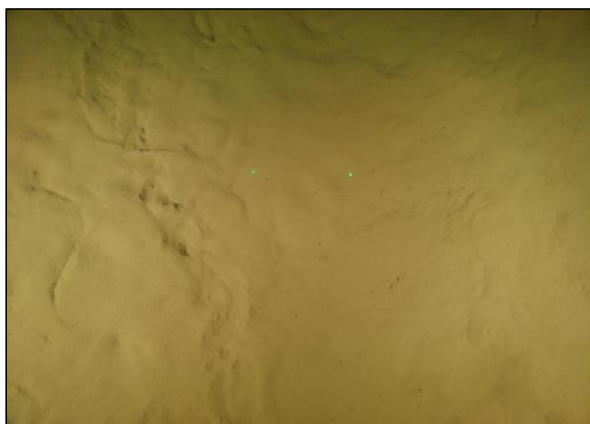


Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Som på många andra lokaler i den här delen av Vättern så är det en tydlig konsolideringsgräns i samband med övergången, i detta fall vid ca 12 cm från en överliggande reducerad enhet ner till den underliggande oxiderade delen.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 511 852	Easting: 494 838	Vattendjup (m): 90,0
Mätlinje: sp_vat22_a_e_5_LF		Tidpunkt: 2023-08-25 14.25	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-20	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
20-50	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Något ökad konsolideringsgrad vid 20 cm, där övergången från reducerad till oxiderad sker. Men ingen markant gräns, ingen hiatus, men kanske ändrade sedimentationsförhållande. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar en svagt sluttande botten med planparallell skiktning under bottenytan. Provmpositionen är mitt i profilen i sidled.

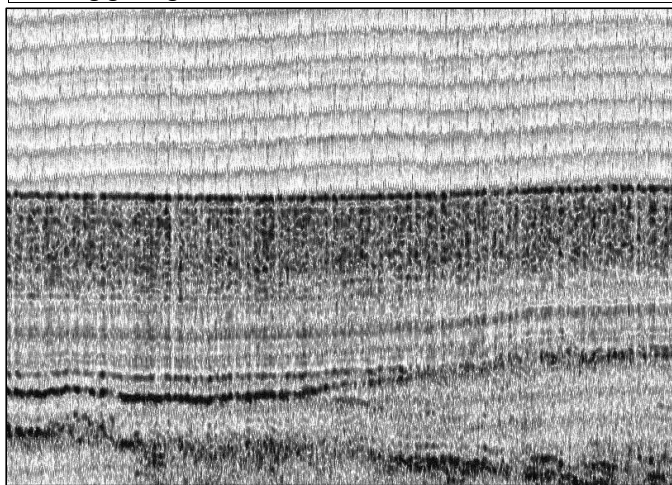


Figur 2 & 3. En jämn oxiderad mjukbottenyta med spår. En fisk observerades vid fotograferingen av botten.

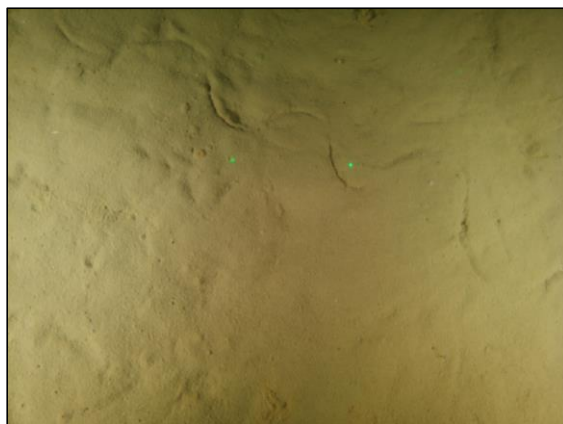


Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 510 599	Easting: 494 247	Vattendjup (m): 92,0
Mätlinje: sp_vat22_a_e_5_LF		Tidpunkt: 2022-10-18 12:02	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-28	Postglacial gyttjelera		Gradvis ökande konsolidering nedåt i kärnan.
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210-datering?.			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0–5 cm, 5–10 cm och 15–20. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0–40 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil som visar otydlig skiktning under bottenytan. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

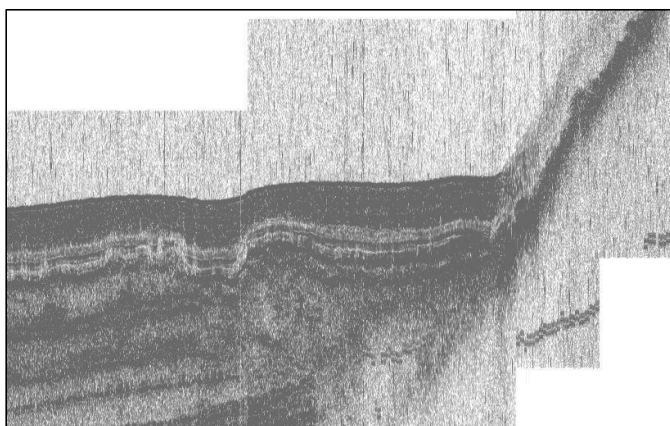


Figur 2 & 3. En jämn, oxiderd mjukbottenyta. Bottnarna i området har ofta något som ser ut som krypspår på botten, ovanligt för lokaler så långt ut och djupt. Men på denna lokal fångade kameran en hornsimpa som låg på botten. De kan vara orsaken till krypspåren.



Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 512 609	Easting: 496 134	Vattendjup (m): 80,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-25 11.32	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-22	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad
22-59	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Något ökad konsolideringsgrad vid 22 cm, där övergången från reducerad till oxiderad sker. en ingen markant gräns, ingen hiatus, men kanske ändrade sedimentationsförhållande. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil som visar planparallell skiktning under ett mörkt lager nära bottenytan. Till höger i bilden syns den branta sluttningen upp till grundare delar. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

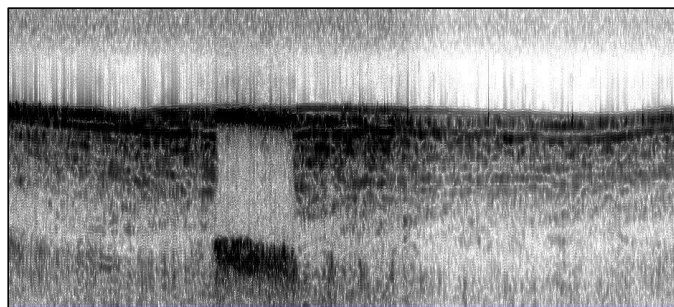


Figur 2 & 3. En jämn oxiderad mjukbotten med en del långsmala spår. Fiskar syntes vid foto-tillfället.



Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild

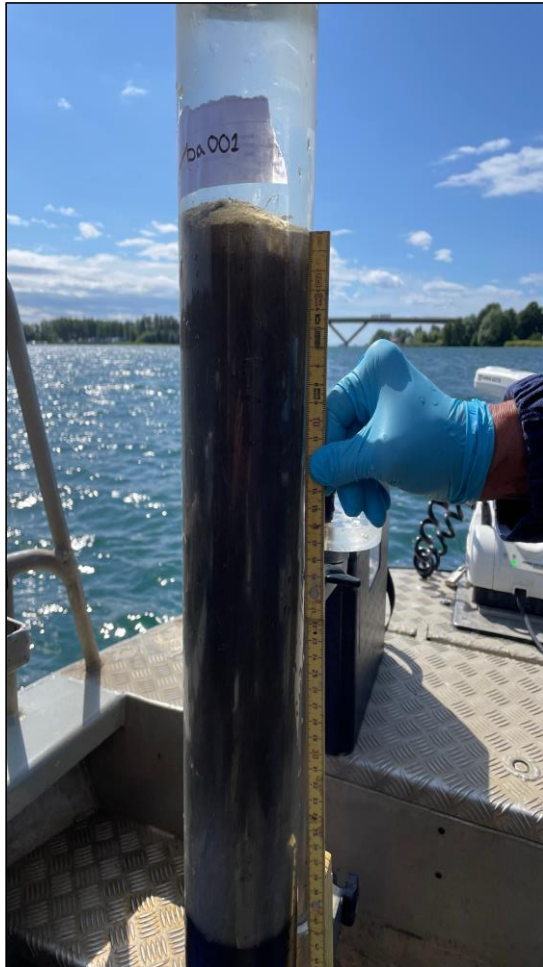
Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 488 017	Easting: 501 790	Vattendjup (m): 3,5
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-07 13.35	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-22	Sandig siltig gyttjelera	Viss strömacumulation kan förkomma	
22-24	Postglacial lera	Muddermassor?	
24-26	Sandig gyttjelera		
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Något tveksamt om kärnan representerar kontinuerlig ackumulation. Det grå lagret (22-24 cm) kan ha bildats vid en närliggande muddring med uppslammad äldre lera. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Håkan Johansson.			



Figur 1. Sedimentekolodprofil som visar ett tunt skikt som överlagrar ett planparallellt skiktat lager. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn mjukbotten med algbesväxning. Den gröna färgen kommer av dagsljus som når ner till det ringa vattendjupet.

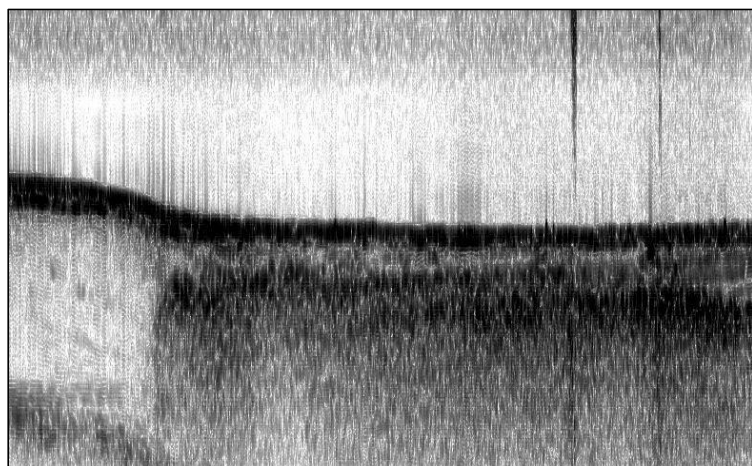


Figur 3. Sedimentkärna i ett av GEMAX-rören

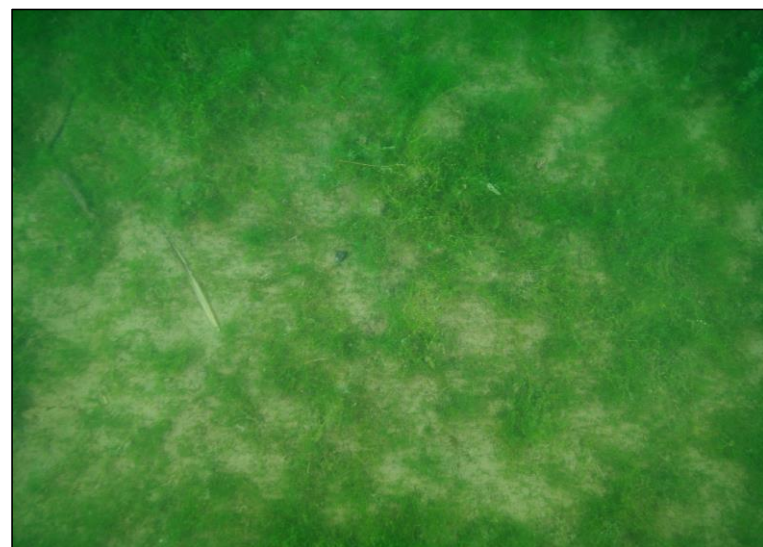


Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 487 697	Easting: 501 114	Vattendjup (m): 4,7
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-07 17.27	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-13	Postglacial finsandig grovsilt		lös i ytan måttligt kompakterad längre ner
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Analysprov ej tagna. Ansvarig geolog: Håkan Johansson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är i vänstra delen helt utsläckt. I resten av profilen går det att urskilja ett eko från ett hårdare lager under det översta.

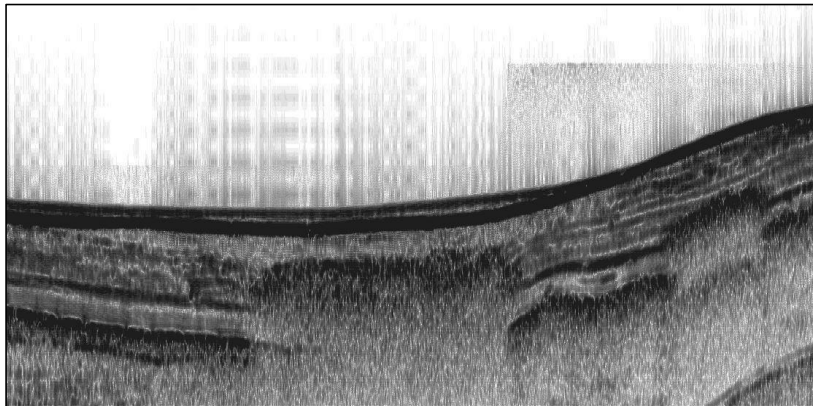


Figur 2. En jämn mjukbotten nästan helt täckt med vattenväxter/alger

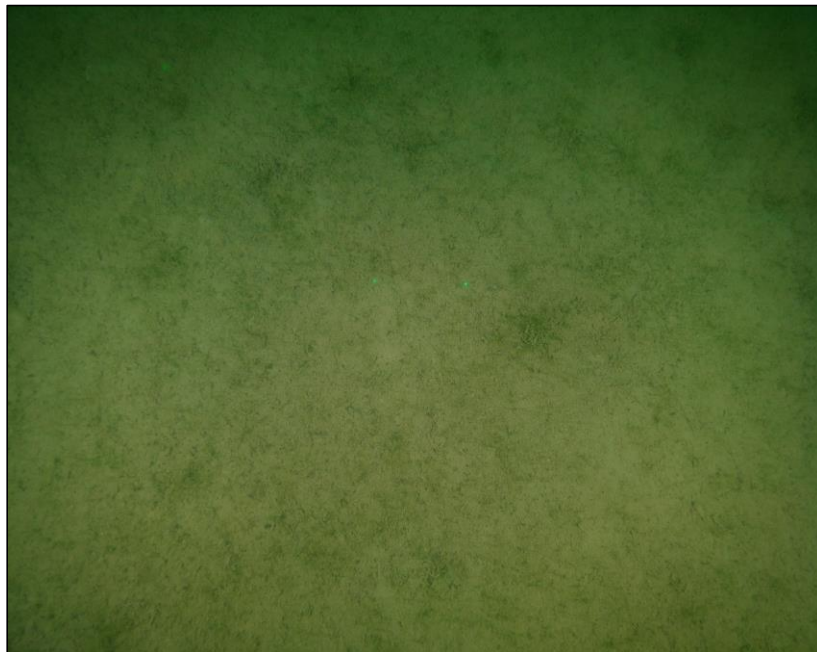


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 487 393	Easting: 500 203	Vattendjup (m): 9,5
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-07 18.11	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-30	Postglacial siltig gyttjelera		Enstaka sand/gruskorn.
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Förhållandet silt ler svårbedömt. Analysprov tagna på nivån 0–5 cm, 8–13 cm och 16–21 cm Ansvarig geolog Håkan Johansson.			



Figur 1. Sedimentekolodprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är i mitten av profilen utsläckt en bit ner i profilen vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.

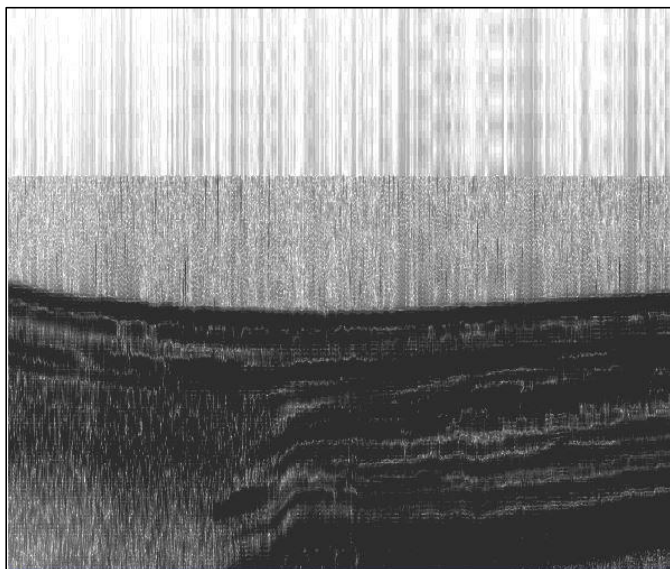


Figur 2. En jämn mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 486 653	Easting: 499 616	Vattendjup (m): 13,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-06 13.39	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-10	Postglacial lergyttja		Underkonsoliderad
10-41	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0–5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspårl som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

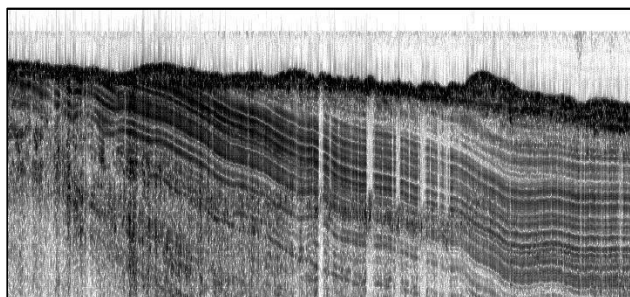


Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.

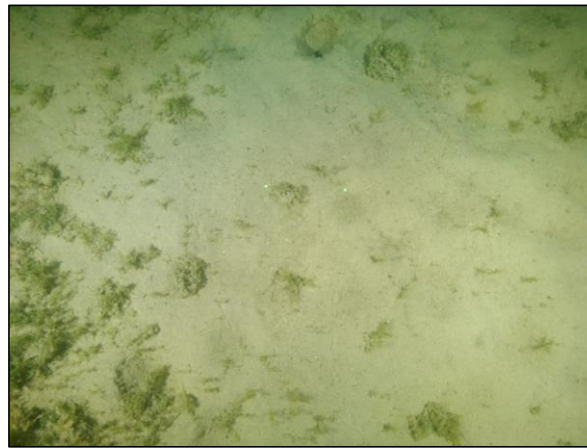


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 486 094	Easting: 500 594	Vattendjup (m): 3,3
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-12 16.41	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-8	Postglacial silt		
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Utgjordes nästan enbart av silt. Endast lite ler och organiskt material. Prov tas inte på denna lokal. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ett tunnt lager med undulerande överyta, möjligen antropogent påverkat, underlagras av åt höger lutande planparallell skiktning

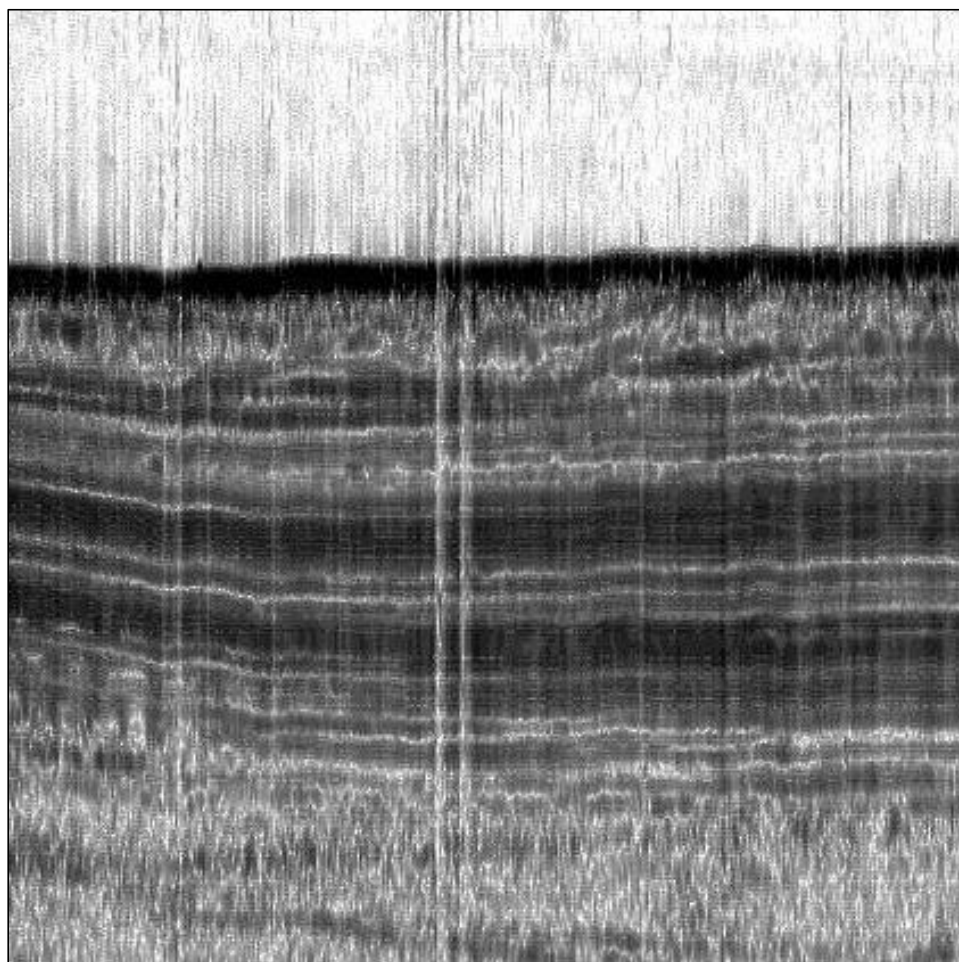


Figur 2 & 3. En jämn oxiderad mjukbottenyta, delvis täckt med gröna växter/alger.



Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 485 999	Easting: 500 319	Vattendjup (m): 5,5
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-12 15.50	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-3	Postglacial gyttjig lerig silt		Underkonsoliderad
3-5	Postglacial finsand		
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Bedöms innehålla, förutom huvudjordarten silt, även en del lera och gyttja. Till skillnad från lokal vat22_bb002 som bedömdes innehålla nästan ren silt. Men det är svårt att provta denna jordart med GEMAX, återvänder vid en senare tidpunkt med en liten Ekmanhämtare. Analysprov tagna på nivån 0-3 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil som direkt under bottenytan visar ett homogent lager som underlagras av ett lager med planparallell skiktning. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

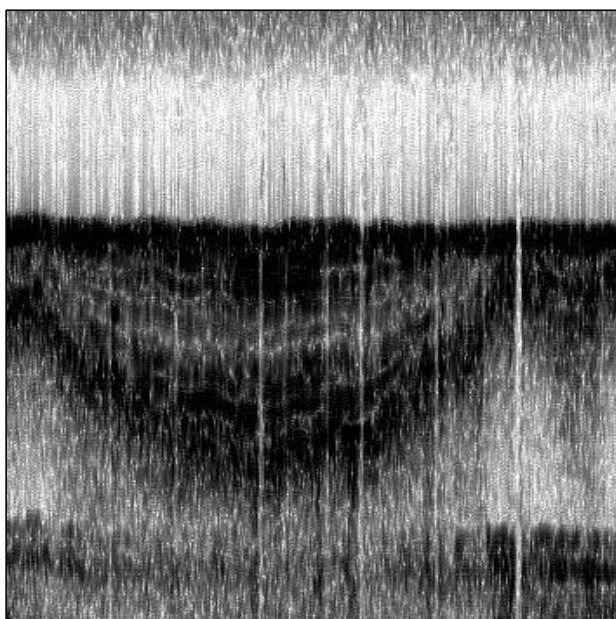


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbotten med gröna växter/alger och en del skal.

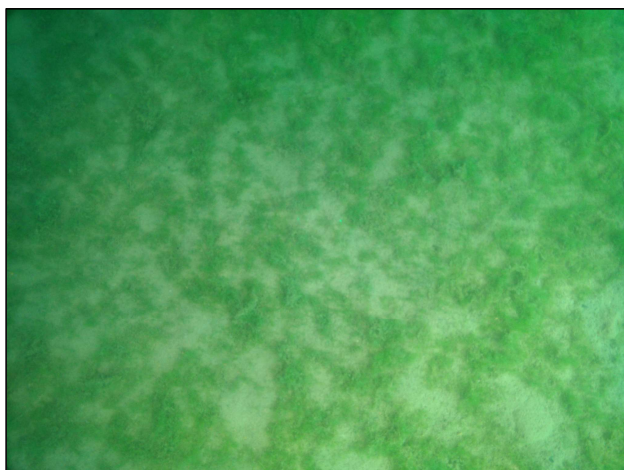


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 479 321	Easting: 492 140	Vattendjup (m): 4,3
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-05 09.43	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Detta sediment släppte ur röret så fort det kom upp ovanför vattenytan. Lokal ej lämplig för miljöprov. Ansvarig geolog Håkan Johansson.			

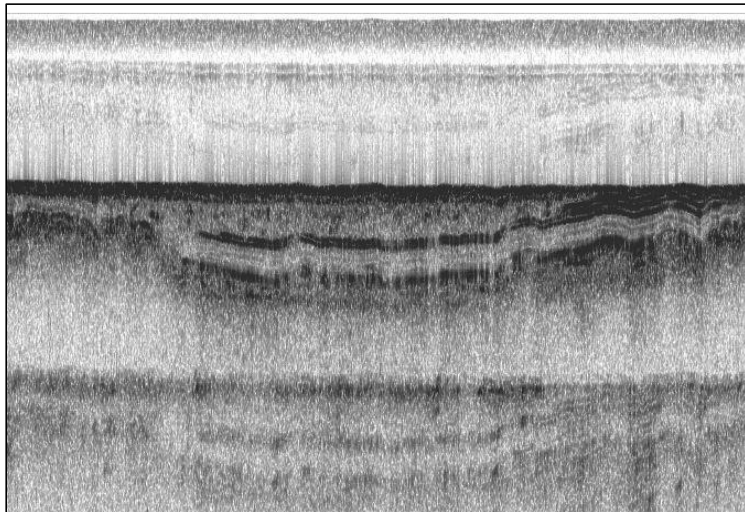


Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled, det vill säga i övre delen av ett skiktat sediment som fyller ett trång underlagrat av hårdare sediment.

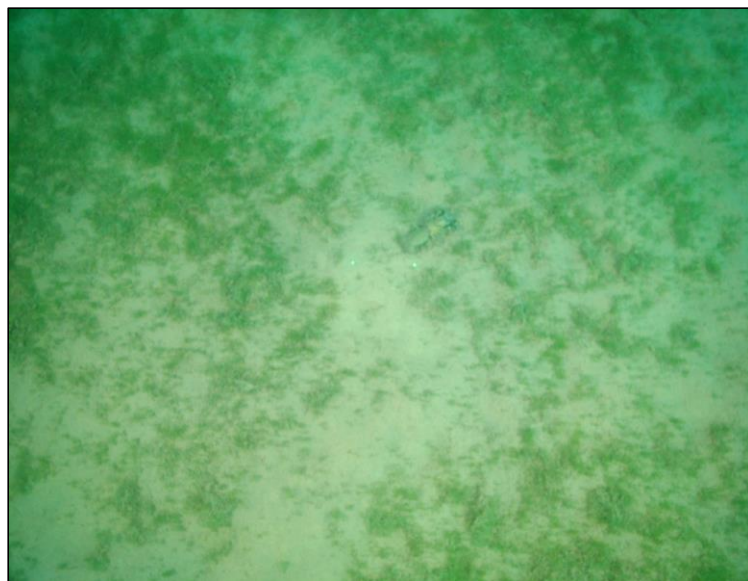


Figur 2. En jämn oxiderad mjuk bottenyta med fläckvis förekomst av växtlighet. En liten sten syntes.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 481 255	Easting: 492 145	Vattendjup (m): 8,8
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-05 12.02	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-5 cm	Postglacial finsand		Oxiderad yta
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Finsand med lite växtinslag. Ej lämplig för miljöprov. Ansvarig geolog Håkan Johansson.			

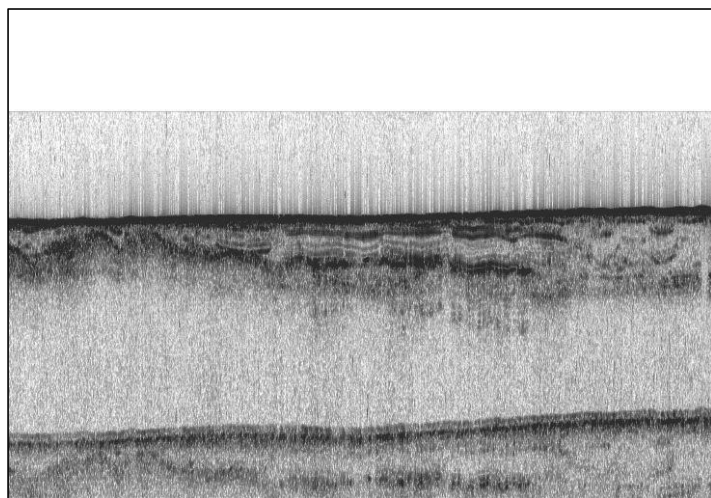


Figur 1. Sedimentekolodspålsprofil som visar ett grunt tråg fyllt med skiktade sediment. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn oxiderad sandbotten.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 482 597	Easting: 491 883	Vattendjup (m): 10,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-05 10.58	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-1	Sand	Tolkat endast från undervattensbilden	
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Det gjordes 4 st hugg med kajakprovtagaren utan att få upp något material i något av huggen. Sidledsförflyttning 1,5 m mellan huggen. Lokalen är ej lämplig för miljöprovtagning. Ansvarig geolog Håkan Johansson.			

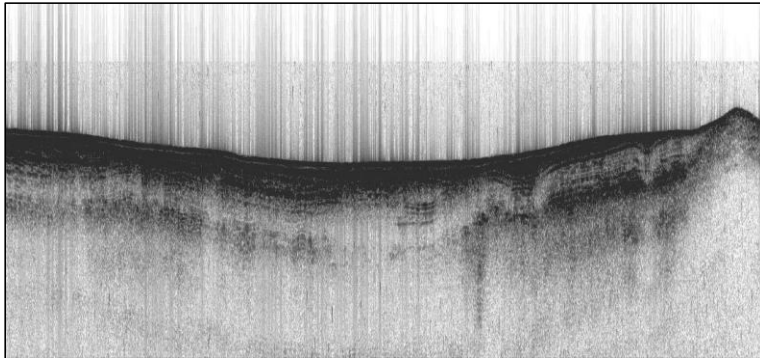


Figur 1. Sedimentekolodssprofil som visar viss skiktning i de översta lagren och som underlagras av en hård något undulerande yta, sannolikt morän eller berg. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn oxiderad sandbotten med enstaka gröna växter/alger.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 484 853	Easting: 490 366	Vattendjup (m): 27,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-07-05 13.20	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare, Kajakprovtagare, X-Ray			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-12	Postglacial lerig siltig finsand		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Ett kajakhugg med penetrationsdjup 12 cm. Lokalen är ej lämplig för miljöprov (utom möjligen nivån 0-4 cm. Ansvarig geolog: Håkan Johansson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar en flack svacka med ett mörkt svårtolkat lager som överlagrar ett hårdare underlag. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

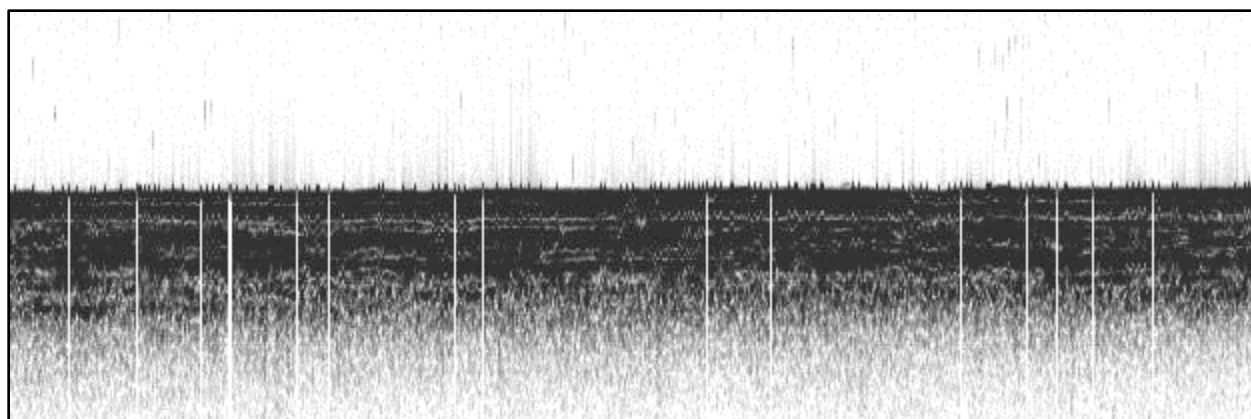


Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbotten.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 489 797	Easting: 498 191	Vattendjup (m): 16,0
Mätlinje: sp_vat22_b_d_012_LF		Tidpunkt: 2023-07-08 17.28	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-6	postglacial lerig silt		
6-21	postglacial lerig silt		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Lokalen bedömdes inte vara idealisk för analysprovtagning, men då den översta delen ändå innehåller en del ler gjordes ändå ett försök.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

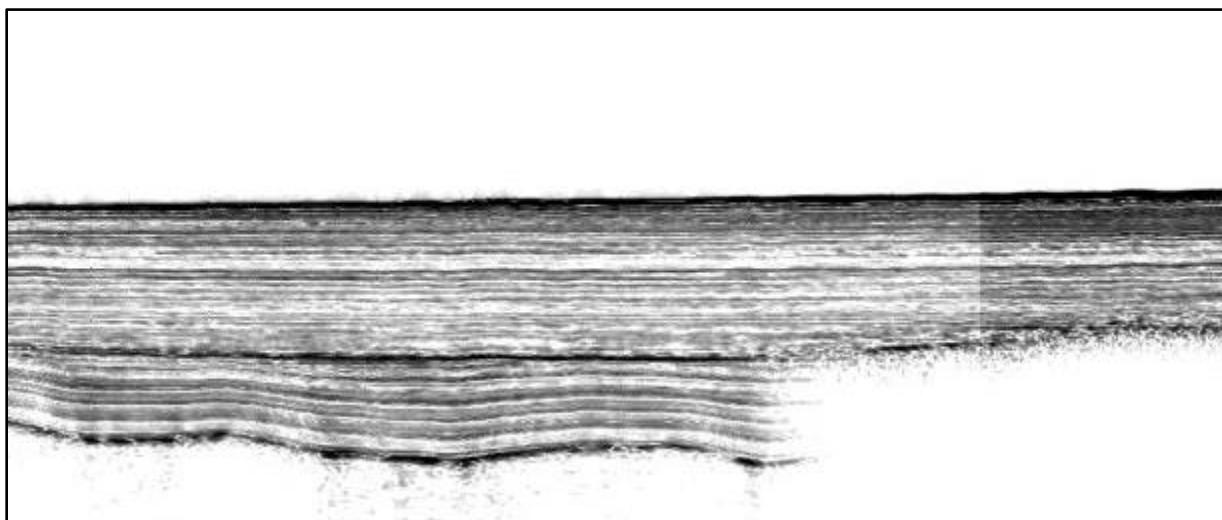


Figur 2. En UV-bild som visar en jämn och slät mjukbottenyta.

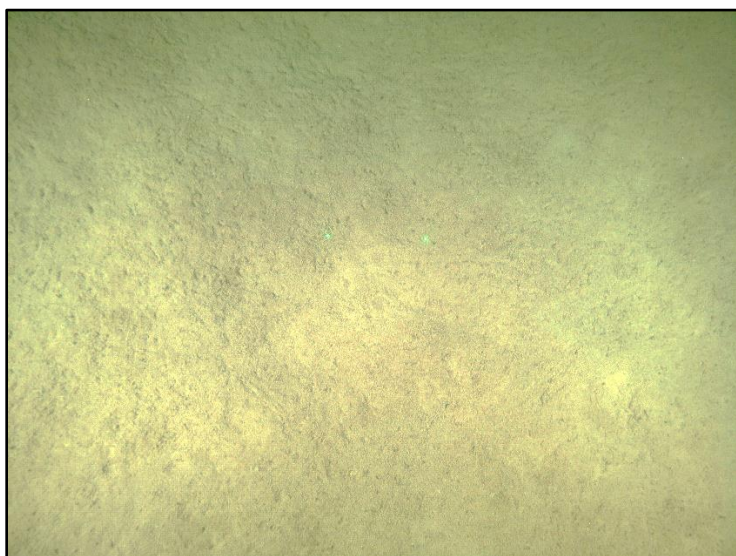


Figur 3. Sedimentkärna tagen med Kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bilden.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 487 064	Easting: 497 107	Vattendjup (m): 15,0
Mätlinje: sp_vat22_b_c_056_LF		Tidpunkt: 2023-07-08 16.47	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-8	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provlängden blev bara 8 cm vilket kan tyda på en hårdare, äldre enhet nedanför. Lokalen bedömdes inte vara lämplig för miljöprov.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Längre ner kommer en erosionsyta och nedanför den glacial lera. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

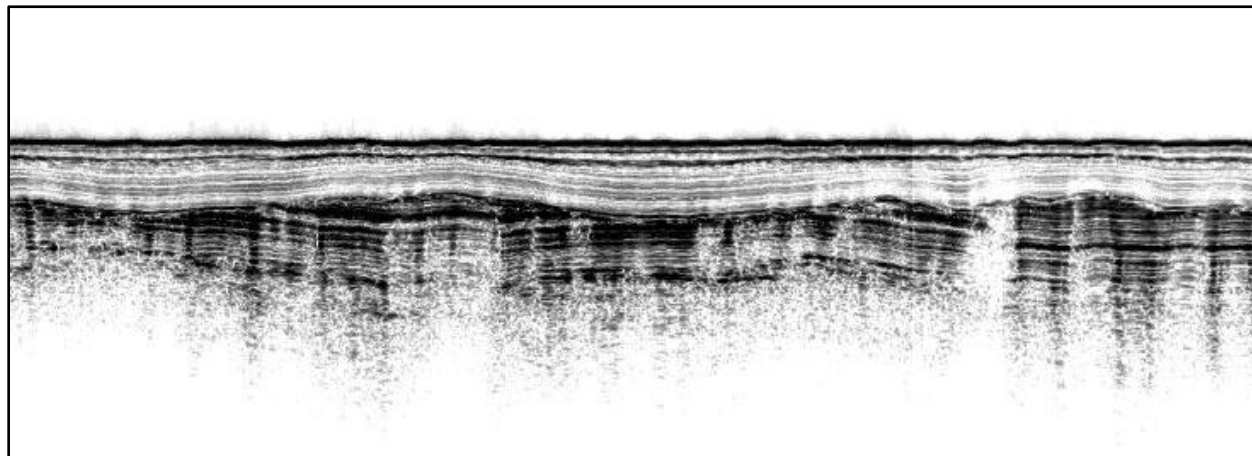


Figur 2. En UV-bild som visar en jämn och slät mjukbottenyta.

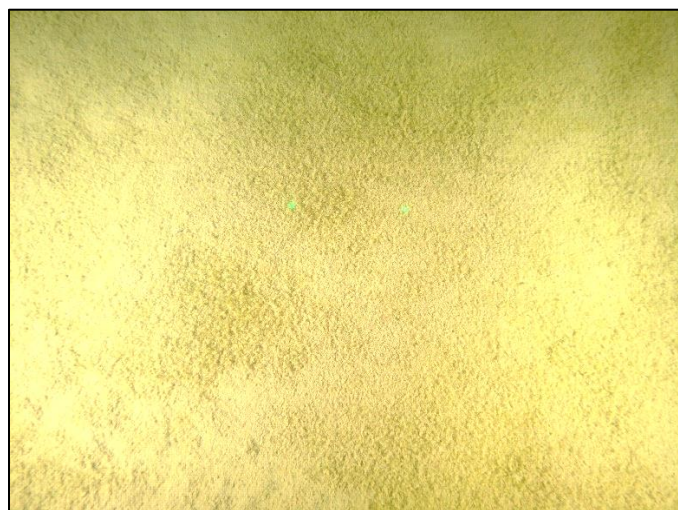


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bilden.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 486 543	Easting: 494 499	Vattendjup (m): 26,0
Mätlinje: sp_vat22_b_c_058_LF		Tidpunkt: 2023-07-08 13.20	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-1	Postglacial lera		
1-9	Postglacial sandig lera		
9-12	Postglacial lera		
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Det verkar inte vara någon bra ackumulationsbotten här men det är ont om sådana bottnar i området. Det kan vara värt att prova. Prov togs på nivån 0-5 cm.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Sen följer en erosionsyta och med glaciala leror därunder. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

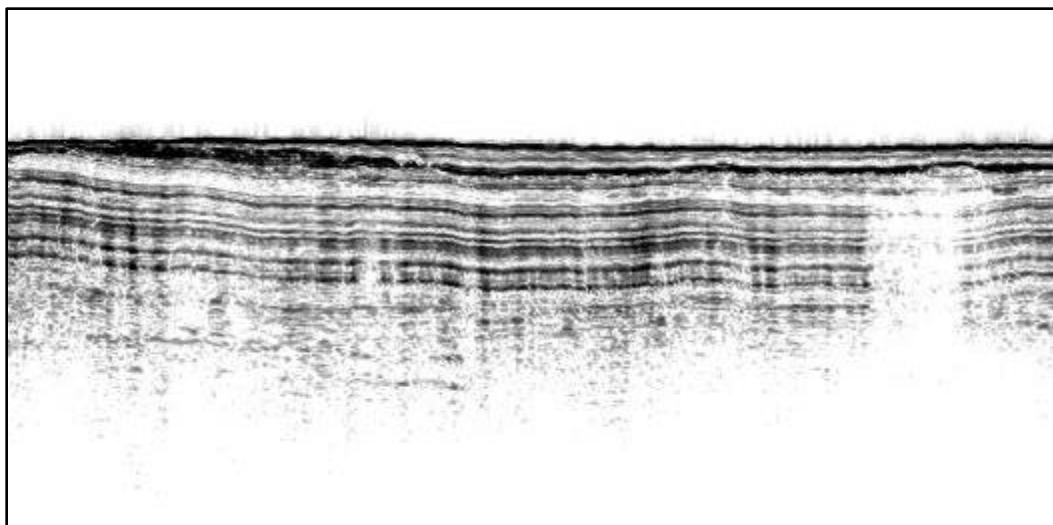


Figur 2. En UV-bild som visar en jämn och slät mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bilden.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 485 939	Easting: 492 556	Vattendjup (m): 23,0
Mätlinje: sp_vat22_b_c_059_LF		Tidpunkt: 2023-07-08 15.07	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-2	Residual	Residual från underliggande lera	
2-12	Postglacial lera	Äldre pg lera, kanske glacial lera	
12-13	Residual	Residual från underliggande lera	
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov?			
Slutsats/kommentar: Förefaller vara en erosionsbotten, därmed olämplig som analyslokal.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Sen följer en erosionsyta med glaciala leror därunder. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

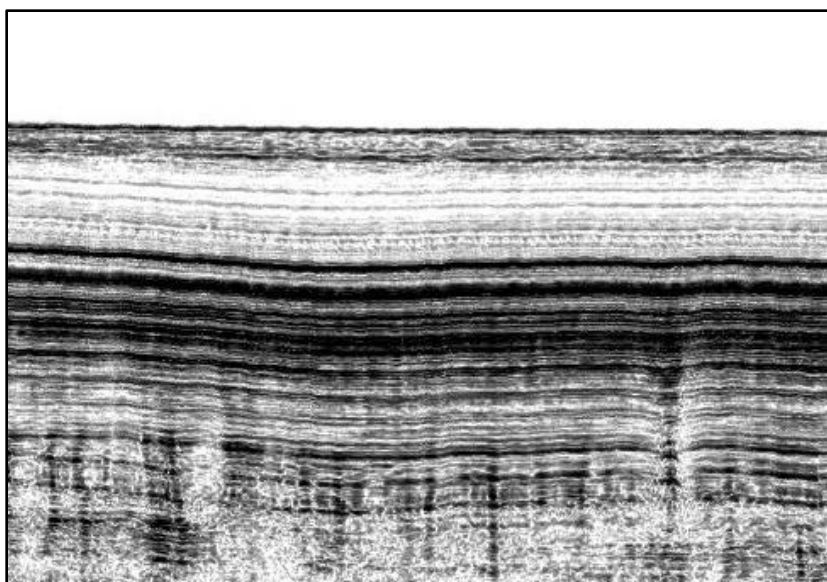


Figur 2. En UV-bild som visar en jämn och slät mjukbottenyta. Rikligt med krypspår.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bilden.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 483 764	Easting: 487 373	Vattendjup (m): 41,0
Mätlinje: sp_vat22_b_c_061_LF		Tidpunkt: 2023-07-05 14.17	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-2	Postglacial siltig gyttjelera		
2-38	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Gränsen mellan de båda enheterna som syns på sedimentekolodsbilden bedöms vara en erosionsyta och en hiatus. Den översta enheten kan vara värd att provta.			



Figur 1. Sedimentekolodsbild som visar planparallell skiktning under bottenytan. Sen följer en erosionsyta och med äldre leror därunder. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

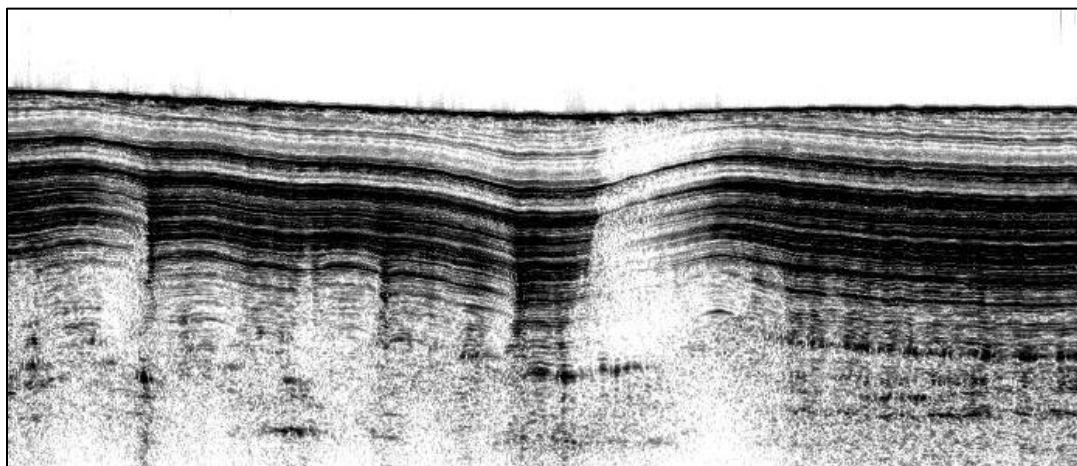


Figur 2. En UV-bild som visar en jämn och slät mjukbottenyta. Rikligt med krypspår.

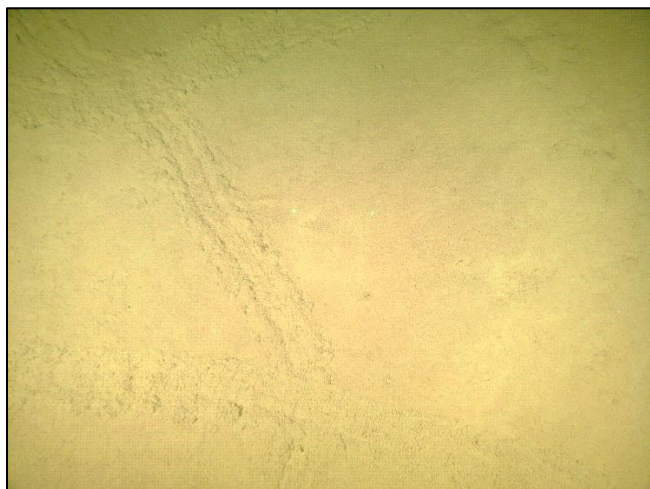


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bilden.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 482 568	Easting: 486 083	Vattendjup (m): 40,0
Mätlinje: sp_vat22_b_c_061_LF		Tidpunkt: 2023-07-05 15.15	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-4	Postglacial gyttjelera		
4-7	Postglacial lera		
7-8	Residual		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provresultatet och sedekoprofilen antyder att det bara är ett relativt tunt lager med nyare sediment över en äldre lera. Sandlagret utgör nog en residual från en äldre underliggande glacial lera. Lokalen är inte lämplig som miljöprovslokal.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under ett tunt ytlager. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

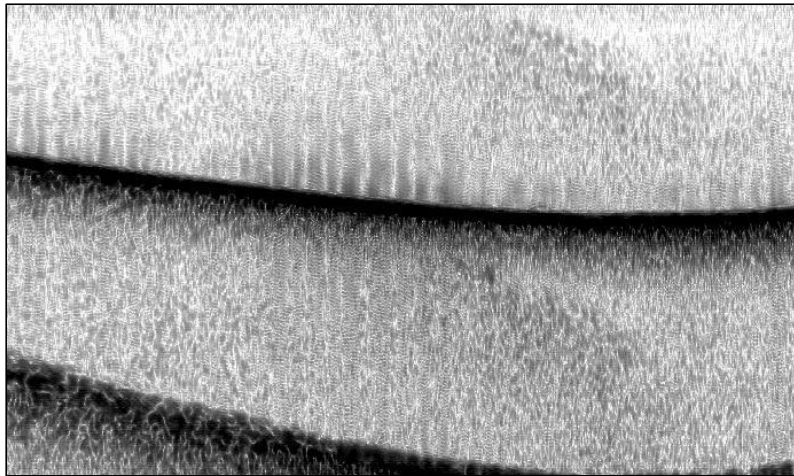


Figur 2. En UV-bild som visar en jämn och slät mjukbottenyta. Rikligt med krypsår.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bilden.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 405 598	Easting: 456 481	Vattendjup (m): 4,5
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-18 14.08	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-10	Postglacial gyttjelera		Rikligt med växtdelar
Frågeställning: Provtagning för miljöanalys?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar en flack sluttning/svacka, Provspositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och kan vara gasrikt.

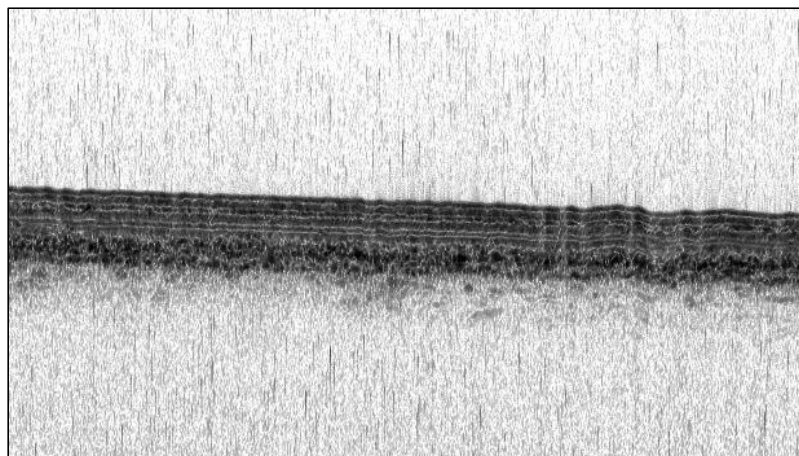


Figur 2. Bottenytan sedd uppifrån i Ekmanhämtaren



Figur 3. Sedimentet i genomskärning

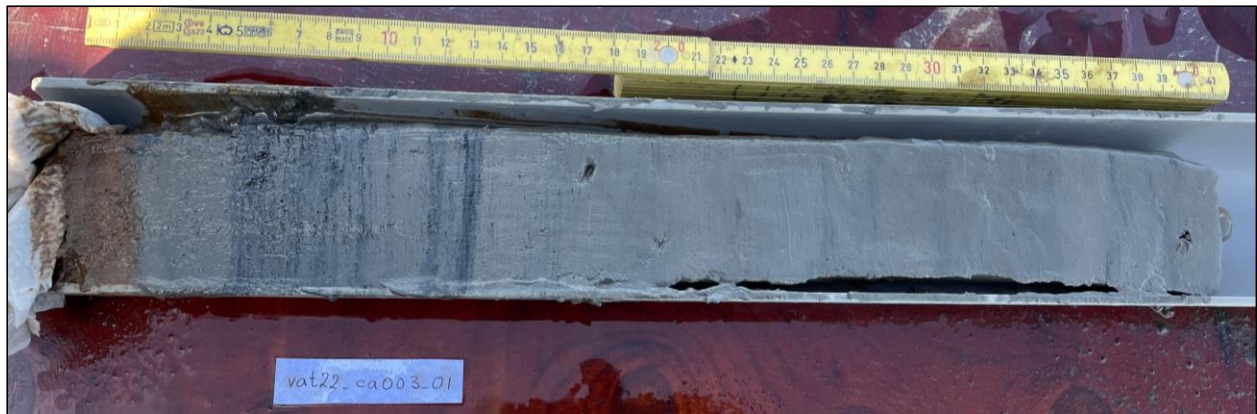
Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 407 166	Easting: 455 499	Vattendjup (m): 19,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-08 14.15	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-40	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera med nedåt avtagande gyttjehalt. Oxiderad 0-2 cm. Reducerade skikt 5-14 cm. Analysprov taget på 0-5 cm. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			



Figur 1. Sedimentekolodprofil som visar planparallell skiktning i ett ganska tunt skikt under bottenytan. Därunder en hårdare yta. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta med antydning till vågighet. Fläckig av alger och algfragment.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

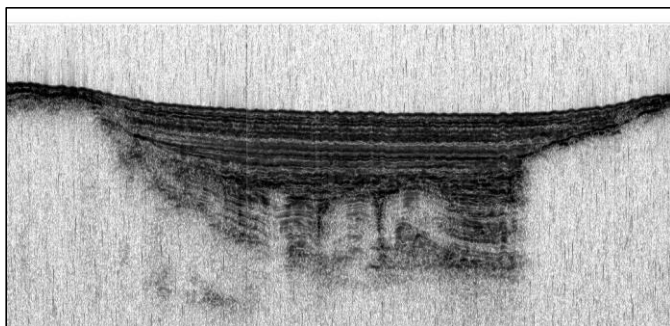


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 408 159	Easting: 454 617	Vattendjup (m): 28,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-07 12.37	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-57	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera, mest elastisk i övre delen. Reducerad band 4-15 cm. Grynig 0-15 cm. Analysprov tas från nivåerna: 0-5 cm. 8-13 cm. 16-21 cm. Metallprov taget 50-57 cm från kajak. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar en svacka med sediment med planparallell skiktning under bottenytan. På sidorna om svackan når hårdare material, morän eller berg, upp nära bottenytan. Propositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta. Något gropig/valkig och med mörkare fläckar.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

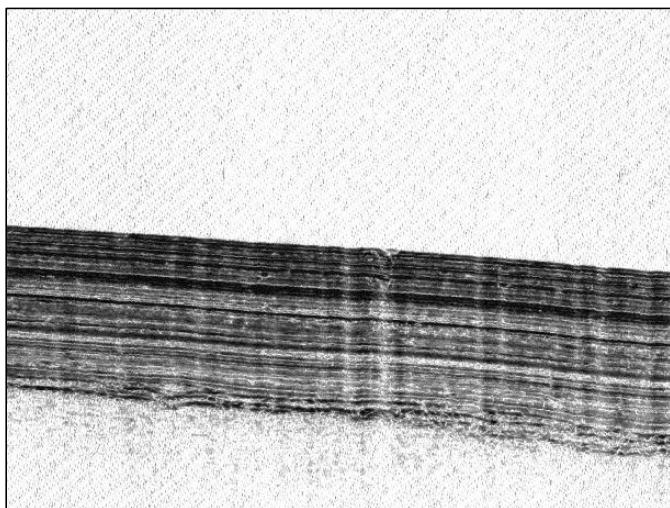


Figur 5. Mellersta delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 6. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 406 385	Easting: 451 099	Vattendjup (m): 32,0
Mätlinje: sp_vat22_c_b_3_LF		Tidpunkt: 2023-06-16 09.43	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0–44	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Gradvis ökad konsolideringsgrad nedåt i kärnan, tolkas som att kontinuerlig sedimentation har rått på platsen under en längre tid. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm, 8-13 cm, 16-21 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspålsprofil som visar en svagt lutande botten planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

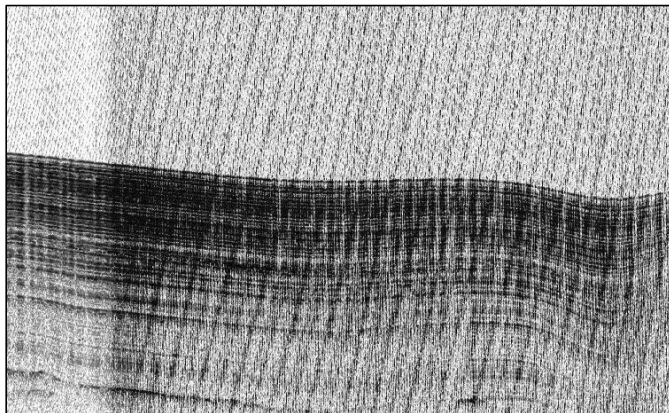


Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 407 739	Easting: 451 781	Vattendjup (m): 74,0
Mätlinje: sp_vat22_c_b_2_LF		Tidpunkt: 2023-06-16 19.02	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-54	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Gradvis ökad konsolideringsgrad nedåt i kärnan, tolkas som att kontinuerlig sedimentation har rått på platsen under en längre tid. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

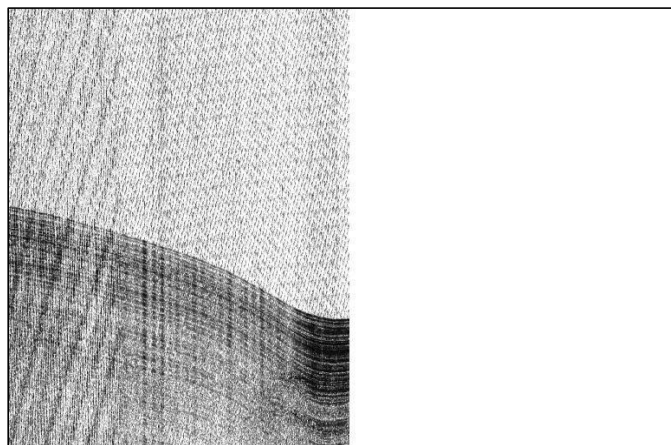


Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 409 460	Easting: 452 122	Vattendjup (m): 98,0
Mätlinje: sp_vat22_c_b_2_LF		Tidpunkt: 2022-10-15 09.50	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-61	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera. Lös i ytan, ökande konsolideringsgrad nedåt. Reduceringsgraden minskar gradvis nedåt i kärnan. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm, 5-10 cm, 15-20 cm samt 52-58 cm (metaller). Ansvarig geolog Olof Larsson. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-19 cm.			



Figur 1. Sedimentekolodspil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är i svackan mitt i bilden.

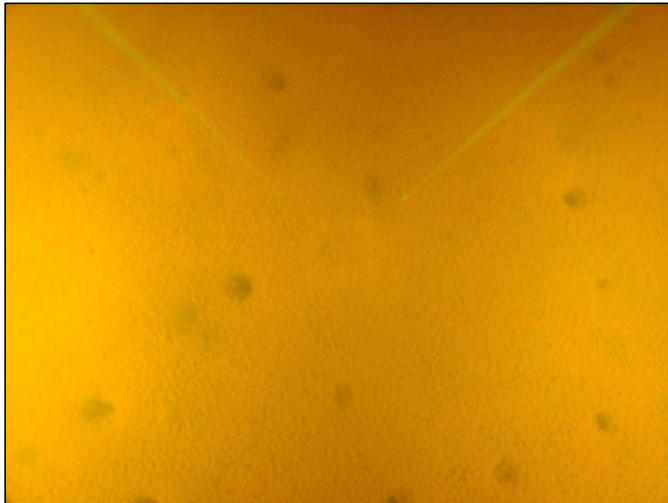


Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 403 390	Easting: 450 241	Vattendjup (m): 18,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-29 18.47	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0–47	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Provtagning för kemisk analys			
Slutsats/kommentar: Postglacial reducerad elastisk lergyttja, i de nedre 15 cm med några oxiderade lamina. Gradvis ökande konsolidering mot djupet. Många små pockmarks. Gasbubblor i sedimentet. Svag lukt av pappersmassa, tydligast i övre delen. Oljeliknande pärlemorskimmer på utträngande porvatten. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			

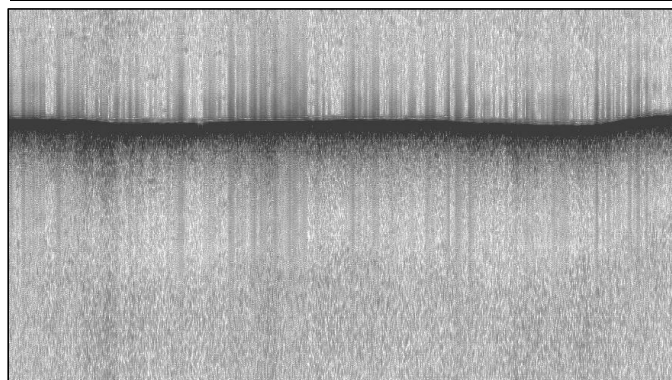


Figur 1. Grumligt vatten där en rostgult oxiderad jämn bottenyta ändå syntes. Många små gasavgångshål syntes.

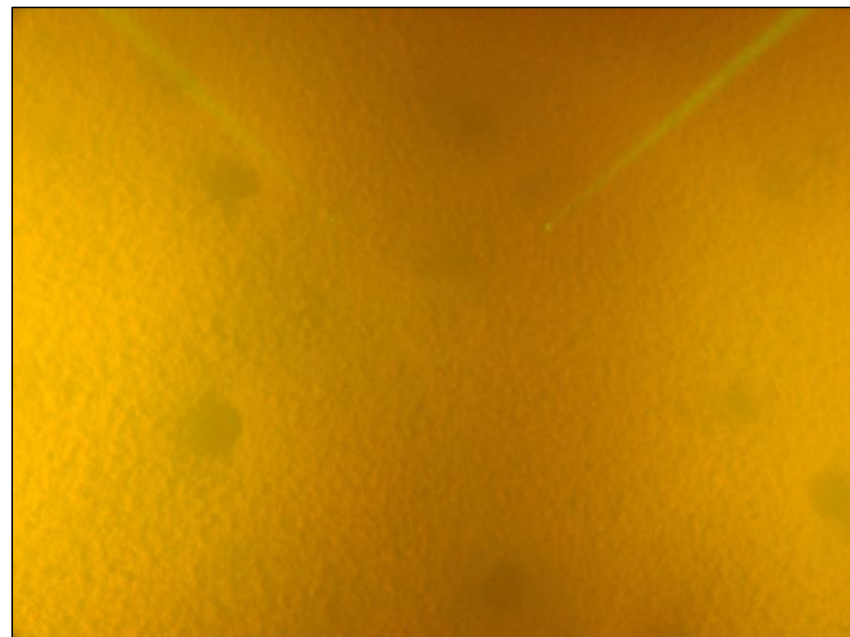


Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 404 006	Easting: 450 460	Vattendjup (m): 19,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-30 12.10	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-55	Lergyttja		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Oxiderad bottenyta med rikligt med pockmarks. Reducerad elastisk lergyttja, i övre delen med oxiderade band, i den nedre några oxiderade lamina. Gradvis ökande konsolidering mot djupet. Gasbubblor i sedimentet. Svag lukt av pappersmassa, tydligast i övre delen. Oljeliknande pärlemorskimmer på utträngande porvatten. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.

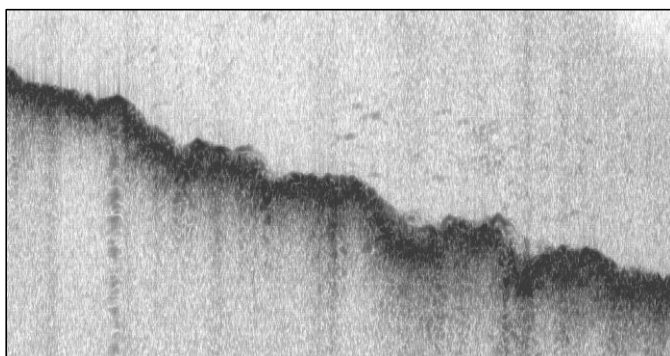


Figur 2. Grumligt vatten där en rostgul oxiderad, jämn bottenyta ändå syntes. Mycket tätt med små gasavgångshål observerades.

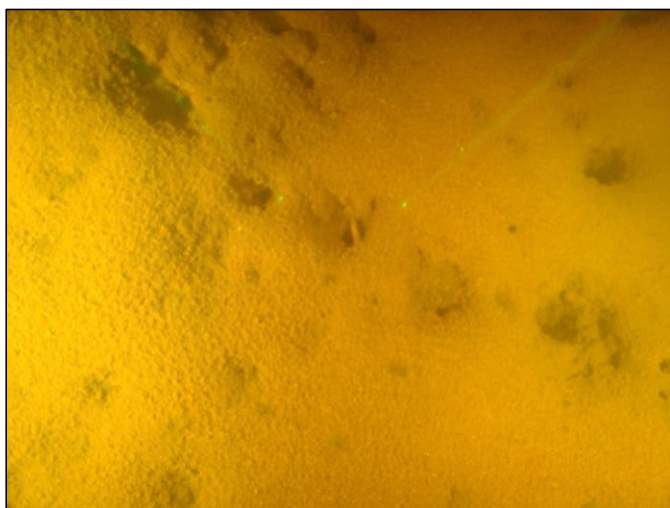


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 404 030	Easting: 450 344	Vattendjup (m): 16,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-30 15.05	
Provtagare: Undervattenskamera, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-18	Fiberrik lergyttja		En blandning av lergyttja och omlagrade massafibrer
18-53	Massafibrer		Provet är taget i en fiberbank
Frågeställning: Provtagning för kemisk analys?			
Slutsats/kommentar: 0-18 cm lergyttja med inslag av massafibrer, 18-53 cm massafibrer. Rikligt med pärlemorskimmer på ytan av utträngande porvatten. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar en undulerande bottenyta, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.



Figur 2. Oxiderad jämn bottenyta med gasavgångshål med mörka fläckar av oklart material, kanske massafibrer, pappersbitar. Bubblor kommer upp ur sedimentet.

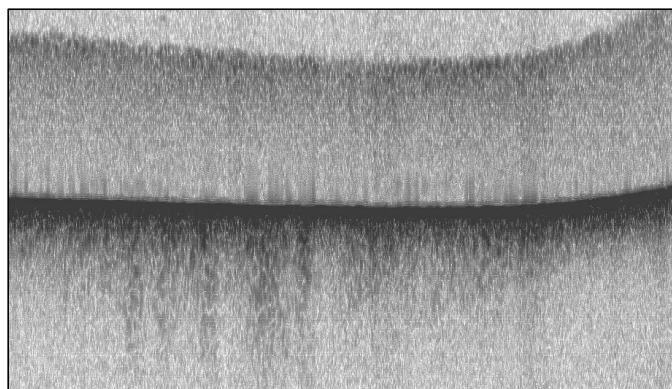


Figur 3. Sedimentkärna tagen med GEMAX-provtagare. Uppåt är till vänster i bild.

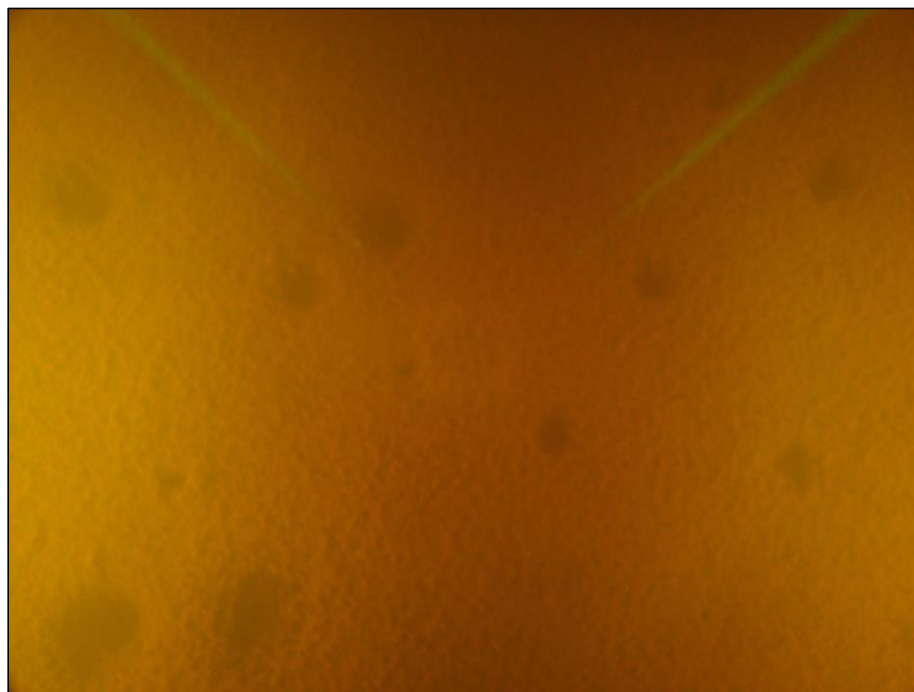


Figur 4. Sedimentkärnan tagen med GEMAX-provtagare

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 404 287	Easting: 450 552	Vattendjup (m): 20,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-29 13.59	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-63	Lergyttja		
Frågeställning: Provtagning för kemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Postglacial reducerad elastisk lergyttja med enstaka oxiderade lamina, gradvis ökande konsolidering mot djupet. Många små pockmarks. Gasbubblor i sedimentet. Svag lukt av pappersmassa, tydligast i övre delen. Oljeliknande pärlemorskimmer på utträngande porvatten. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			



Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.

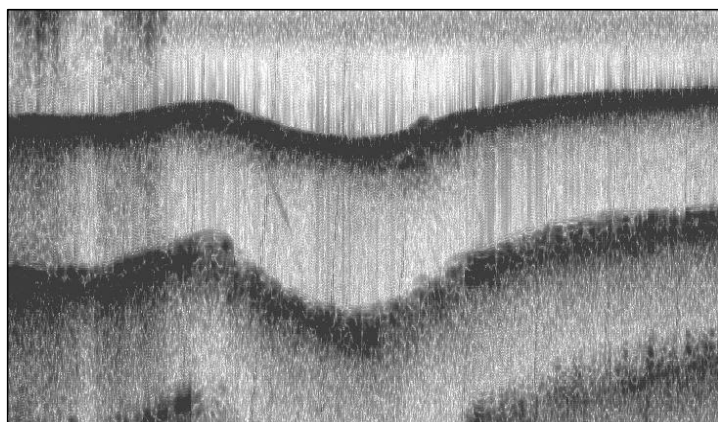


Figur 2. En jämn botten med oxiderad yta och många små gasavgångshål.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 405 089	Easting: 450 553	Vattendjup (m): 3,5
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-15 15.27	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-8	Postglacial finsand		Rikligt med växtdelar
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Bedöms olämplig för vidare analysprovtagning. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspil visar en något undulerande botten, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material eller består av grövre minerogent material såsom sand och silt.



Figur 2. En oxiderad mjukbottenyta med växtdelar.



Figur 3. Botten med växtdelar och en aluminiumburk.



Figur 4. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Rikligt med växtdelar. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 405 060	Easting: 450 538	Vattendjup (m): 3,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-26 10.37	
Provtagare: Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-15	Postglacial gyttjig finsand		Oxiderad 0-1 cm
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov i Jönköpings hamn?			
Slutsats/kommentar: Gyttjig finsand med två tunna skikt med löv. En mussla (troligen dammussla) påträffades. Beskrivet från kajakprovtagarkärna tagen från en brygga. Analysprov, bas+tillägg, tagna på 0-5 cm. Analysprov tagna med Ekmanhämtare. Lokalbild och undervattensfoto ej utförda. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			



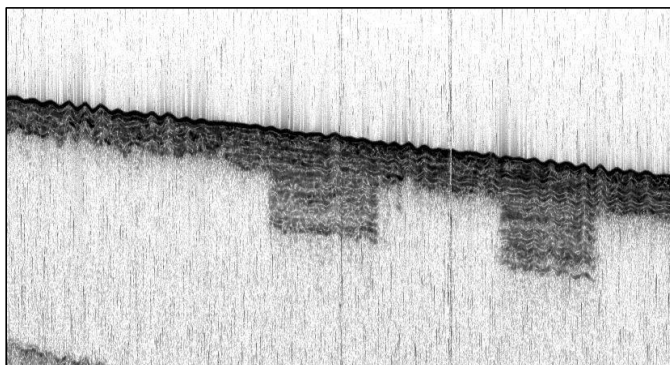
Figur 1. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till höger i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 405 031	Easting: 450 488	Vattendjup (m): 2,4
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-26 17.00	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-5	Postglacial gyttja		
Frågeställning: Lämplig lokal för analysprov i Jönköpings hamn?			
Slutsats/kommentar: Svag lukt av pappersmassa. En grovdetritusgyttja uppbyggd av löv och kvistar särskilt på ytan. Här och var med findetritusgyttja. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Prov för beskrivning och analysprov upptagna med Ekmanhämtare. Lokalbild och undervattensfoto ej utförda. Ansvarig geolog Johan Norrlin.			

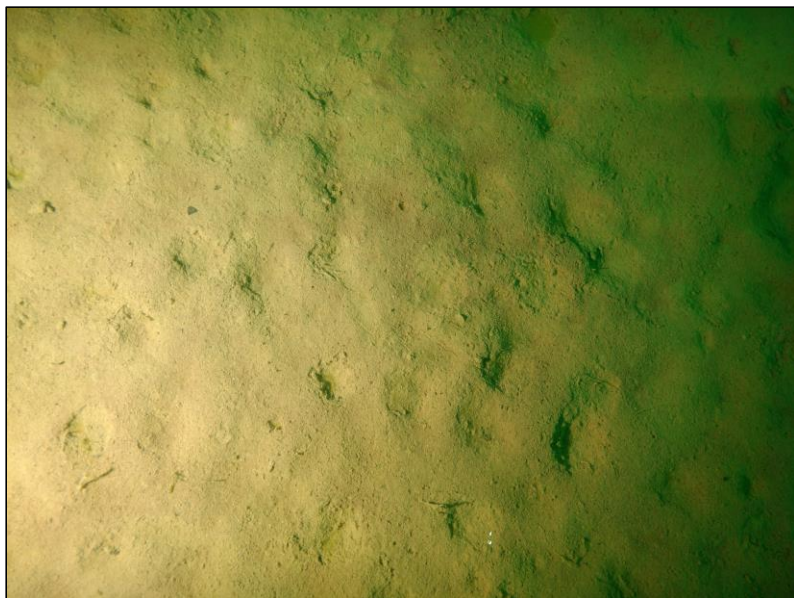


Figur 1. Provet med bottenytan uppåt så som det föll ur Ekmanhämtaren.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 405 861	Easting: 450 280	Vattendjup (m): 17,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-08 10.00	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-5	Postglacial finsandig silt		Oxiderad 0-3 cm
Frågeställning: Lokal lämplig för miljökemisk provtagning?			
Slutsats/kommentar: Botten bedömdes olämplig för miljöprovtagning, inget prov togs. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt, utom i två avsnitt, det kan vara en indikation på att sedimentet är gasrikt eller att det har en hög andel minerogena sediment såsom sand och silt.

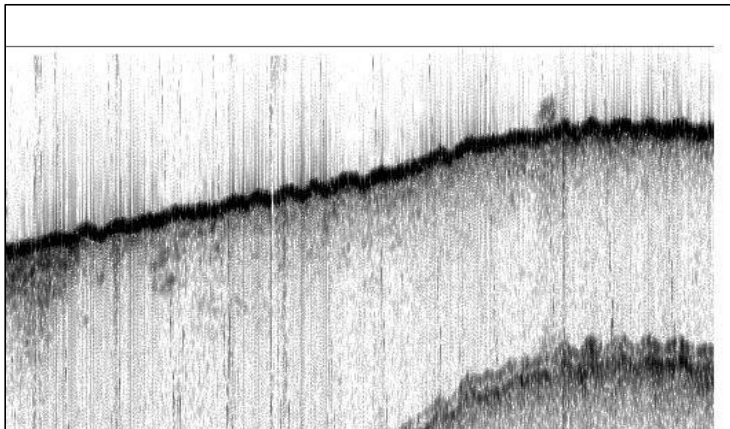


Figur 2. En flack men lite smågropig mjukbottenyta



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 405 668	Easting: 449 788	Vattendjup (m): 4,5
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-08 10.20	
Provtagare: Undervattenskamera			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys om lämplig botten?			
Slutsats/kommentar: Finstenig grusig något ojämn botten med oxiderad yta. Rundade till välrundade klaster. Varken sedimentprov för beskrivning eller analysprov togs. Ansvarig geolog Johan Norrlin			

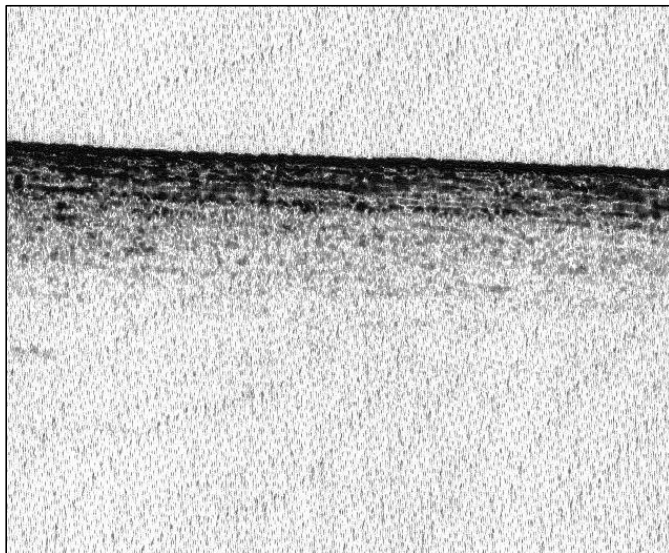


Figur 1. Sedimentekolodsperspektiv, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. Finstenig grusig något ojämn botten med oxiderad yta. Rundade till välrundade klaster med algbeväxning.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 414 815	Easting: 449 701	Vattendjup (m): 17,0
Mätlinje: sp_vat22_c_d_2_LF		Tidpunkt: 2023-06-17 10.11	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöanalys?			
Slutsats/kommentar: Inget prov gick att få med kajaken trots tre försök, beror förmodligen på att det är sandbotten och det är alldeles för hårt. Ansvarig geolog Olof Larsson.			

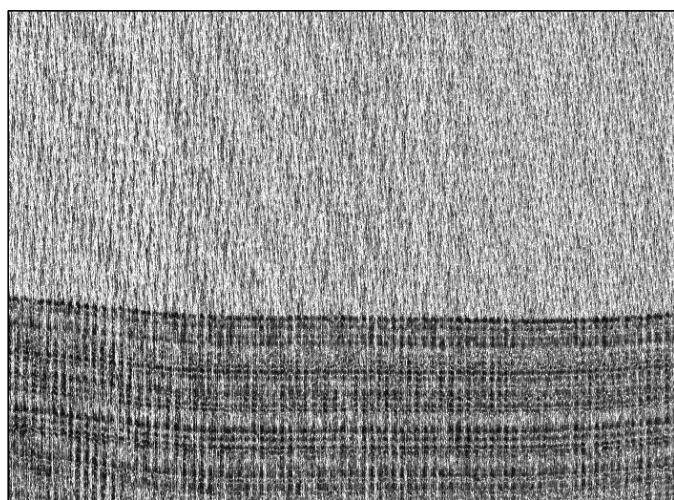


Figur 1. Sedimentekolodssprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 415 150	Easting: 452 237	Vattendjup (m): 104,0
Mätlinje: sp_vat22_c_d_1_LF		Tidpunkt: 2022-10-14 18.40	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-64	Postglacial lergyttja		Lös i ytan, gradvis ökande konsolideringsgrad nedåt.
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm, 8-13 cm, 16-21 cm En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-30 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson. .			



Figur 1. Sedimentekolodspil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta. Grumligt i vattnet.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

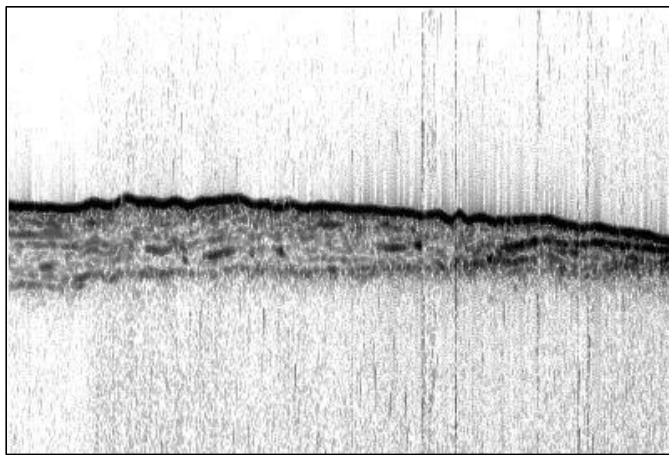


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 414 522	Easting: 449 257	Vattendjup (m): 9,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-17 10.39	
Provtagare: Undervattenskamera,			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Är lokalen lämplig för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Bara en kameraobservation gjordes här, den visade på sandbotten med sandvågor! Olämplig lokal för miljökemisk analys. Ansvarig geolog Olof Larsson.			

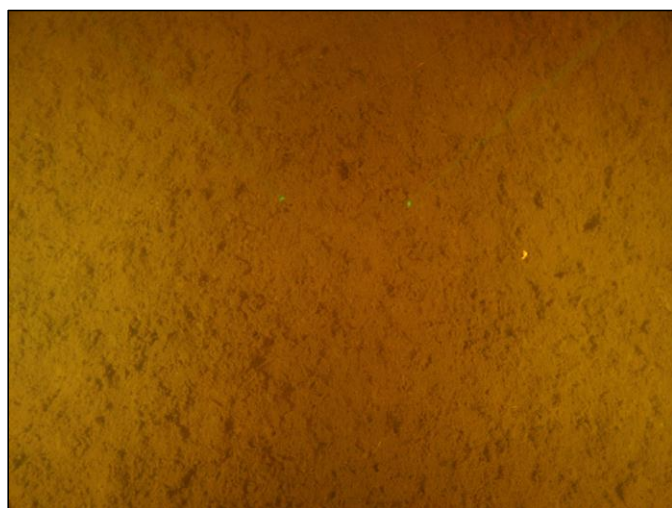


Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En oxiderad sandbottenyta med sandvågor.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 415 342	Easting: 447 621	Vattendjup (m): 2,6
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-17 14.00	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-15	Postglacial lergyttja		
15-24	Torv		
Frågeställning: I Domneåns hamn – lokal lämplig för miljöprovtagning?			
Slutsats/kommentar: Det som kommer 15 cm ner är förmodligen inte gyttja utan torv. Småbåtshamnen är en utgrävd mosse. Det ovanpåliggande 15 cm har förmodligen sedimenterat efter utgrävningen eller sen den senaste hamnmuddringen. Analysprov taget på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			

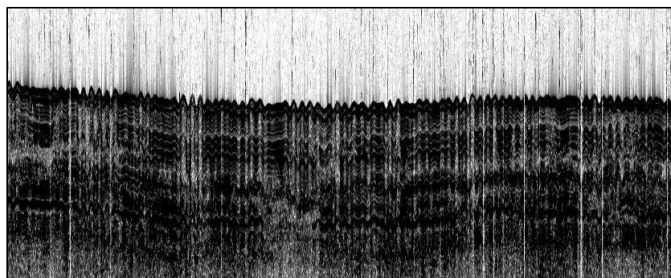


Figur 1. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Det som kommer 15 cm ner är förmodligen inte gyttja utan torv.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 460 733	Easting: 461 852	Vattendjup (m): 38,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-30 12.30	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-3	Postglacial finsand		Residual
3-27	Glacial lera		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Grovsandig finsand i översta enheten, förmodligen residualmaterial från den eroderade glaciala leran. Analysprov ej tagna pga olämplig botten. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som antyder en hård överyta, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta. Skulle kunna vara sand men det går inte att säga säkert från bilden

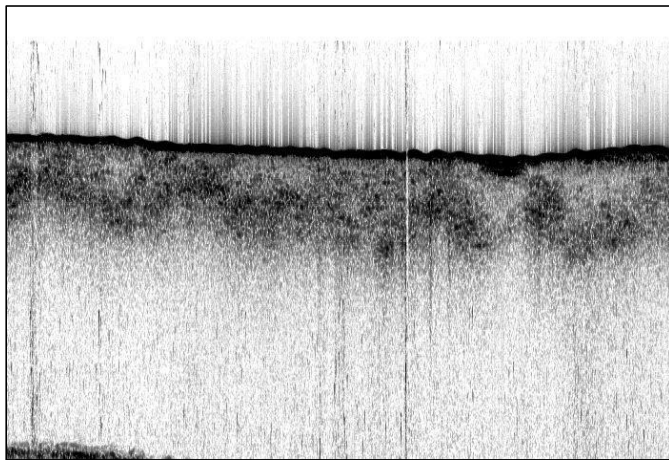


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Sand överlagrar glacial lera.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 461 925	Easting: 460 011	Vattendjup (m): 16,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-08-30 11.59	
Provtagare: Undervattenskamera			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Sandig bottenyta med enstaka stenar. Ingen kajak- eller analysprovtagning genomfördes. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			

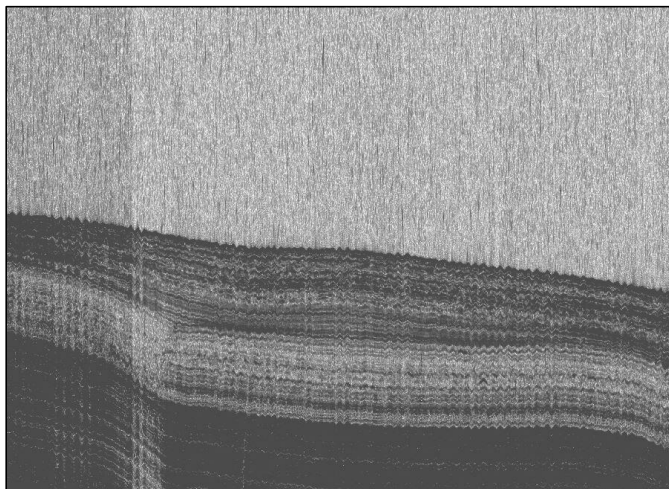


Figur 1. Sedimentekolodspil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Den distinkta bottenytan indikerar en relativt hård bottenyta.



Figur 2. En jämn oxiderad sandbottenyta med enstaka grusklaster. Delvis bevuxen med vattenväxter.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 488 682	Easting: 479 789	Vattendjup (m): 73,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-05-30 09.28	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-6	Postglacial lergyttja	oxiderad	
6-16	Postglacial lergyttja	reducerad	
16-44	Postglacial lergyttja	reducerade skikt	
Frågeställning: Provtagning för kemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Gradvis ökande konsolideringsgrad nedåt. Lagret 6-16 cm är mer reducerat än lagren över och under. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under en svagt sluttande bottenyta. Provdpositionen är mitt i profilen i sidled.

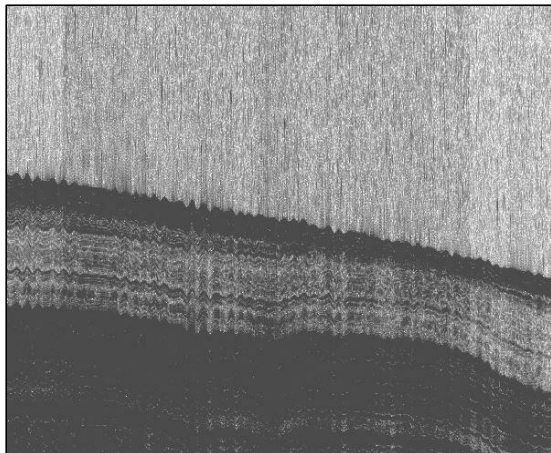


Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.

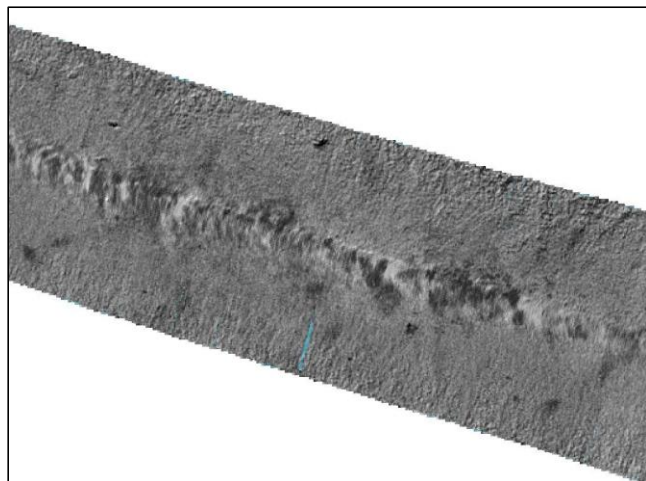


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 489 392	Easting: 478 443	Vattendjup (m): 55,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-05-30 14.00	
Provtagare: Undervattenskamera			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
Frågeställning: Svart oval på backscatter. Undersök med kamera för att se vad det är. Ingen miljöprovtagning.			
Slutsats/kommentar: Svart oval på backscatterbilden. Enbart undervattensfotografi för att se vad detta är. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodspil

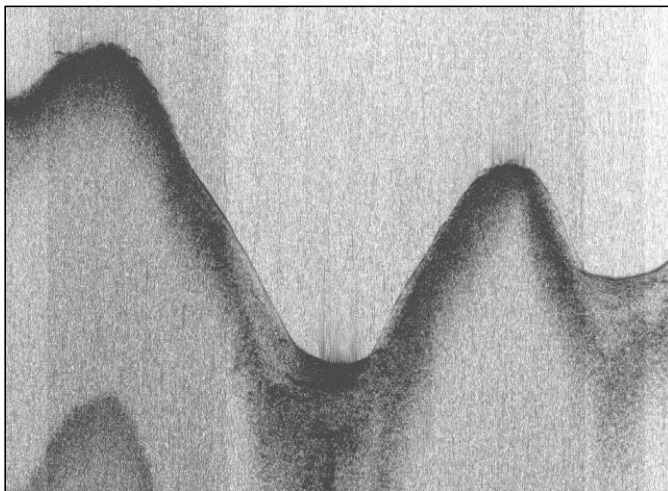


Figur 2. Vad är de svarta ovalerna på backscattern?

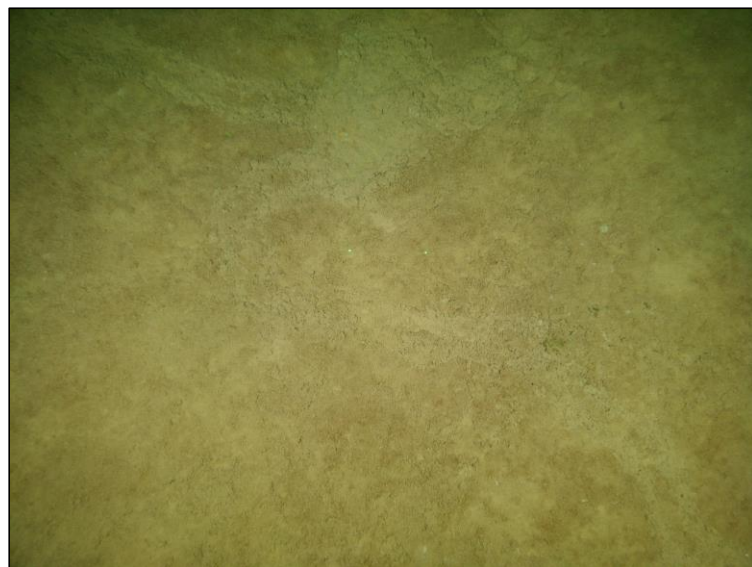


Figur 3 & 4. Ett orangefärgat föremål som såg ut att vara tillverkat i presenningsmaterial.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 490 018	Easting: 474 973	Vattendjup (m): 17,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-05-30 14.45	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-5	Postglacial sandig silt		
5-23	Postglacial sandig silt		
Frågeställning: Provtagning för miljökemi?			
Slutsats/kommentar: Lokalen visade sig vara olämplig för miljökemisk analys då bottenmaterialet var sandig silt, om än med gyttjeinslag i ytan. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspårl, provpositionen är i svackan mitt i profilen i sidled. Höjdskalan är kraftigt överförhöjd.

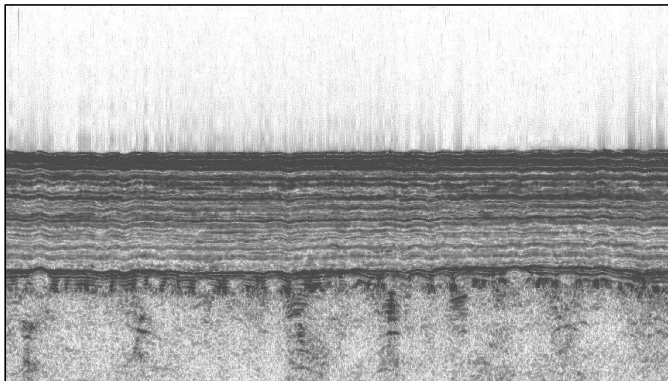


Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 489 703	Easting: 473 355	Vattendjup (m): 12,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-05-30 15.42	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-12	Postglacial siltig gyttjelera		
12-19	Postglacial siltig finsand		
Frågeställning: Provtagning för miljö kemi?			
Slutsats/kommentar: Analysprov taget på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.

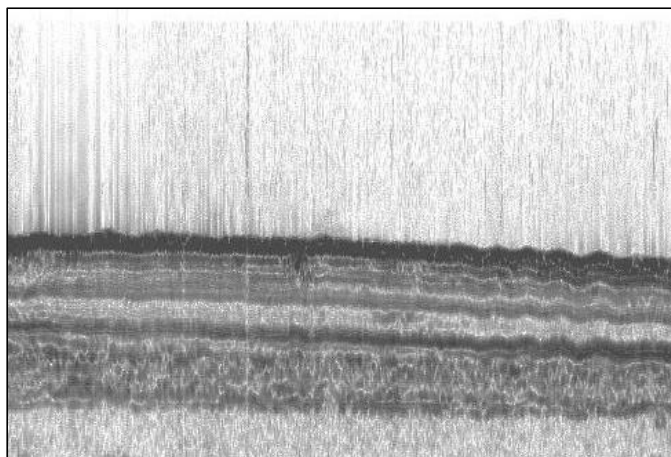


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 489 181	Easting: 472 440	Vattendjup (m): 7,7
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-05-30 16.21	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-9	Postglacial siltig finsand		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprovtagning?			
Slutsats/kommentar: Efter kamera och kajakprov visade det sig att lokalen bestod av siltig finsand och därmed var olämplig för vidare analysprovtagning. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under en något undulerande och möjligen hård bottenyta. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

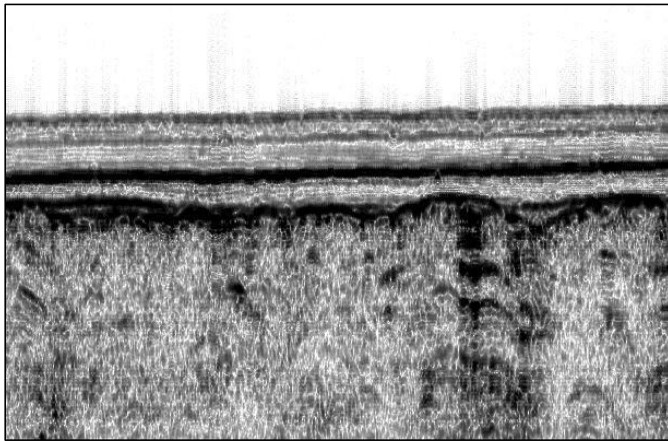


Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta med algpåväxt.



Figur 3. En kort sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 487 254	Easting: 469 488	Vattendjup (m): 6,3
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-03 14.42	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-16	Postglacial lergyttja		
16-42	Postglacial gyttja		
42-48	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Osäkert vad som skapat de skarpa övergångarna mellan de olika enheterna. Analysprov taget på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.

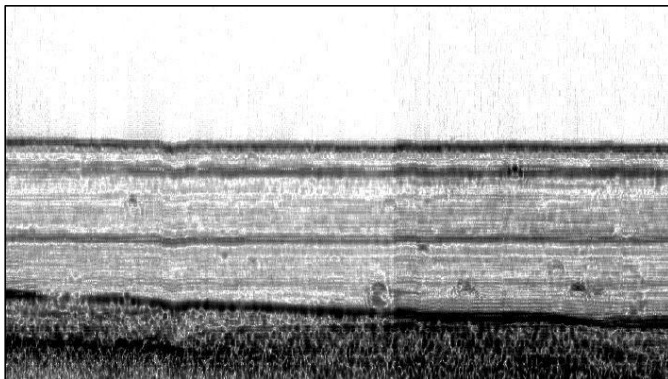


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta. Grumligt i vattnet.

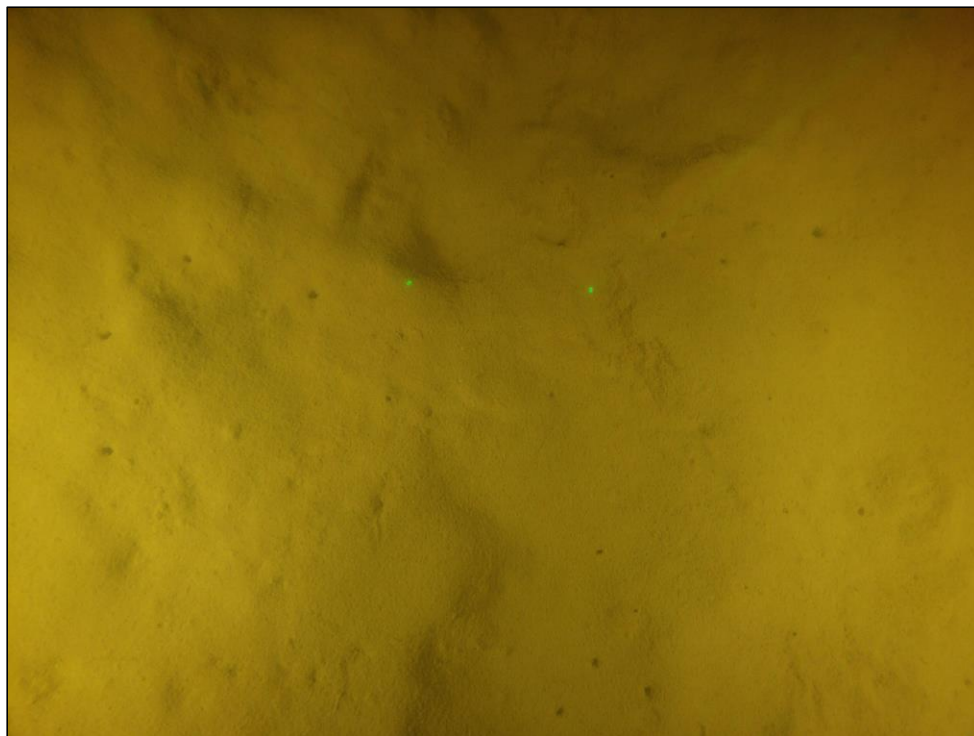


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Det mittersta bruna gryniga lagret är gyttja, därovan och därunder gyttjelera. Osäkert vad som skapat de skarpa övergångarna mellan de olika enheterna.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 487 840	Easting: 469 551	Vattendjup (m): 7,2
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-05 10.19	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-26	Postglacial lergyttja		
26-48	Postglacial gyttja		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning i flera olika lager under bottenytan.

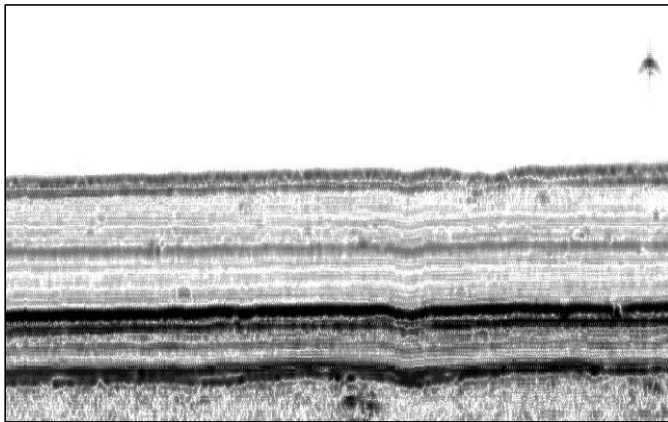


Figur 2. En jämn oxiderad bottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 488 106	Easting: 470 006	Vattendjup (m): 6,5
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-01 16.50	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-12	Postglacial lergyttja		
12-44	Postglacial gyttja		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning i flera olika lager under bottenytan.

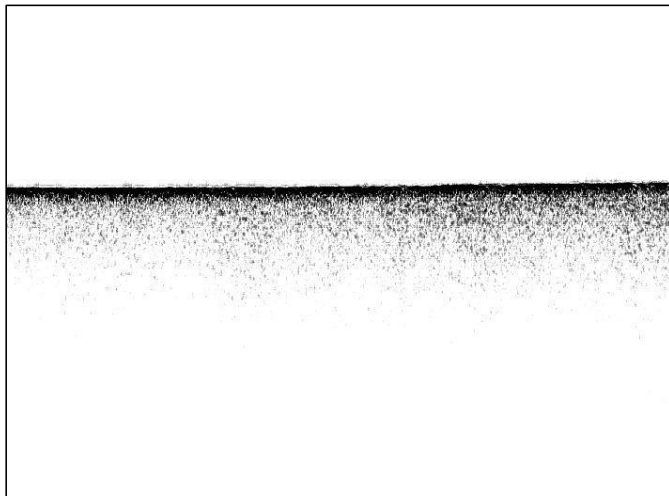


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta. Grumligt i vattnet

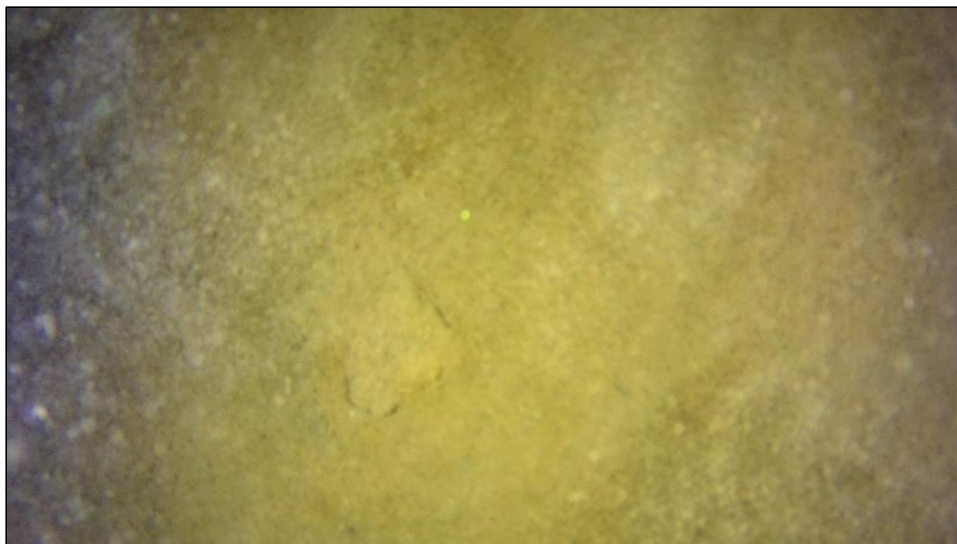


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 492 065	Easting: 467 849	Vattendjup (m): 8,15
Mätlinje: sp_vat22_d_d_1_LF		Tidpunkt: 2022-10-09 10.10	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-40	Postglacial lergyttja	Ingen lukt, ingen biota	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är nästan helt utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.

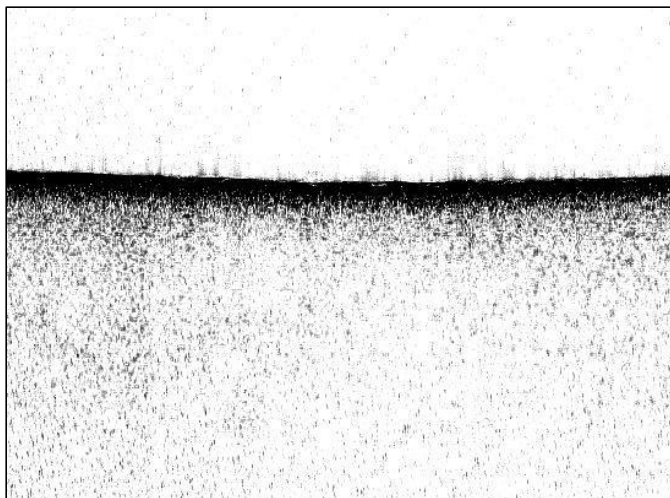


Figur 2. En nästan jämn oxiderad bottenyta.

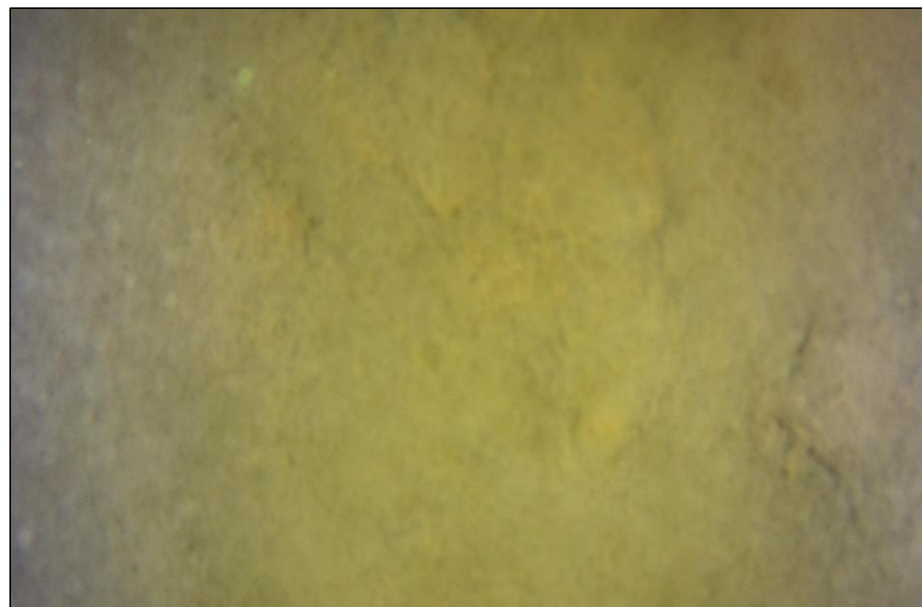


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 490 289	Easting: 468 710	Vattendjup (m): 11,29
Mätlinje: sp_vat22_d_d_2_LF		Tidpunkt: 2022-10-08 16.09	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-43	Postglacial lergyttja		Ingen lukt från sedimentet. Gasrika sediment
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov? Reservlokal för Pb210			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-26 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



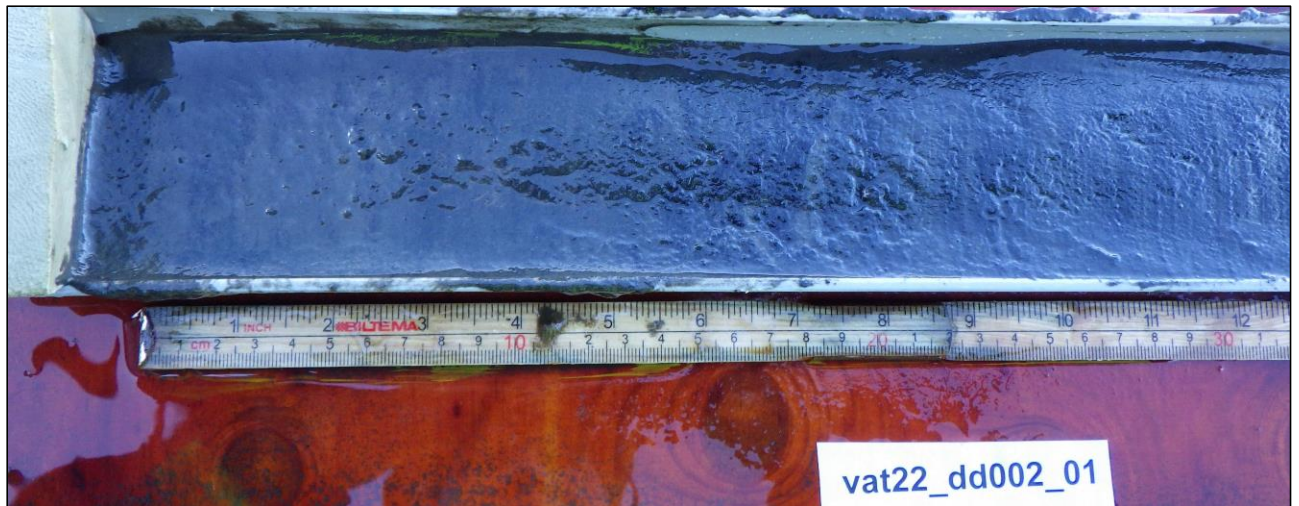
Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.



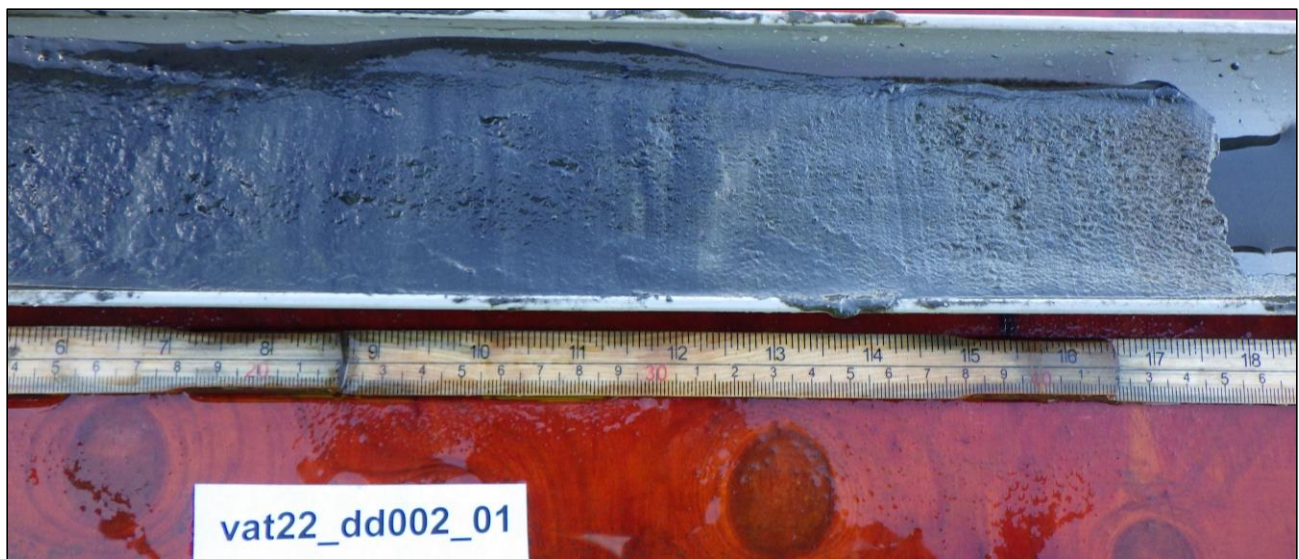
Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

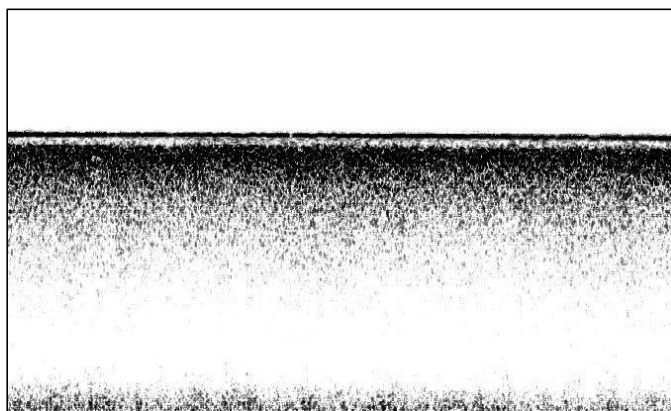


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

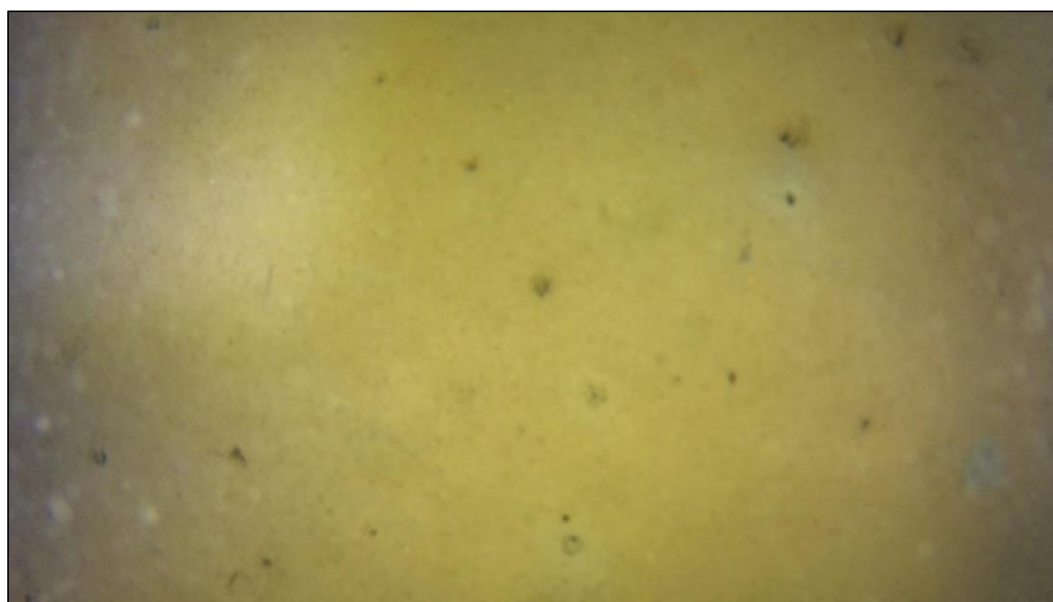


Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 488 456	Easting: 469 470	Vattendjup (m): 5,0
Mätlinje: sp_vat22_d_d_3_LF		Tidpunkt: 2022-10-08 13.19	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-10	Postglacial lergyttja	Ingen lukt	
10-41	Postglacial gyttja	Ingen lukt	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Biotarör och mask vid ytan. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-30 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



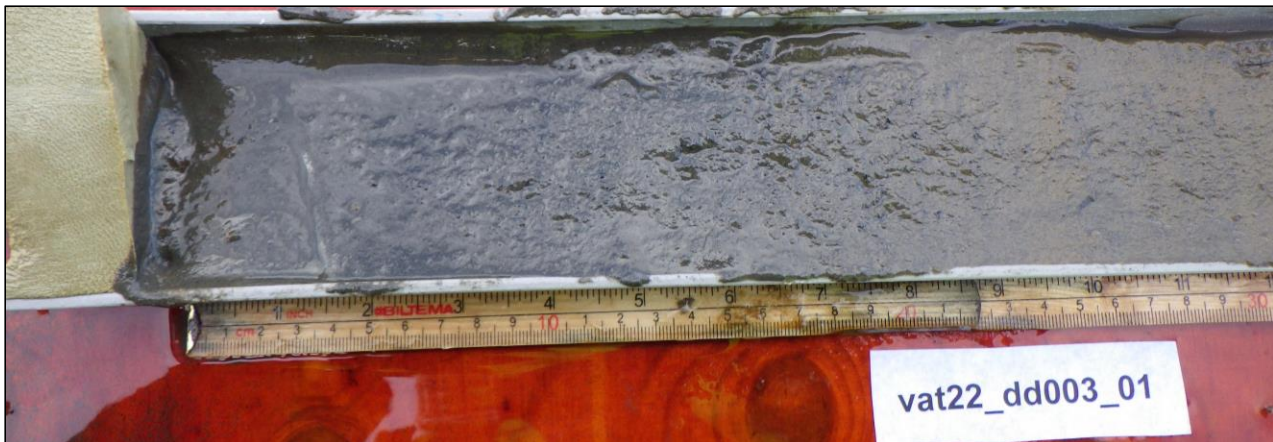
Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är utsläckt strax under bottenytan vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.



Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta med mörka fläckar.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

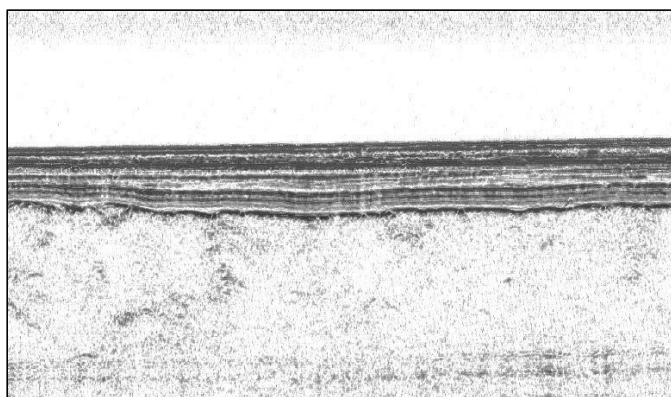


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

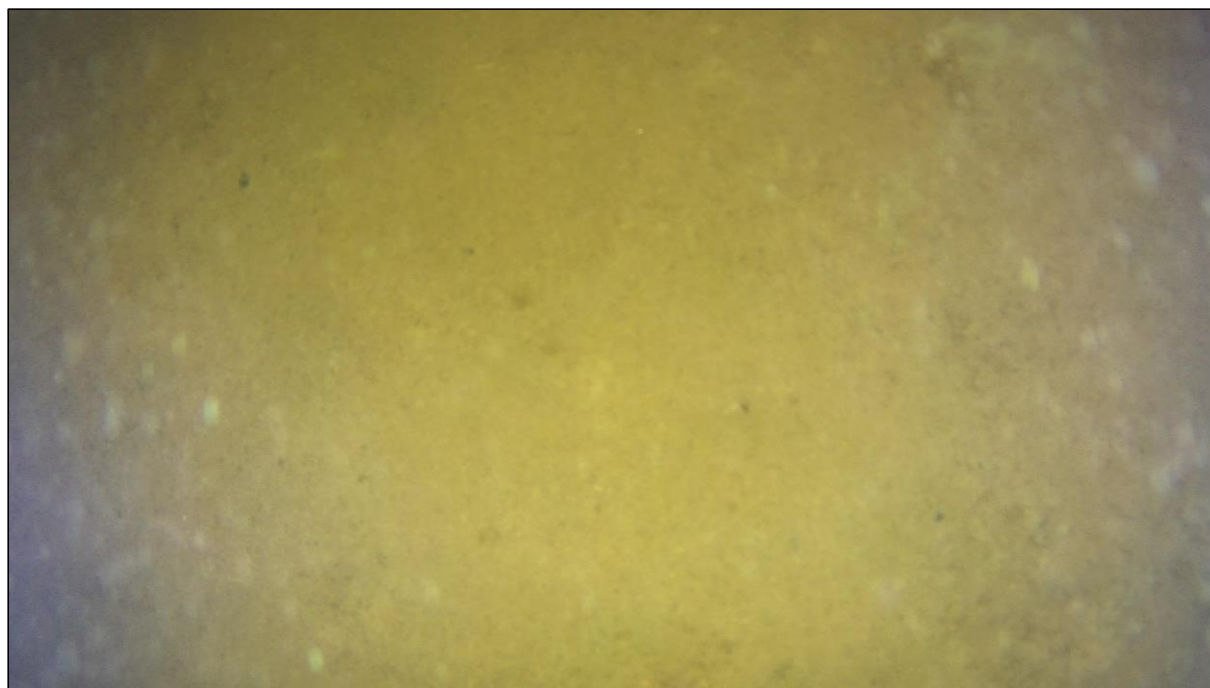


Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 488 652	Easting: 470 416	Vattendjup (m): 4,75
Mätlinje: sp_vat22_d_d_3_LF		Tidpunkt: 2022-10-09 11.50	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-12	Postglacial lergyttja		Tydlig hiatus nedåt
12-36	Postglacial gyttja		
36-45	Postglacial finsandig grovsilt		Denna enhet fanns bara i Gemax, inte Kajak
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Ingen lukt, biota synlig Den nedre enheten nåddes bara med GEMAX. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta. Grumligt vatten.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

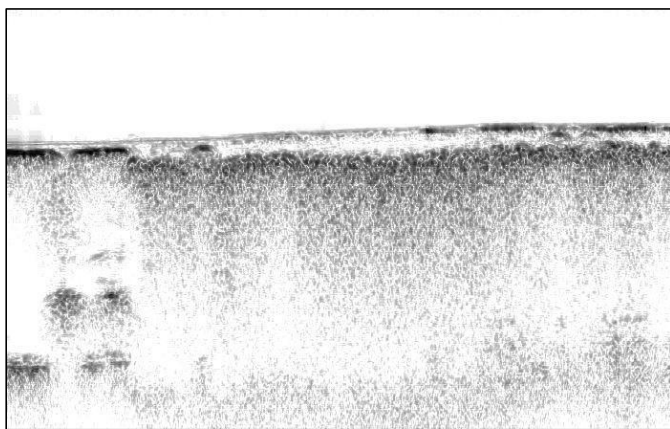


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 493 169	Easting: 466 944	Vattendjup (m): 5,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-05-31 11.21	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, Gemax			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-12	Postglacial lergyttja		
12-29	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, visar ett tunt ytligt lager på ett hårdare underlag. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

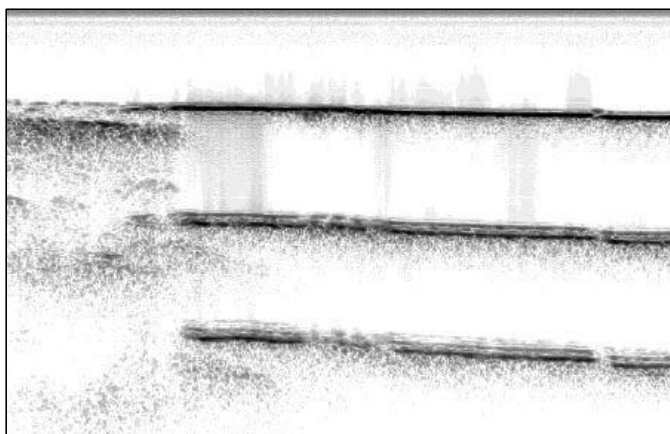


Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 493 232	Easting: 466 820	Vattendjup (m): 4,0
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-05-31 14.19	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, Gemax			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-16	Postglacial sandig siltig gyttjelera		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Ljudpulsen från ekolodet är, utom i vänstra delen av profilen, utsläckt vilket är en indikation på att sedimentet innehåller organiskt material och är gasrikt.

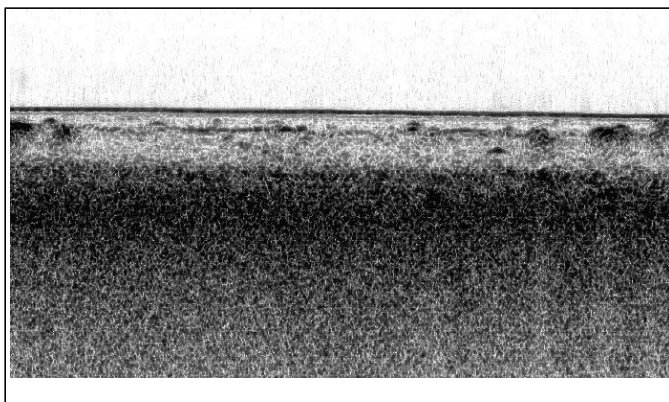


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta.

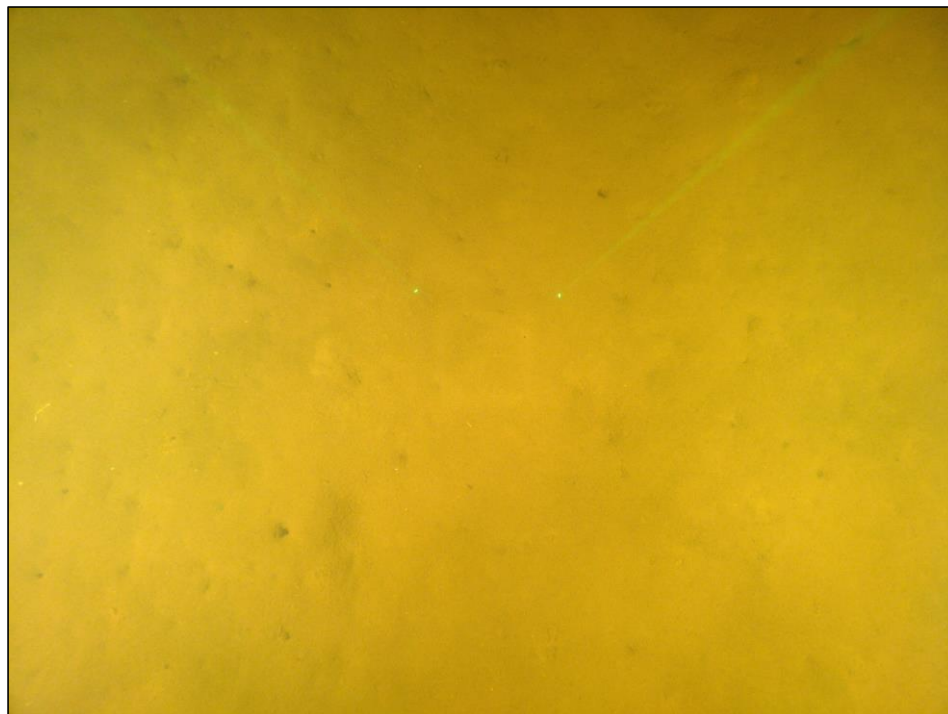


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 493 053	Easting: 467 544	Vattendjup (m): 6,3
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-01 11.40	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, Gemax			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-15	Postglacial lergyttja		
15-39	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm, 5-10 cm och 15-20 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.

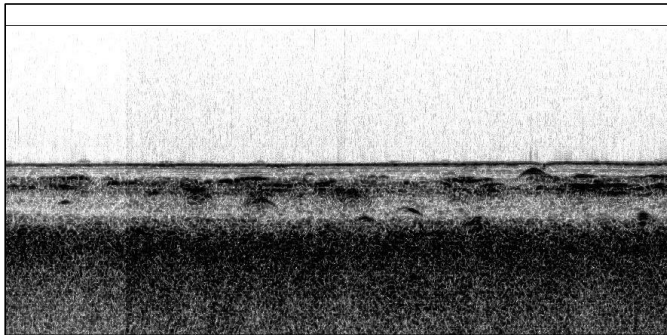


Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.

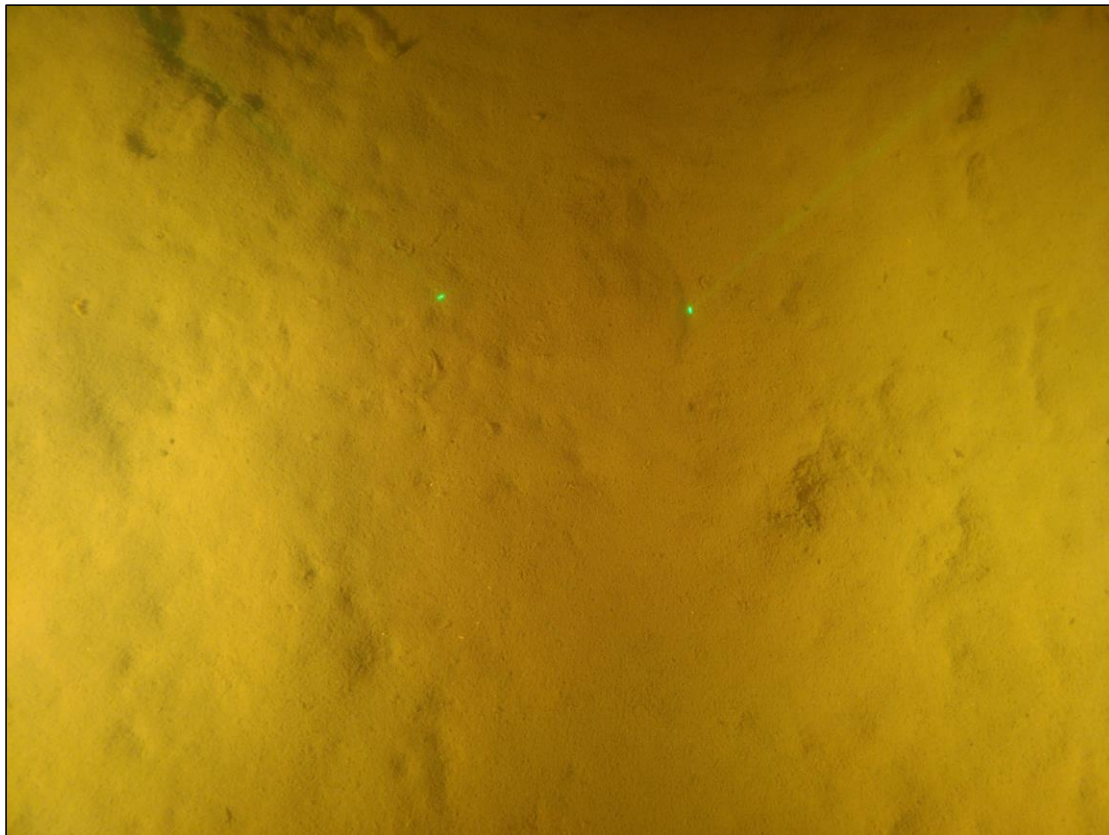


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 492 656	Easting: 467 673	Vattendjup (m): 8,2
Mätlinje:		Tidpunkt: 2023-06-01 15.15	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, Gemax			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-44	Postglacial lergyttja		Rikligt med oljeblänk vid 27-44 cm.
Frågeställning: Provtagning för miljökemisk analys?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-5 cm. Ansvarig geolog: Sarah Josefsson			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.

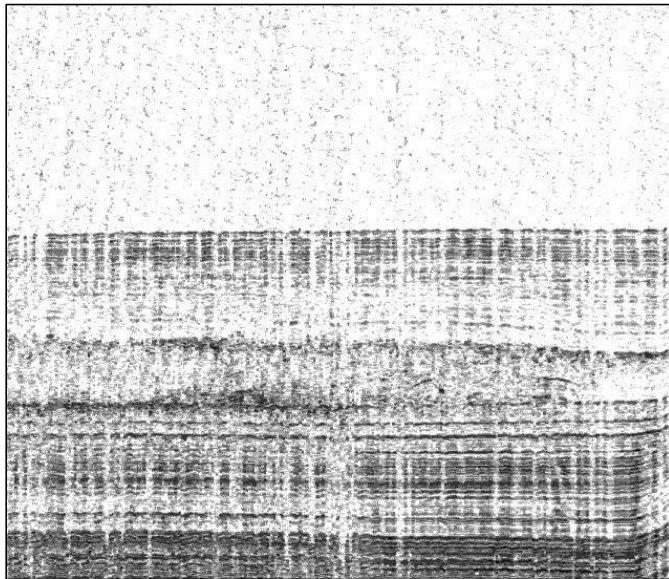


Figur 2. En någorlunda jämn oxiderad bottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 500 487	Easting: 491 616	Vattendjup (m): 65,0
Mätlinje: dp_vat22_b_1a_1_LF		Tidpunkt: 2023-07-08 09.36	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-42	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-3 cm, 6-9 cm, 12-15 cm, 20-23cm (organiska) och 28-31 cm (metaller). Ansvarig geolog: Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under en plan bottenyta. Provpositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbotten. Ett fåtal fiskyngel sågs under fotograferandet.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

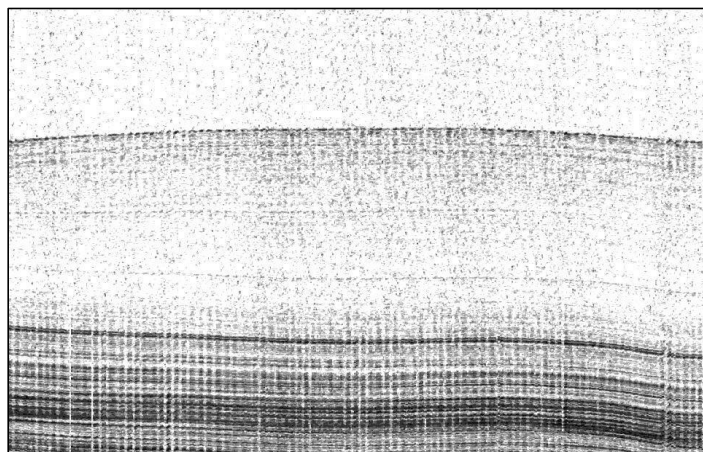


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 479 723	Easting: 479 363	Vattendjup (m): 95,0
Mätlinje: sp_vat22_b_2a_LF		Tidpunkt: 2023-06-04 17.20	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-55	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Tydligt lös o oxiderad 0-5 cm, mestadels reducerad 5-21. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm, 10-15 cm och 20-25cm En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-30 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodspålsprofil som antyder planparallell skiktning under bottenytan. De övre svaga ekona tyder på att sedimentet här är mycket löst/mjukt. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.

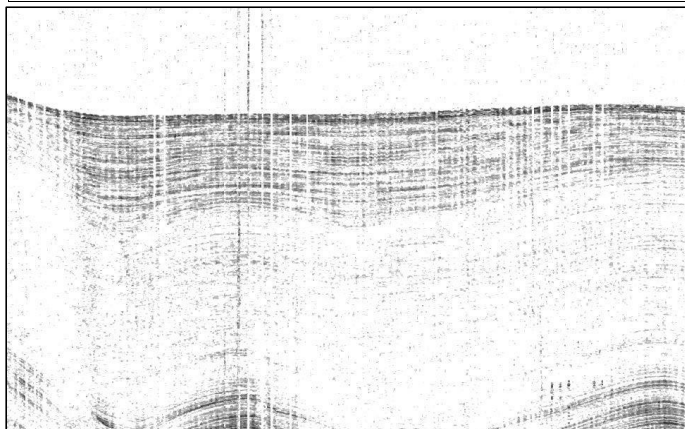


Figur 2. En jämn och oxiderad mjukbottenyta



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 456 063	Easting: 473 318	Vattendjup (m): 97,0
Mätlinje: sp_vat22_b_4a_LF		Tidpunkt: 2023-08-30 16.53	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-4	Postglacial gyttjelera		
4-24	Postglacial gyttjelera		
24-54	Postglacial siltig gyttjelera		Kan vara recent, svårt att avgöra
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera, mer siltig i understa enhet. 0-4 cm brunt, grått från 4 cm till 24 cm. reducerat 6-23 cm men med oxiderade skikt. Vattendjup taget från kameran. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm, 9-14 cm, 18-23 cm och 27-32 cm. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-50 cm. Ansvarig geolog Anton Wagner.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan.

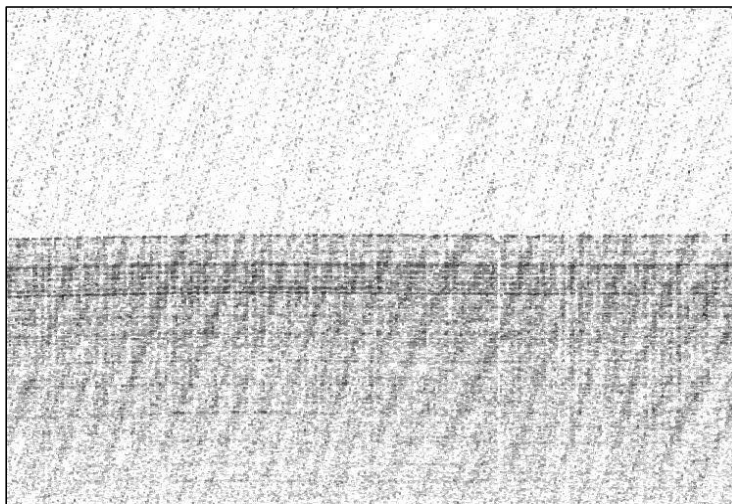


Figur 2. En jämn oxiderad mjukbottenyta. Grumligt i vattnet



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 422 686	Easting: 455 905	Vattendjup (m): 104,0
Mätlinje: sp_vat22_c_2a_LF		Tidpunkt: 2022-10-15 11.29	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-68	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera. Ökande oxidation samt ökad konsolidering nedåt i kärnan. Analysprov tagna på nivån 0-5 cm, 10-15 cm, 20-25 cm, 30-35 cm En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-28 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



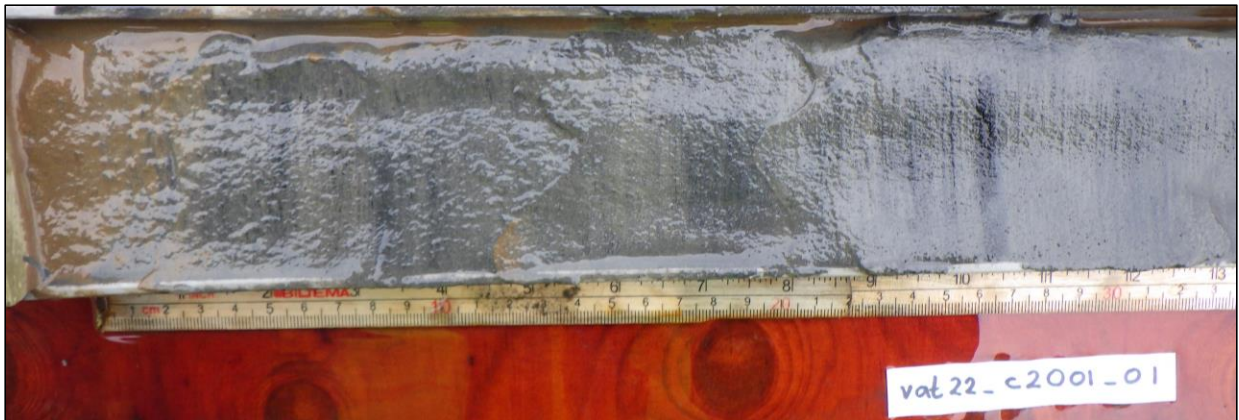
Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



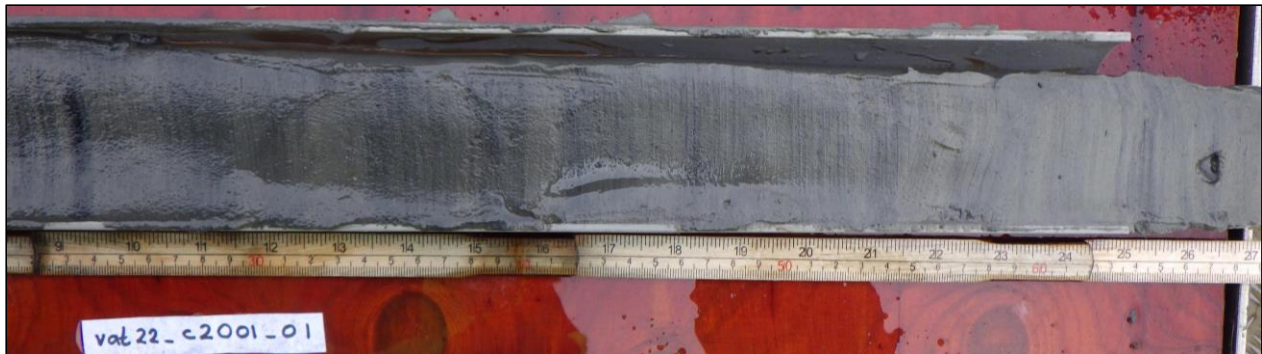
Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

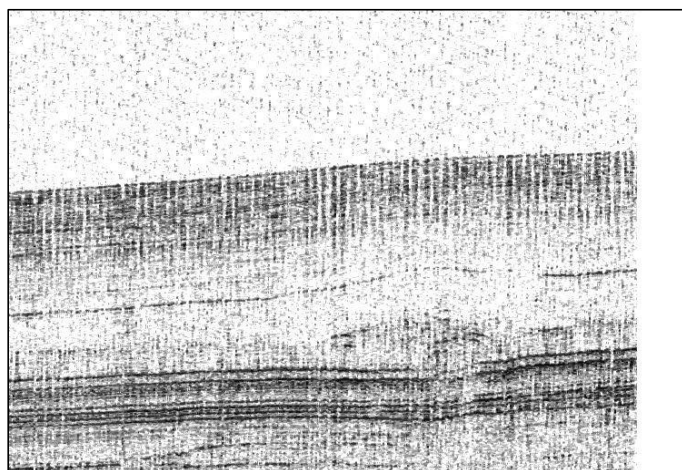


Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

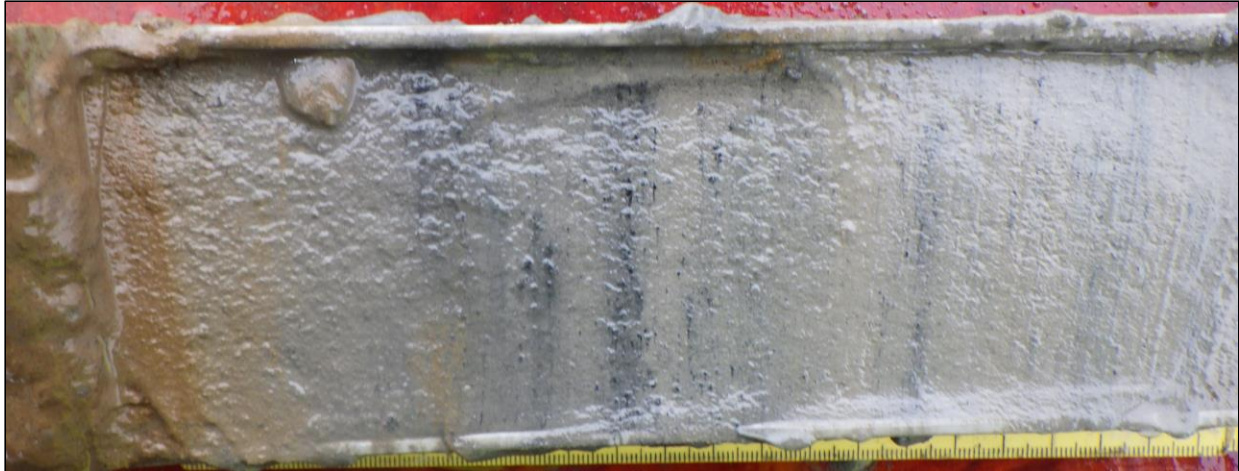
Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 432 311	Easting: 456 211	Vattendjup (m): 72,0
Mätlinje: sp_vat22_c_3a_LF		Tidpunkt: 2022-10-15 13.50	
Provtagare: GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-52	Postglacial gyttjelera	Ökande konsolidering nedåt	
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Det blev endast Gemax i stället, efter att kajaken inte löst ut två gånger. Ökande konsolidering nedåt. Analysprov tagna på nivån 0-3 cm, 6-9 cm, 12-15 cm, 25-28 cm (metaller). En kärna för radiometrisk datering tagen på intervallet 0-27 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



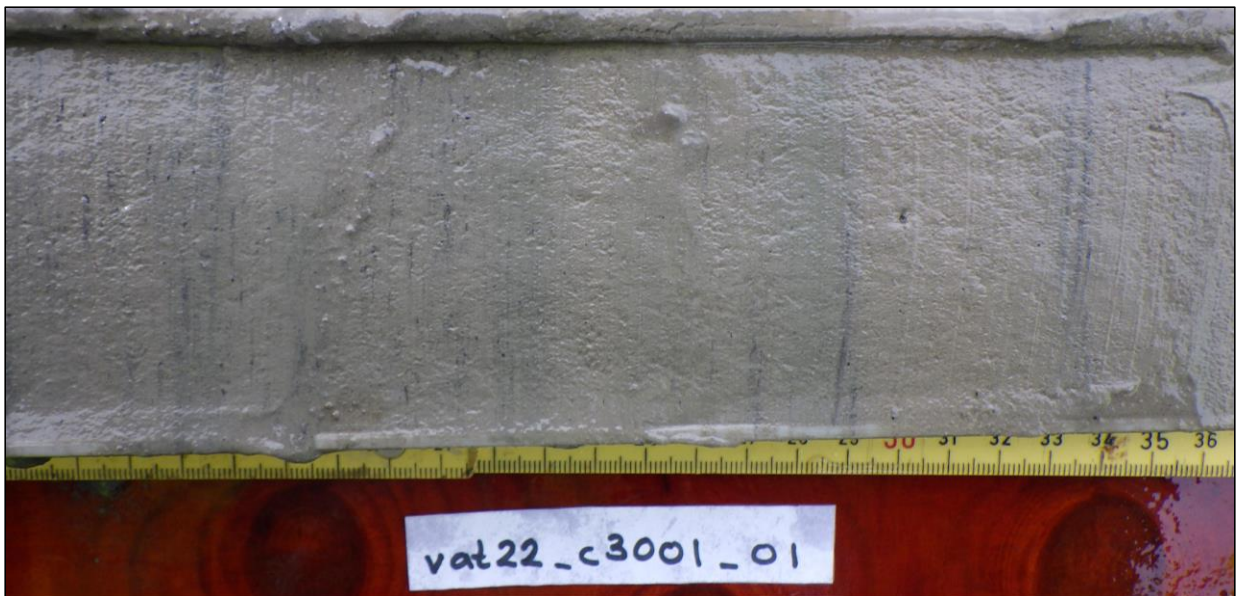
Figur 1. Sedimentekolodsprofil som visar planparallell skiktning under bottenytan. Provspositionen är mitt i profilen i sidled.



Figur 2. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 3. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

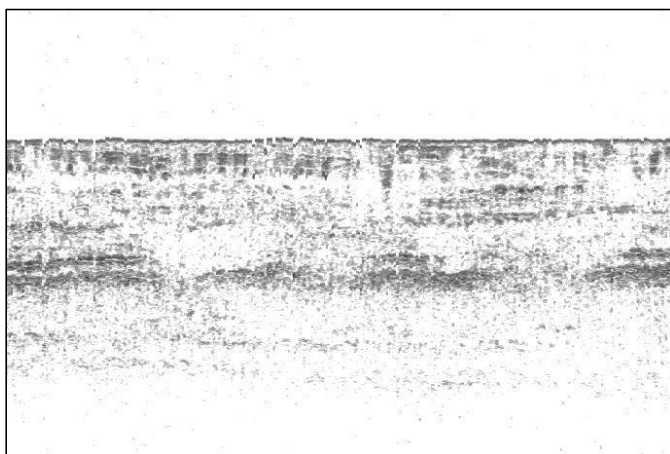


Figur 4. Mellersta delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 458 796	Easting: 466 110	Vattendjup (m): 41,0
Mätlinje: sp_vat22_d_1a_1_LF		Tidpunkt: 2023-08-30 15.46	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-3	Postglacial grusig sand		Något gyttjig
3-70	Glacial lera		Bandad, varvig
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprovtagning? Residual på lera?			
Slutsats/kommentar: Översta enheten består av något gyttjig grovsandig finsand plus grus, utgör förmodligen residualmaterial från den underliggande glaciala leran. Fina band i den glaciala leran. Analysprov ej tagna, olämplig lokal. Ansvarig geolog Sarah Josefsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Planparallell skiktning från bottenytan och ner.



Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta. Enstaka småfiskar observerades under fotograferandet.

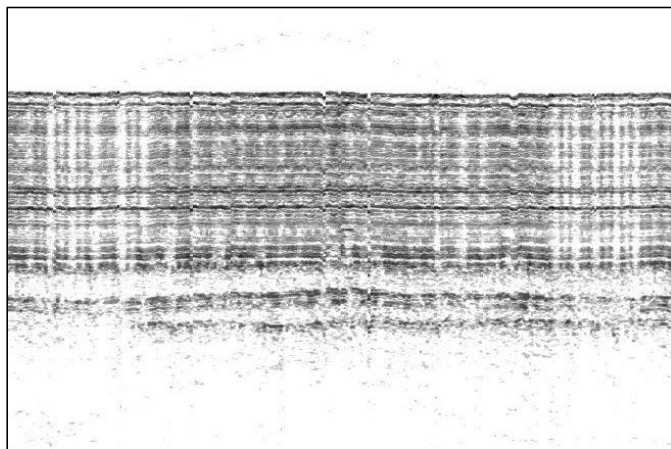


Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild. Sand på glacial lera.



Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

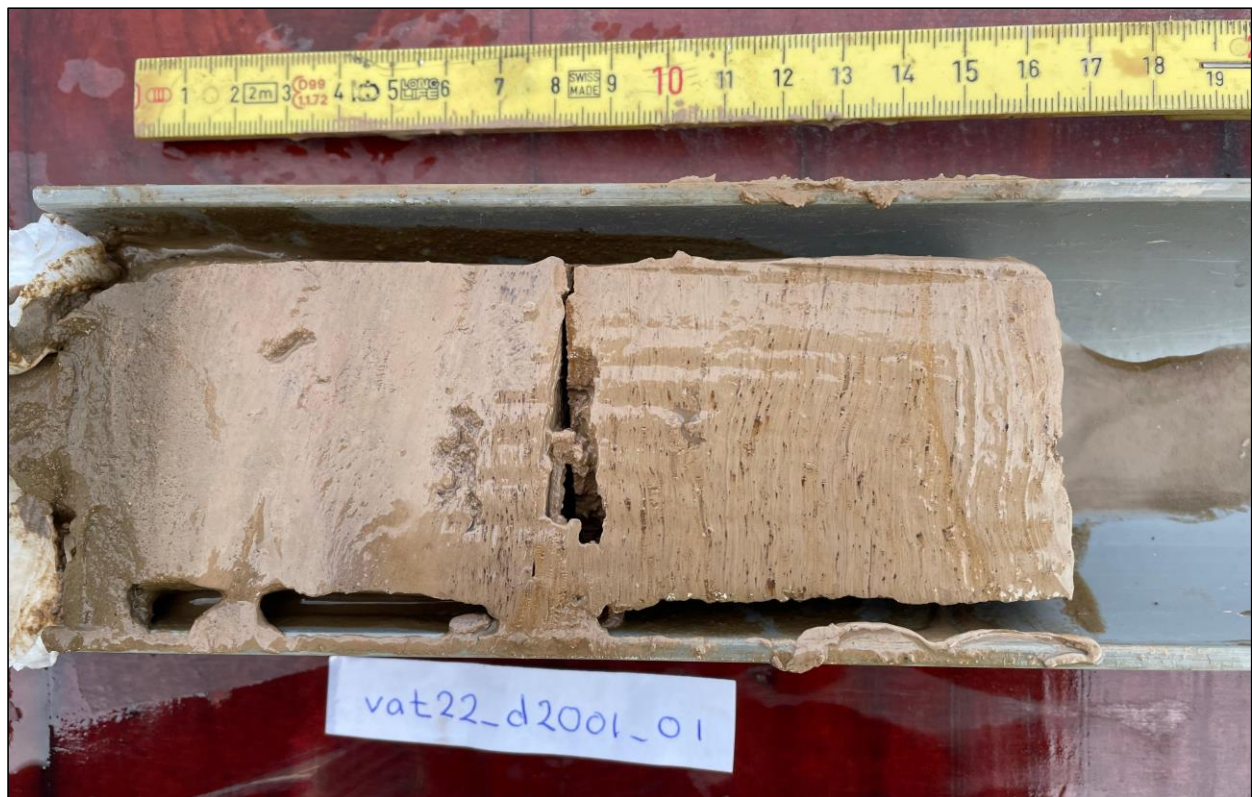
Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 480 920	Easting: 474 360	Vattendjup (m): 38,0
Mätlinje: sp_vat22_d_2a_LF		Tidpunkt: 2023-06-03 10.14	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-2	Postglacial finsandig gyttjelera		
2-16	Glacial lera		De nedre lagren i den glaciala leran är komprimerade/störda. Kan ha skett vid en isframstöt under deglaciationen.
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöanalys? Postglacial sand på lera?			
Slutsats/kommentar: På erosionsytan låg det en del mindre gruspartiklar, dessa utgör tillsammans med finsanden i den översta enheten förmodligen residualmaterial från den eroderade glacial leran. Analysprov ej tagna. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled. Eventuellt miljöanalysprovtagning om det översta tunna skiktet är tillräckligt tjockt.

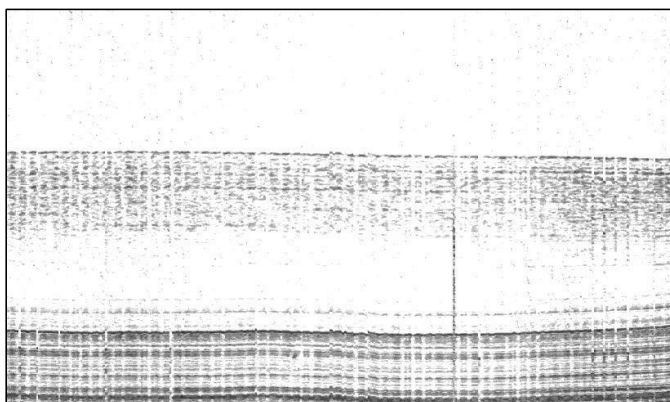


Figur 2. En jämn, oxiderad bottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 494 078	Easting: 481 964	Vattendjup (m): 73,0
Mätlinje: sp_vat22_d_3a_1_LF		Tidpunkt: 2023-06-04 10.18	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd		Anmärkning
0-23	Postglacial lergyttja		
23-65	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov? Pb210 - tas ej då medel inte finns i budgeten 2023.			
Slutsats/kommentar: Analysprov tagna på nivån 0-3 cm, 6-9 cm, 12-15 cm och 57-65 cm (metaller). Ansvarig geolog Olof Larsson.			



Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.

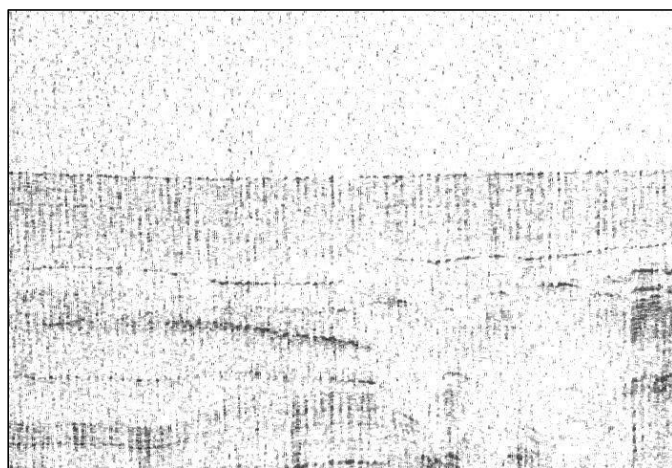


Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.

Positionering: SWEREF 99 TM	Northing: 6 499 060	Easting: 482 277	Vattendjup (m): 92,0
Mätlinje: sp_vat22_d_4b_1_LF		Tidpunkt: 2022-10-12 10.00	
Provtagare: Undervattenskamera, Kajakprovtagare, GEMAX			
Djup i cm	Lagerföljd	Anmärkning	
0-58	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Lokal lämplig för miljöprov och Pb210?			
Slutsats/kommentar: Postglacial lergyttja. Måttlig konsolidering men gradvis ökande nedåt. Mer rinnande i övre delar, sedan elastoplastisk, men gradvis övergång. Analysprov tagna på nivån 0-3 cm, 10-13 cm, 20-23 cm. En kärna för radiometrisk datering tagen på 0-30 cm. Ansvarig geolog Olof Larsson.			



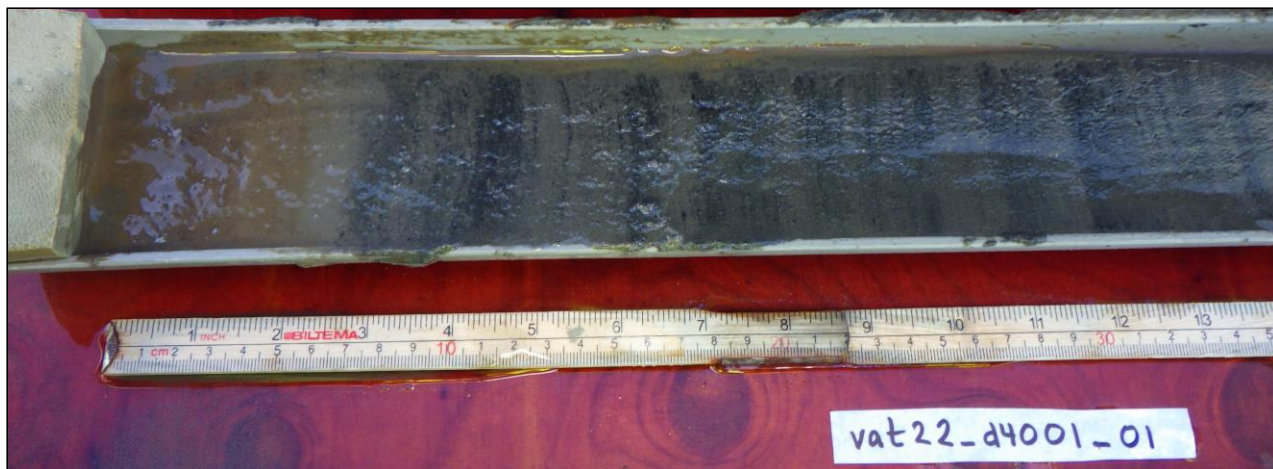
Figur 1. Sedimentekolodsprofil, provpositionen är mitt i profilen i sidled.



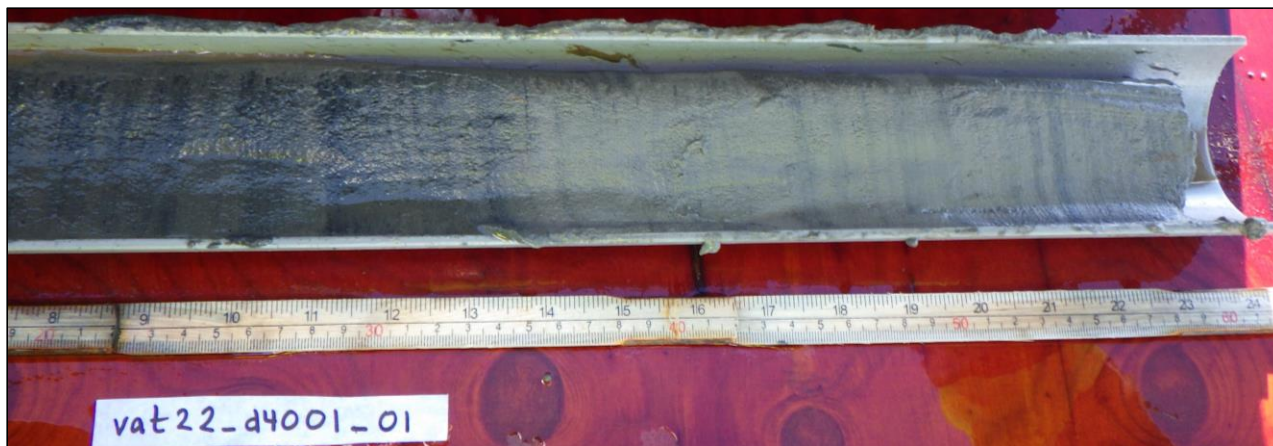
Figur 2. En jämn, oxiderad mjukbottenyta. Måttligt med småfisk.



Figur 3. Sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 4. Övre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.



Figur 5. Nedre delen av sedimentkärna tagen med kajakprovtagare. Uppåt är till vänster i bild.