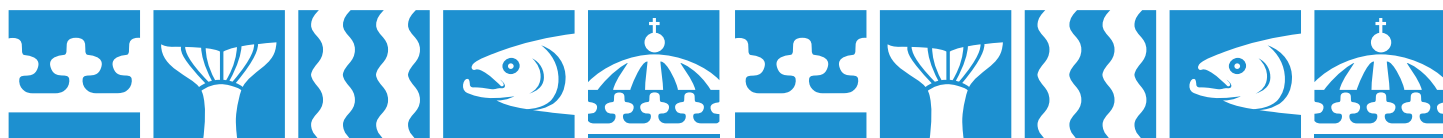


# Risiklassning av Fiberbankar i Västernorrland

Slutrapport



Omslagsbild: Fabrik mellan Bollstabruk och Kramfors vid Ångermanälven  
Fotograf: Jan Lindmark

Länsstyrelsen Västernorrlands publikationsserie

Rappor nr: 2017:06

ISSN 1403-624X

Tryck: Länsstyrelsen Västernorrland

Tryckort: Härnösand

Tryckår: 2017

Författare: Anna Stjärne, Kristina Rydja, Emelie Haglund

Denna rapport går att få i alternativt format.

2017-06-15

## Sammanfattning

I slutet på 1800-talet tog skogsindustrin i Västernorrland fart och utvecklingen resulterade i att länet i början av 1900-talet hade 30 stycken aktiva massa-och pappersindustrier. Utvecklingen innebar en omfattande tillväxt i länet men dessvärre även en betydande påverkan på miljön.

Utsläpp av fiberhaltigt vatten från skogsindustrin har gett upphov till att fiberbankar och fiberrika sediment återfinns i recipienter utanför massa- och pappersfabrikerna. Tidigare undersökningar av fiberhaltiga sediment har visat på höga halter av både tungmetaller och organiska miljögifter. Undersökningar av stationär fisk vid ett urval av de fiberhaltiga sedimenten ger indikationer på att det även sker bioackumulation för vissa förorenade ämnen upp i näringskedjan.

Resultaten från tidigare undersökningar har implementerats i Länsstyrelsens arbete med förorenade områden i och med att de nu har riskklassats och lagts in i EBH-stödet, länsstyrelsernas databas för förorenade områden i Sverige. De fiberhaltiga sedimenten har inventerats och riskklassats i enlighet med Naturvårdsverkets Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO).

Inventering och riskklassning av förorenade områden har tidigare främst genomförts på land. Detta beror delvis på att MIFO-metodiken är främst utvecklad i detta syfte. Av denna anledning har Länsstyrelsen Västernorrland tagit fram en specifik metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment. Metodiken bygger på Naturvårdsverkets MIFO-metodik men den inkluderar de parametrar som är väsentliga för riskklassning av fiberbankar och fiberrika sediment.

I Västernorrland har 24 områden med fiberbankar och eller fiberrika sediment riskklassats. Resultaten från riskklassningen redovisas i denna rapport. Riskklassningen är avsedd att fungera som ett prioriteringsverktyg för Länsstyrelsen det fortsatta arbetet med fiberbankar och fiberrika sediment i Västernorrland.

Resultaten från projektet kommer att vara till stor nytta i Länsstyrelsens fortsatta ansträngningar för att nå miljö kvalitetsmålen *Giftfri miljö*, *Hav i balans samt levande kust och skärgård* och *Ett rikt växt och djurliv*

Ylva Aller  
Länsråd

Anna Stjärne  
Miljöskydds enheten

2017-06-15

## Abstract

Västernorrland is among Sweden's foremost provinces in regards to forestry. In the late 19<sup>th</sup> century the forest industry bloomed and by the early 20<sup>th</sup> century there was 30 active pulp and paper mills in Västernorrland. The progression created a vast economic growth and welfare for the province but unfortunately also resulted in a significant impact on the environment.

The discharge of fibrous water from forest industries has generated fiber bank deposits and fiber rich sediments in water bodies adjacent to pulp and paper mills. Investigative studies of the fibrous sediments show they contain high levels of heavy metals and organic pollutants. Furthermore, stationary fish captured close to some of the fibrous sediments indicate that there is an ongoing bioaccumulation of some contaminants into the food chain.

In order for the County Administrative Board to implement the results from previous surveys into the Swedish database for contaminated areas, the fibrous sediments needs to be inventoried and risk-classified in accordance with the Environmental Protection Agency's (EPA) Methodology for Inventory of Contaminated Sites (MIFO).

Inventory and risk classification of contaminated sites have previously been carried out mainly on land. This is partly because the methodology is primarily developed for this purpose. For this reason the County Administrative Board of Västernorrland developed a specific methodology for the risk classification of fibrous sediment. The methodology is based on the EPA's model but is designed in such a way it only comprises parameters that are essential for the risk classification of fiber bank deposits and fiber-rich sediment.

In Västernorrland 24 areas containing fiber bank deposits and or fiber-rich sediment has been risk classified. Results from the risk classification are outlined in this report and is intended to serve as a priority tool for the County administrative board in the continued work with fiber bank deposits and fiber-rich sediment.

Ylva Aller  
Länsråd

Anna Stjärne  
Miljöskyddsenheten

## Innehållsförteckning

1.	Bakgrund .....	7
1.1.	Skogsindustrin i Västernorrland .....	7
1.2.	Tidigare undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment.....	7
1.3.	Begreppen Fiberbankar och fiberrika sediment .....	10
1.4.	Föroreningar i fiberhaltigt sediment .....	11
2.	Projektbeskrivning .....	12
2.1.	Bakgrund .....	12
2.2.	Övergripande projektmål .....	12
2.3.	Implementering av fiberbanksprojektet i arbetet med förorenade områden.....	13
3.	Metod.....	17
3.1.	Förberedelser och underlagsmaterial .....	17
3.2.	Avgränsningar .....	20
3.3.	Metodik för Inventering av Förorenade Områden .....	20
3.4.	Riskklassning av fiberhaltiga sediment.....	21
3.5.	Bedömningsgrunder .....	21
4.	Resultat .....	31
4.2.	Föroreningarnas farlighet (F) .....	34
4.3.	Föroreningsnivå (N) .....	34
4.4.	Riskkvoter kvicksilver, metylkvicksilver och dioxin i fiberbank och fiberrika sediment.....	37
4.5.	Övriga organiska föroreningar .....	44
4.6.	Metaller .....	47
4.7.	Mängd och volym .....	50
4.8.	Spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde .....	57
4.9.	Redovisning från miljömedicinsk riskbedömning .....	70
4.10.	Osäkerheter .....	70
5.	Diskussion .....	72
5.1.	Känslighetsanalys av beräkningsmodellen .....	72
6.	Sammanfattande bedömning .....	73
6.1.	Prioriterade områden .....	73
6.2.	Kvarvarande kunskapsluckor och problemställningar.....	80

7.	Slutsats.....	81
8.	Referenser.....	83
9.	Bilagor.....	85

# 1. Bakgrund

## 1.1. Skogsindustrin i Västernorrland

Västernorrland är ett län med omfattande skogsindustri. Under 1800- och 1900-talet har ca 30 stycken aktiva pappers- och massaindustrier och uppemot 400 sågverk funnits i länet.

Massa- och pappersindustrin är den del av skogsindustrin som använder ved i tillverkning av pappersmassa. Inte förrän 1969, då miljöskyddslagen infördes kom restriktioner på att avlopps- och processvatten skulle renas från dessa verksamheter. Detta resulterade i att skogsindustrin under lång tid släppte ut stora mängder av både kemikalier och träfiber. Dessa utsläpp har ofta bildat bankar av fibermaterial utanför industrierna.

Länsstyrelsen Västernorrland arbetar kontinuerligt med att identifiera, inventera och riskklassa förorenade områden i länet där fokus många gånger har varit på verksamheter anknutna till skogsindustrin. Redan under mitten på 1900-talet upptäcktes förekomsten av syrefria bottenar i anslutning till pappers- och massaindustrier i länet. Sedan miljölagstiftningen infördes har dock industriernas utsläpp minskat och bottenarna bedöms långsamt återhämta sig. Under tidigt 90-tal påbörjades en omfattande studie av förorenade områden i länet och det resultatet visade dock på ett stort behov av att fortsätta att undersöka sediment utanför pappers- och massaindustrier (Heinemo, 2001).

## 1.2. Tidigare undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment

Mellan åren 1970 till 1990 uppmärksammades flera olika biologiska förändringar i Västernorrlands kustmiljöer. I Ångermanälven upptäcktes syrefria bottenar med en avsaknad av bottenfauna och alger. I Sundsvallsbukten har förhöjda halter av tungmetaller och förhöjda halter av organiska ämnen. Dessa resultat visade att det fanns ett stort behov att undersöka förekomsten av och källorna till miljögifterna och detta utgör en grund för de undersökningar och forskningsprojekt som har genomförts och pågår i länet än idag (Heinemo, 2001).

### 1.2.1. Undersökningar av förorenade områden 1992-1998

Mellan åren 1992-1998 genomförde Länsstyrelsen Västernorrland ett projekt för undersökningar av förorenade områden i länet vid industriell verksamhet med anknytning till skogsindustrin. Undersökningarna var främst fokuserade på tre specifika verksamheter; sulfitmassafabriker, träsliperier och kreosotimpregneringsverk (Heinemo, 2001).

De områden med massafabriker som undersöktes var Örnsköldsviksfjärden, Köpmanholmen, Kramfors, Svanö, Utansjö, Söråker, Fagervik, Ortvik, Svartvik, Nyhamn och Essvik. Vid samtliga fabriker har sulfitmetoden tillämpats för massaframställningen där kisaska bildats som restprodukt. I början av 1900-talet exporterades kisaskan till utlandet då

den innehöll höga halter av järnoxid. Detta förfarande avtog kring 1950-talet och det innebar att det blev svårare för industrierna att omhänderta restprodukten. Detta resulterade i att en del av verksamheterna deponerade kisaskan på fabriksområdet eller använde den som utfyllnadsmaterial vid kajerna (Heinemo, 2001).

Resultaten från undersökningarna visade på höga halter av metaller i sedimenten, framförallt arsenik, bly, kadmium, kvicksilver och zink utanför områdena där kisaska uppkommit vid sulfitmassabruken. Spridning av metallerna till alger och fisk kunde också påvisas genom undersökningarna (Heinemo, 2001).

### **1.2.2. Fiberbanksprojektet**

År 2009 påbörjade Länsstyrelsen Västernorrland Fiberbanksprojektet tillsammans med SGU. Det primära syftet med projektet var att utveckla en ny metodik för att identifiera och beräkna utbredningen av fiberbankar och fiberrika sediment genom att använda hydroakustiska mätmetoder. Det sekundära syftet var att genom provtagningar och kemiska analyser avgöra föroreningsgraden i sedimenten.

Sammanlagt undersöktes 22 områden i länets kustmiljöer med pågående eller nedlagda verksamheter med anknytning till skogsindustrin. Resultaten från undersökningarna visade på höga halter av både metaller och organiska miljögifter i fiberbankar och fiberrika sediment. Arean på de undersökta fiberbankarna uppgick till cirka 1,5 km<sup>2</sup> och de fiberrika sedimenten cirka 14,2 km<sup>2</sup> (Apler et al, 2014), figur 1. Ytterligare kartor över de riskklassade områdena återfinns i Bilaga 1.





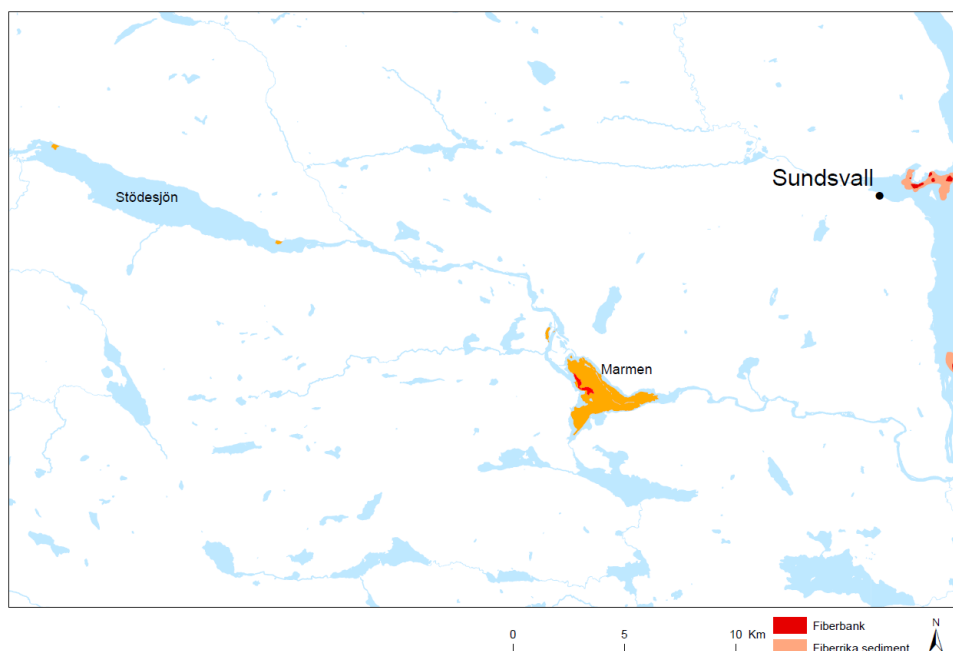
© Sveriges Geologiska undersökningar, © Lantmäteriet Geodatasamverkan och © Länsstyrelsen Västernorrland

Figur 1, Karta över undersökta områden i Fiberbanksprojektet, 2014

### 1.2.3. FIN-projektet

SGU och Länsstyrelserna i Norrland har efter Fiberbanksprojektet genomfört en ny undersökning som omfattar fiberbankar och fiberrika sediment i Norrland. Detta projekt benämns FIN (Fiberbankar i Norrland) och har liknande syfte som Fiberbanksprojektet. Utöver detta ska även åtgärdsförslag tas fram för ett antal pilotområden inom projektet. Två områden i Västernorrland har undersökts i FIN-projektet, Marmen och Stödesjön, se figur 2.

De två områdena som undersöktes inom FIN-projektet ligger till skillnad från fiberområdena i Fiberbanksprojektet, i sötvattenmiljö. I de två områdena har både metaller och organiska miljögifter påträffats i de fiberrika sedimenten men det är metylkvicksilver som utgör den främsta föroreningen (Norrlin, J. et al, 2016).



© Sveriges Geologiska undersökningar, © Lantmäteriet Geodatasamverkan och © Länsstyrelsen Västernorrland

**Figur 2; Karta över undersökta områden FIN-projektet i Västernorrland, 2016.**

#### 1.2.4. För- och huvudstudier

En del objekt har undersökts tidigare i samband med för- och huvudstudier utförda av kommunala huvudmän. Dessa områden innefattar Essvik (Björinger, P., Pyyny, M. 2007), Köpmanholmen (Heinemo, Sven-Åke. 2004), Svanö (Nordbäck, Johan 2011:1) och Hallstanäs (Nordbäck, Johan 2011:2).

För- och huvudstudierna har främst fokuserat på specifika föroreningar som förknippats med de tidigare verksamheterna varför de kemiska analyserna för dessa objekt inte varit lika omfattande som de i Fiberbanksprojektet. Vid Essvik har det exempelvis främst utförts undersökningar med avseende på metaller och PCB. Vid Köpmanholmen har analyser genomförts med avseende på kvicksilver och dioxin, och vid Svanö och Hallstanäs tungmetaller. Det som är gemensamt för alla fyra områden är att kvicksilver bedöms vara den främsta föroreningen.

### 1.3. Begreppen Fiberbankar och fiberrika sediment

De områden som har undersökts har delats upp i fem kategorier; fiberbankar, fiberrika sediment, tippmassor, bark och träflis samt icke fiberhaltiga sediment (Norrlin, J. et al, 2016).

Fiberbankar består av ett sedimentlager som nästan enbart är uppbyggt av fiber (träfiber som har bearbetats i produktion, framförallt massafiber för pappers- eller boardtillverkning). En fiberbank finns nära utsläppskällan. Undantag för detta är där fiber släpps ut i strömmande vatten så som en älv. En fiberbank har ofta en konvex form, men mer plana former kan också förekomma.

Fiberrika sediment är ett bottenområde med naturliga sediment som har ett tydligt innehåll av fiber eller trä- och barkflis. Fiberrika sediment är ofta utspridda över en större yta än fiberbankar och kan hittas längre bort från utsläppskällan.

Tippade massor, ofta från muddringsarbeten, har mycket varierande och omrört innehåll. Fiber kan förekomma i de fall fibersediment har muddrats.

Bark och träflis kan enbart förekomma som uppbyggt sedimentlager. Dessa kan komma från sågverk, impregneringsanläggningar, barkningsanläggningar etc.

Fiberfattiga eller fiberfria områden där inga indikationer på fiberförekomst kan också förekomma i de undersökta områdena. Dessa områden har dock inte ingått i riskklassningen.

#### 1.4. Föroreningar i fiberhaltigt sediment

I undersökningen av fiberbankar i Västernorrlands län (Apler et al 2014) identifierades ett flertal föroreningar i de nu riskklassade områdena. Dessa ämnen utgörs av organiska ämnen och metaller.

Miljögifter är ämnen som har en skadlig inverkan på miljön när de släpps ut. De är giftiga, långlivade, tas upp av levande organismer och har en förmåga att spridas i miljön. Ämnen som skadar levande organismer kallas toxiska (giftiga). När de förekommer i naturmiljön kallas de miljögifter. Miljögifter har sådana kemiska egenskaper att de tas upp och lagras i levande organismer. Ämnets fettlöslighet har stor betydelse för hur mycket det tas upp och lagras i organismer. För många ämnen är halterna i miljön för höga och orsakar problem för människor och miljö. Det här gäller både vissa organiska ämnen, som PCB, DDT, dioxiner, klorfenoler och vissa oorganiska ämnen, som metaller (Norrlin et al, 2016; Naturvårdsverket, 2008)

För de organiska ämnena har undersökningarna avgränsats vid att främst utreda förekomst av klorerade organiska ämnena. Dessa ämnen är dioxiner och furaner, som uppkommer oavsiktligt vid en mängd olika processer, bland annat vid klorblekning av massan eller tillverkning av klorgas inom kloralkaliindustrin. Andra ämnen som har använts avsiktligt är klorfenoler som har använts för att skydda trä mot svampangrepp. Klorbensener som hexaklorbensen (HCB) kan både ha bildats oavsiktligt vid termiska processer där organiskt material och klor är närvarande eller avsiktligt som kemikalie i industriella processer. Andra grupper av ämnen som kan

förekomma i fiberbankar är olika typer av bekämpningsmedel. Exempel på detta är Diklordifenyltrikloretan (DDT) och Hexaklorcyklohexan (HCH). Polyklorerade bifenyler (PCB) är en stor grupp av ämnen som har använts i bland annat elektrisk utrustning som kondensatorer och transformatorer, men även som tillsatts ämnen i kopieringspapper och som mjukgörare på golv och betongfogar. Polyaromatiska kolväten (PAH) är en grupp ämnen som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material (Norrlin et al, 2016; Naturvårdsverket, 2008)

Bland metallerna har kvicksilver använts i stora mängder i skogsindustrin, främst vid kloralkalifabriker vid framställning av klorgas till klorblekning av pappersmassan. Organiska former av kvicksilver har använts för att impregnera slipmassa samt som slembekämpande medel i processapparatur. (Sandström et al, 2016)

Kisaska är en biprodukt från framställning av svavelsyra genom rostning av svavelkis. Svavelkis användes bland annat i sulfitkokning av pappersmassa. Kisaska är en slags järnoxid med höga halter tungmetaller som arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar och zink. Innan kisaskans skadeverkningar blev kända användes den som bland annat markutfyllnadsmaterial (Nordbäck et al, 2004).

## 2. Projektbeskrivning

### 2.1. Bakgrund

Naturvårdsverket beviljade under 2014 medel till dels ett tillsynsprojekt med syftet att utveckla en ny metodik för att riskklassa fiberbankar samt dels till utredningsmedel för att genomföra kompletterande undersökningar och genomföra analyser på sparade prover som tagits inom ramen för fiberbanksprojektet 2010-2014.

En riskklassning har som syfte att vara ett prioriteringsunderlag för att visa vilka områden som bedöms ha störst potentiell påverkan på miljö och hälsa. Denna bedömning bidrar till ett beslutsunderlag för att kostnadseffektivt besluta om ytterligare utredningsmedel eller rikta eventuella krav mot ansvariga verksamhetsutövare med syfte att genomföra ytterligare undersökningar och eventuellt framtida saneringsåtgärder. För att detta skulle vara möjligt för de förorenade fiberhaltiga områdena behövdes det först tas fram en ny metod för att riskklassa dessa. Framtagandet av riskklassningsmetodiken har bidragit till den metodutveckling som Länsstyrelsen har utvecklat avseende karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment samt bidrar till ett nytt verktyg för andra länsstyrelser i Sverige med motsvarande problem.

### 2.2. Övergripande projektmål

Projektet "Riskklassning av förorenade fiberbankar i Västernorrland" har ett övergripande projektmål och fem delmål. I denna rapport slutredovisas

projekt mål 3 om den genomförda riskklassningen. Tidigare i projektet har projekt mål 2 redovisats i en separat rapport avseende metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates, 2016).

Det övergripande projekt målet är;

Bidra till den metodutveckling som Länsstyrelsen har initierat, där den genomförda karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment ingår. Implementera dessa resultat i arbetet med förorenade områden inom Länsstyrelsen inför framtida undersökningar och åtgärder. I arbetet ingår även att initialt utreda eventuellt ansvar för verksamhetsutövare för att stödja det privatfinansierade arbetet med förorenade områden.

#### **2.2.1. Projekt mål**

Projekt mål 1. Ta fram en plan för hur Länsstyrelsen inom arbetet med förorenade områden ska arbeta med en metodik för riskklassning av förorenade fiberhaltiga sediment.

Projekt mål 2. Ta fram metodik för riskklassning av förorenade fiberhaltiga sediment.

Projekt mål 3. Genomföra MIFO-fas 2 inventering av identifierade lokaler och föra in dessa i ebh-stödet.

Projekt mål 4. Genomföra kompletterande analyser av föroreningar som ett underlag för prioritering av de olika områdena.

Projekt mål 5. Översiktligt utreda ansvaret för ett antal lokaler.

### **2.3. Implementering av fiberbanksprojektet i arbetet med förorenade områden**

#### **2.3.1. Hur arbetar man med risker i arbetet med förorenade områden**

Risk kan uttryckas som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på exempelvis människors hälsa eller miljön. För att ett förorenat område ska utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där den kan orsaka exponering av människa och miljö eller orsaka en försämrad kvalitet på grund- och ytvattenresurser. Exponeringen måste också kunna ge upphov till en negativ effekt hos något skyddsobjekt för att en risk ska föreligga.

I föreliggande riskklassningsmodell har potentiella skyddsobjekt identifierats och till viss del har även exponeringen kvantifierats. Upptag i fisk har ingått som en del av bedömningen, både vad gäller spridningsförutsättningar och känslighet. För att ett område ska bedömas som ett förorenat område krävs inte att det behöver föreligga en faktisk

konstaterad exponering av ett skyddsobjekt. Det krävs enbart att det är en potentiell risk för att detta kan föreligga för att området ska bedömas som förorenat. Nästa steg efter riskklassning i undersökningsprocessen vid de förorenade fiberbankarna och fiberhaltiga sedimenten är att därefter genomföra en riskbedömning. För mer information om hur man arbetar med riskklassningar och riskbedömning av förorenade områden i Sverige kan man läsa i Naturvårdsverkets rapporter 4918 och 5977.

### **2.3.2. Vad ingår i en riskbedömning?**

Syftet med en riskbedömning är att uppskatta och kvantifiera vilka risker en föroreningssituation innebär idag och i framtiden och hur mycket riskerna behöver reduceras för att det inte ska uppstå oacceptabla effekter på miljö, hälsa och naturresurser. Risker som kan uppstå på kort och lång sikt, liksom akuta risker behöver bedömas inom det förorenade området och i påverkansområdet.

### **2.3.3. Vad är en acceptabel risk i vid förorenade områden?**

Mot bakgrund av att människor exponeras för föroreningar på många olika sätt (till exempel via luft, mat, vatten, läkemedel och i arbetsmiljön) utgår man i riskbedömningen från att exponeringen från ett förorenat område för en enskild individ generellt bör inteckna maximalt 50 procent av det tolerabla dagliga intaget (TDI eller motsvarande toxikologiskt referensvärde). Detta gäller för ämnen som bedöms ha en tröskelnivå under vilka inga negativa hälsoeffekter uppkommer.

För vissa ämnen finns kunskap som visar att människors exponering från framför allt mat är i närheten av det tolerabla dagliga intaget. Utrymmet för exponeringen från förorenade områden för dessa ämnen bör vara lägre än 50 procent. I riktvärdesmodellen för förorenad mark får maximalt 20 procent av det tolerabla intaget för ämnena bly, kadmium och kvicksilver komma från det förorenade området och för de persistenta organiska föroreningarna dioxiner och PCB är motsvarande siffra 10 procent.

För ämnen utan tröskeffekt (genotoxiska cancerogena ämnen) bedöms risken minska med minskande exponering, men ingen exponering är riskfri. För genotoxiska cancerogena ämnen i Sverige i efterbehandlingsmanhang, liksom i många andra europeiska länder, utgår man från att ett extra cancerfall per 100 000 exponerade individer under en livstid kan accepteras.

Det är inte bara risken för att människor blir exponerade av föroreningar som tas med i bedömningen av förorenade områden. Även den omkringliggande miljön tas med i bedömningen. Ytvatten, såväl havsområden som sjöar och vattendrag har generellt ett högt skyddsvärde i bedömningen av påverkan på miljön. Detta gäller generellt eftersom även om man bedömer att ett närliggande ytvatten inte är direkt skyddsvärdt så kan det stå i förbindelse med andra skyddsvärda ytvatten eller bidra till en diffus föroreningsbelastning nedströms. Ytvatten med känsliga biotoper

eller arter samt sjöar och vattendrag som används som dricksvattentäkter har särskilt högt skyddsvärde.

Hav, sjöar och vattendrag utgör också viktiga resurser för fiske och rekreation. Det är inte önskvärt att belastningen från förorenade mark- och sedimentområden leder till vare sig en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt riskerar att försämra kvaliteten på ytvatten. EUs ramdirektiv för vatten, Direktiv 2000/60/EG, syftar till att vi ska uppnå en långsiktigt hållbar förvaltning av våra vattenresurser. Alla sjöar, vattendrag, kustvatten samt grundvatten omfattas. Huvudsyftet med vattenförvaltningen är att säkerställa en god vattenstatus i EU:s alla länder. Sverige har till största delen införlivat ramdirektivet för vatten i den nationella lagstiftningen i både miljöbalken, vattenförvaltningsförordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och i länsstyrelsernas instruktion. Vattenförvaltningen avser vattenmiljön i sin helhet, det vill säga vattenkvalitet, vattenkvantitet och biologi, där även en bedömning av hur förorenade sediment påverkar vattenmiljön och upptag i biota ingår. Syftet är att skydda och förbättra tillståndet i vattnets ekosystem samt säkerställa en tillräcklig tillgång på vatten av god kvalitet för en långsiktigt hållbar och rättvis användning.

I riskbedömning av ett förorenat område bör skydd av sediment och ytvatten utgå från att inga allvarliga störningar sker i vattenekosystemet och att dess funktioner upprätthålls samt att säkerställa en god vattenstatus uppnås. Det innebär att varken riskbaserade haltkriterier eller gränsvärden från vattenförvaltningen bör överskridas. Mer information om hur man bedömer risker vid förorenade områden finns att läsa i Naturvårdsverkets rapport "Riskbedömning av förorenade områden - En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning" (Naturvårdsverket, 2009).

#### **2.3.4. Acceptabla risker för miljöeffekter och hälsa från förorenade fiberbankar och fibersediment**

Risken för miljöeffekter från ett förorenat sedimentområde bör inte bidra med en nivå som normalt motsvarar 50 procent av miljökvalitetsnormerna (Naturvårdsverket, 2009). För metaller och långlivade organiska ämnen utgår man från avvikelse från normalt förekommande halter. Detta innebär att en riskbedömning som görs för förorenade fiberbankar eller fiberrika sediment bör ha som utgångspunkt och målsättning att inte bara bidra till skydd av ytvattenmiljön utan även ge skydd för människors hälsa om ytvattnet används som dricksvatten eller om man äter fisk från recipienten.

#### **2.3.5. Ansvaret för fortsatta undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment**

Ett förorenat område är ett relativt väl avgränsat område (mark- eller vattenområde, byggnader och anläggningar) där en eller flera föroreningar förekommer. En förorening är ett ämne som härrör från mänsklig aktivitet och som förekommer i jord, berg, sediment, vatten eller byggnadsmaterial i en halt som överskrider bakgrundshalten (Naturvårdsverket, 2012). Ett

förorenat fiberhaltigt område är i vissa fall relativt avgränsat, men inte i alla fall. Det är inte heller säkert att de föroreningar som påträffas inom ett område enbart kommer från en typ av verksamhet. I många områden kommer föroreningarna från flera olika verksamheter. Föroreningarna på ett område kan dessutom vara orsakade av diffusa källor. Diffusa föroreningskällor är där källan genom naturliga processer fortsätter att läcka ut skadliga ämnen trots att det inte sker någon påfyllning. Exempel på diffusa föroreningskällor är jordbruks- och skogsmark som läcker förorenande ämnen.

Om uppmätta halter innebär att sedimenten är förorenade i en omfattning som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön föreligger en föroreningsskada i den mening som avses i 10 kap. 1 § miljöbalken (se Mark- och miljööverdomstolens avgörande 2014-01-21 i mål nr M 1784-13).

Ansvarig för efterbehandling och undersökning är den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen (polluter pays principle). Den som bedriver eller har bedrivit verksamhet som har bidragit till föroreningsskadan är att anse som verksamhetsutövare enligt 10 kap. 2 § miljöbalken.

Av 10 kap. 4 § miljöbalken följer att den som är ansvarig för att avhjälpa en föroreningsskada i skäligen omfattning ska utföra eller bekosta det avhjälpande som på grund av föroreningen behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön. När ansvarets omfattning bestäms ska hänsyn tas till hur lång tid som har förflutit sedan föroreningen ägde rum, vilken skyldighet den ansvarige hade att förhindra framtida skadeverkningar och omständigheterna i övrigt. Om en verksamhetsutövare visar att den har bidragit till föroreningen endast i begränsad mån, ska även detta beaktas vid bedömningen av ansvarets omfattning. Enligt praxis ska skälighetsavvägningen göras i två steg (se bl.a. MÖD 2010:18). För det första ska det utredas vilka efterbehandlingsåtgärder som är miljömässigt motiverade och rimliga från kostnadssynpunkt. Därefter ska det ske en bedömning av ansvarets omfattning.

För att kunna tillämpa 10 kap. miljöbalken behöver föroreningen vara konstaterad. Vid arbetet med riskklassningarna av fibersedimenten har vissa undersökningar och provtagningar genomförts. Resultatet av de undersökningarna visar att fibersedimenten för ett flertal områden är förorenade i en omfattning som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. För dessa områden föreligger därmed en föroreningsskada i den mening som avses i 10 kap. 1 §. Omfattningen av föroreningsskadan för ett flertal av dessa områden är dock ännu inte avgränsad. Det går därmed inte att uttala sig om vilka efterbehandlingsåtgärder som är miljömässigt motiverade.



Enligt gällande praxis är det sällan motiverat att i undersökningsskedet jämka omfattningen av ansvaret (se bl.a. MÖD 2003:127 och MÖD 2006:36). Av förarbetena till 10 kap. 4 § miljöbalken framgår att om en verksamhetsutövare kan visa att en del av föroreningen endast beror på åtgärder av andra verksamhetsutövare bör det normalt inte vara skäligt att ålägga honom efterbehandlingsansvar för den delen av föroreningen (se prop. 1997/98:45 del 2 s. 121).

Den omständigheten att möjligheten att föra en framgångsrik regresstalan gentemot andra verksamhetsutövare kan försvåras i ett fall som dessa där det kan finnas många diffusa föroreningskällor utgör inte i sig skäl för att jämka ansvaret (se MÖD M 1784-13). Vilket ansvar eventuella bolag har för åtgärder som eventuellt kan komma att krävas i ett senare skede kan bedömas först sedan resultaten av fördjupade undersökningar redovisats. I ett sådant sammanhang bör hänsyn tas även till kostnaderna för undersökningarna (se MÖD M 3960-12 och M 1784-13 ).

Av 10 kap. 6 § första stycket första meningen följer att om flera verksamhetsutövare är ansvariga enligt 2 §, ska de svara solidariskt i den utsträckning annat följer av att ansvaret är begränsat enligt 4 eller 5 §. I förarbetena anges att om en bedömning enligt 4 § första stycket skulle medföra att det inte är skäligt att utkräva mer än ett begränsat ansvar för någon eller några av de ansvariga ska inte det solidariska ansvaret få till följd att ansvar utöver begränsningen utkrävs (se prop. 1997/98:45 del 2 s. 122). Lagtextens ordalydelse tillsammans med förarbetsuttalandena innebär att det saknas rättsligt stöd för att enligt 10 kap. 6 § miljöbalken göra bolag ansvariga för efterbehandlingsåtgärder utöver det ansvar som bestämts enligt 4 § samma kapitel. Detta innebär att det saknas rättsligt stöd att fastställa ett ansvar för föroreningskador som kan orsakas av diffusa källor och bolaget har därmed små möjligheter att regressvis kräva ersättning från andra verksamhetsutövare.

Sammanfattningsvis torde det finnas skäl att kunna förelägga en verksamhetsutövare att genomföra miljötekniska undersökningar av förorenade fibersediment.

### 3. Metod

#### 3.1. Förberedelser och underlagsmaterial

Riskklassningen av fiberbankar i Västernorrland utgår från de miljöanalyser samt kartläggningen av fiberbankar som genomfördes 2010 - 2014 av Länsstyrelsen Västernorrland (Apler et al, 2014) i Fiberbanksprojektet eller i FIN-projektet (Norrlin et al, 2016). Metoden för kartläggningen finns utförligt beskriven i den rapport som togs fram inom projektet.

I arbetet med att riskklassa fiberbankar och fiberrika sediment har som regel endast det analysdata som togs fram inom ramen för

Fiberbanksprojektet använts. Anledningen till detta är att i och med att samma provtagningsmetod har använts för alla områden inom Fiberbanksprojektet har riskklassningen av områdena bedömts utifrån ett likvärdigt underlag. Detta skapar en högre tillförlitlighet samt möjliggör en jämförelse mellan de olika områdenas resultat.

En del områden som har riskklassats har undersökts tidigare i samband med för- och huvudstudier. Dessa områden innefattar Essvik, Köpmanholmen, Svanö och Hallstanäs. Med anledning av detta har områdena inte undersökts i samma omfattning under Fiberbanksprojektet, men analysdata från dessa undersökningar har använts vid den riskklassning som nu har genomförts. Referensen anges i så fall i varje enskilt objekts riskklassning i bilaga 1-2.

Inom projektet undersöktes 22 områden i länets kustmiljöer med pågående eller nedlagda verksamheter med anknytning till skogsindustrin. Arean på de undersökta fiberbankarna uppgick till cirka 1,5 km<sup>2</sup> och de fiberrika sedimenten cirka 6,5 km<sup>2</sup> (Apler et al, 2014).

En del riskklassade områden omfattar både fiberbank och fiberrika sediment inom samma område och för dessa områden har bedömningen genomförts för både fiberbanken och fiberrika sediment var och en för sig, men riskklassningen gäller båda delarna integrerat. Dessa områden är; Örnköldsviksfjärden, Skönviken, Köpmanholmen, Hallstanäs, Ortviken, Väja-Dynäs, Kramforsviken, Essvik och Utansjö.

För andra områden har fiberbank eller fiberrika sediment påträffats skilda åt. Då har riskklassningen genomförts var och en för sig. Dessa områden är; Svanö och Marmen. För en del områden har endast fiberbank eller endast fiberrika sediment påträffats. De områden som ingick i kartläggningen och som nu riskklassats är, tabell 1;

**Tabell 1; Sammanställning över vilka områden som riskklassats för respektive vattenförekomst.**

Objekt	Vattenförekomst	Fiberbank	Fiberrika sediment
Örnsköldsviks fjärden	Örnsköldsviks fjärden	Ja	Ja
Skönviken	Klingerfjärden	Ja	Ja
Köpmanholmen	Nätrafjärden	Ja	Ja
Svanö	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Hallstanäs	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Ortviken	Sundsvallsfjärden	Ja	Ja
Väja-Dynäs	Bollstafjärden	Ja	Ja
Kramforsviken	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Essvik	Svartviksfjärden	Ja	Ja
Marmen	Ljungan	Ja	Ja
Utansjö	Hemsösundet	Ja	Ja
Sandviken	Kramforsfjärden	Ja	
Husum västra	Husumbukten		Ja
Vivstavarv	Klingerfjärden	Ja	
Nensjö	Ramöfjärden		Ja
Svanö-Gålviken	Kramforsfjärden		Ja
Klampenborg	Svartviksfjärden		Ja
Ulvvik	Älandsfjärden	Ja	
Nattviken	Älandsfjärden		Ja
Stödesjön	Ljungan		Ja
Husum östra	Husumbukten		Ja
Frånö	Kramforsfjärden	Ja	

### 3.2. Avgränsningar

Metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment behandlar enbart områden där fiber har påträffats i sedimenten. I arbetet med Fiberbanksprojektet påträffades dock flera områden med förorenade sediment men där inga fibrer påträffades. Det finns ett behov av att undersöka och riskklassa även förorenade, fiberfria sediment men detta utförs inte inom ramen för detta projekt.

Riskklassningsmetodiken är främst framtagen för att fungera som ett prioriteringsunderlag för Länsstyrelsens arbete med förorenade områden. Underlaget bygger främst på en kvalitativ bedömning om påverkan, spridning, skyddsvärde och känslighet och kan därför inte ses som en ingående beskrivning av förutsättningarna inom det enskilda objektet. I denna rapport redovisas ett urval av det underlagsmaterial som finns att tillgå för respektive område. Detaljerna för varje område finns som dataunderlag i en riskklassningsfil som finns för varje objekt hos Länsstyrelsen Västernorrland. Detta underlag redovisas inte i denna rapport.

### 3.3. Metodik för Inventering av Förorenade Områden

Naturvårdsverket har tillsammans med länsstyrelserna och privata aktörer identifierat och riskklassat omkring 24 500 förorenade områden i landet (Naturvårdsverket, 2016). För att åstadkomma en effektiv och regelmässig inventering är det grundläggande att det finns ett enhetligt system för riskklassning av förorenade områden i Sverige. Naturvårdsverket har av denna anledning skapat en inventeringsmetod som syftar åt att vägleda konsulten eller ombudet genom utredningen, denna är kallad Metodik för inventering av förorenade områden och förkortas MIFO.

En riskklassning enligt Naturvårdsverkets MIFO-modell görs i två stadier, fas 1 och fas 2. Den första delen omfattar orienterande studier av området. Den bygger på information om nutida och föregångna verksamheter på platsen samt huruvida dessa har orsakat utsläpp av skadliga ämnen till naturen. Om det efter den första fasen bedöms finnas behov för ytterligare utredning övergår riskklassningen i fas 2 (Naturvårdsverket, 1999).

I fas 2 görs en säkerställande studie av området. Den involverar i regel fältundersökningar som utförs i liten skala med tillhörande provtagningar och analyser. Information om de påträffade föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt känslighet och skyddsvärde tas fram. Dessa bedömningsgrunder vägs sedan samman för att ge objektet en riskklass (Naturvårdsverket, 1999).

Efter varje fas läggs riskklassningen in i Länsstyrelsens databas för förorenade områden, EBH-stödet. Länsstyrelsen skapar sedan utifrån riskklassningarna en prioriteringslista över de förorenade områdena som finns i respektive län. Syftet med prioriteringslistan är att rangordna varje objekt utifrån deras riskklasser så att de områdena där föroreningsgraden

bedöms som mest allvarlig prioriteras vid fortsatta utredningar och riskbedömningar. Utöver Länsstyrelsens arbete med förorenade områden kan riskklassningarna användas som underlag vid planeringsarbete, tillståndsansökningar, förvaltningsarbete, samt tillsyn vid miljöfarliga verksamheter.

### 3.4. Riskklassning av fiberhaltiga sediment

Naturvårdsverkets MIFO-modell är främst anpassad för inventering av förorenade områden på land. Av denna anledning ansökte Länsstyrelsen Västernorrland om medel för att ta fram en specifik metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment. Metodiken bygger på Naturvårdsverkets MIFO-modell men omfattar enbart de parametrar som har en betydelse för fiberavsättningarnas möjliga spridningsvägar och påverkan på människor och miljö.

Metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment motsvarar en MIFO fas 2 undersökning och är framtagen så att de riskklassade fiberbankarna och fiberrika sedimenten ska vara jämförbara med riskklassade landobjekt.

Riskklassningen av fiberhaltiga sediment följer Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för riskklassning av förorenade områden men tillvägagångssättet för framtagandet av riskklassen ser annorlunda ut.

I den traditionella modellen läggs informationen in i MIFO-blanketter där handläggaren i slutet gör en manuell sammanvägning av bedömningsgrunderna genom att plotta in dem i ett riskklassningsdiagram.

För riskklassningen av fiberhaltiga sediment genomförs riskklassningen i en beräkningsmodul i Excel. I denna anges enbart de parametrar som har en betydelse för fiberavsättningarnas möjliga påverkan på människor och miljö samt de faktorer som kan påverka sedimentens spridningsförutsättningar. Övriga bedömningar som i normala fall brukar ingå i traditionella MIFO-riskklassningar på land beaktas inte.

De flesta av parametrarna i beräkningsmodulen består av förinställda valmöjligheter med olika viktningar. Detta för att modellen ska ge likvärdiga och jämförbara riskklassningar med så få manuella bedömningar som möjligt (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).

### 3.5. Bedömningsgrunder

I detta avsnitt ges en kortfattad beskrivning av de aspekter i bedömningsgrunderna som ingår i riskklassningen för fiberhaltiga sediment. För en mer detaljerad beskrivning om utformandet av metodiken och beräkningsmodellen se rapporten "Metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment" samt beräkningsmodellen på Västernorrlands länsstyrelses hemsida (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).

### 3.5.1. Föreningarnas farlighet

Bedömningsgrunden för föreningarnas farlighet utgår ifrån de påträffade föreningarna i fiberbank och eller fiberrika sediment samt föreningarnas associerade hälsa- och miljöfarlighet. Vid riskklassningen av fiberbankar och fiberrika sediment har enbart föreningar med hög till mycket hög farlighet valt att inkluderas i bedömningen. Zink som bedöms ha måttlig farlighet har dock uppmätts i mycket höga halter på ett flertal av objekten där kisaska har påträffats. Ämnet har därför lagts till som ett övrigt ämne och ingår i riskklassningen av de flesta objekten. Samtliga föreningar som ingår i riskklassningen finns med i Naturvårdsverkets rapport 4918 där föreningarnas associerade farlighet redovisas i tabell 3.

### 3.5.2. Föreningarnas nivå

Föreningarnas nivå bedöms utifrån uppmätta halters avvikelse från bakgrundshalt och riktvärde, volym av förorenade massor samt mängd kilogram förening. De fyra faktorerna läggs därefter ihop för att ge en sammanvägd föreningarnas nivå av fiberbank och fiberrika sediment.

#### Avvikelse från jämförvärde

Vid bedömning av avvikelse från jämförvärde görs en jämförelse av den uppmätta halten gentemot en bakgrundshalt. Bakgrundshalten ska beskriva en naturlig förekomst av ämnet i miljön utan påverkan från utsläppskällan.

Värden för bakgrundshalter är i första hand tagen från Naturvårdsverkets rapport 4914, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och hav, där jämförvärden för samtliga metaller finns (Naturvårdsverket 1999:2) Inga bakgrundshalter för metylkvicksilver i sediment finns varför en indelning av avvikelse från jämförvärde för detta ämne inte har varit möjligt.

De organiska miljögifter som påträffas i fiberhaltiga sediment ska normalt sett inte förekomma naturligt i miljön. Detta betyder att bakgrundshalten för dessa i bästa fall borde vara lika med noll. Utsläpp av organiska miljögifter har dock skett under lång tid vilket har orsakat att dessa, ofta persistenta ämnen, har kunnat spridas långt ifrån utsläppskällan. Till följd av detta kan de påträffas i områden som anses vara opåverkade av mänsklig aktivitet.

För att kunna genomföra riskklassningen har Naturvårdsverkets statistiska tillståndsklassning för organiska miljögifter i sediment använts som jämförvärden (Naturvårdsverket 1999:2) Angivna halter motsvarar gränsen mellan klass 2 och klass 3 och är uppmätta minimihalter i utsjösediment längs Sveriges kust, se tabell 2.

Jämförvärden för PAH:er är tagna från SGUs rapport 2016:04, (Apler, A., Josefsson, S., 2016), där uppmätta minimihalter i Östersjön har använts.

Dioxiner är inte inkluderade i Naturvårdsverkets statistiska tillståndsklassning varför den norska tillståndsklassningen (Miljödirektoratet 2016) har använts istället. Bakgrundshalten motsvarar gränsen mellan Klass 1 - Bakgrund och Klass 2 – God.

För de fiberområden som är belägna i kustmiljöer har bakgrundshalter som representerar minimihalter uppmätta i utsjösediment använts. För Marmen och Stödesjön som ligger i insjömiljöer har bakgrundshalter för sötvatten använts då det funnits tillgängligt. För organiska miljögifter finns dock inte jämförvärden för insjösediment varför bakgrundshalter för kustmiljöer har använts.

Tabell 2; Naturvårdsverkets indelning för avvikelse från jämförvärde.

< Jämförvärdet	Ingen eller liten påverkan av punktkälla
Jämförvärdet - 5 ggr jämförvärdet	Trolig påverkan av punktkälla
5 ggr - 25 ggr jämförvärdet	Stor påverkan av punktkälla
> 25 ggr jämförvärdet	Mycket stor påverkan av punktkälla

### Bedömning av tillstånd

Vid bedömningen av tillstånd utvärderas den uppmätta halten mot ett effektbaserat riktvärde, se tabell 3. Det ger enkla riskkvoter där värden över 1 kan tolkas som risk. Detta behöver dock inte innebära att en risk föreligger, beroende exempelvis på hur konservativa riktvärdena är, hur biotillgänglig föroreningen är eller kvaliteten på underlaget för den uppmätta halten etc. Små avvikelser från 1 ska därför alltid tolkas försiktigt.

Tabell 3; Indelning av tillstånd

	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Indelning av tillstånd	< RV	1-3 gånger RV	3-10 gånger RV	>10 gånger RV

### Representativ halt

Den uppmätta halten utgörs i modellen av 90:e percentilen i de fall flera mätvärden finns att tillgå. I ett flertal fall finns det dock enbart ett mätvärde att tillgå och då har detta använts vid bedömningen. Den uppmätta halten är framtagen från en riktad provtagning, vilket innebär att den uppmätta halten inte är representativ för det område som utreds. Med representativ halt avses en halt som tas fram för ett egenskapsområde utifrån insamlad data och som används för jämförelse med ett riktvärde eller liknande. Den representativa halten är den halt som bäst representerar

risksituationen på området utan att risken underskattas eller överskattas. För förorenade områden på land brukar UCLM 95 (övre konfidensgräns för medelhalten) vara ett rekommenderat mått för framtagande av representativ halt.

Bedömningen av tillstånd utvärderas också gentemot resultat från upptag i biota, mängder och övriga spridningsförutsättningar. Riktvärdet är i de flesta fall baserat på ekotoxikologiska studier eller vetenskap om biologiska effekter av föroreningarna.

### **Effektbaserade riktvärden för sediment**

I Sverige finns det inte några generella effektbaserade riktvärden för föroreningar i sediment. För en del ämnen har de gränsvärden som finns i Havs och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer i ytvatten (HVMFS 2015:4) använts i första hand.

I andra hand har riktvärden framtagna av Kanadensiska CCME, så kallade Interim Sediment Quality Guideline (ISQG), använts (CCME 2016),. Kanadensiska riktvärden finns för både marin och sötvattenmiljö och för de fiberområden som ligger i kustmiljö har marina värden använts. För Marmen och Stödesjön som är belägna i insjömiljöer har värden för sötvatten använts. För kobolt finns vare sig svenska eller kanadensiska riktvärden varför Holländska riktvärden, så kallade Maximum Permissible Concentrations, använts (RIVM, 2001).

För bedömning av tillstånd för de 16 PAH:erna har Norska klassificeringsgränser använts då övriga länder saknat kompletta samlingar (Miljödirektoratet 2016). För antracen och fluoranten finns miljö kvalitetsnormer i HVMFS , vilka har använts i riskklassningen (HVMFS 2015:4). Resterande ämnen jämförs mot norska riktvärden där värdena motsvarar gränsen mellan Klass 2 – bra och Klass 3 – måttligt (Miljödirektoratet 2016). Denna gräns är den nivå under vilka inga effekter kan förväntas för sediment, så kallade Predicted No Effect Concentration (PNEC).

Det effektbaserade riktvärdet för metylkvicksilver är hämtat från ESL (Ekologiska Screening Nivåer) referensdatabas för region fem som består av ett flertal riktvärden för olika medium (jord, vatten, sediment och luft). Region fem ligger i den nordöstra delen av USA vilket har prioriterats eftersom klimatet där är mest likt svenska förhållanden. Alla ESL-riktvärden för sediment har fastställts med hjälp av beräkning ur jämviktsfördelning för motsvarande ESL-riktvärde för vatten som i sin tur är baserad på exponering av bälteskungsfiskare (*Ceryle alcyon*). ESL är riktvärden som föroreningskoncentrationer kan jämföras med i ett initialt skede. Enbart ESL-riktvärden är inte avsedda att fungera som mätbara åtgärdsnivåer (U.S. EPA, 2003).

Information om halten organiskt kol saknas i riktvärdet. De organiska föroreningarnas benägenhet att bida till organiskt kol har betydelse och bör



justeras om sedimentet har en avvikande kolhalt, eftersom det möjliggör att högre föroreningshalter kan föreligga utan att djur påverkas i ett sediment med högre halt organiskt kol. Fiberhaltiga sediment har vanligtvis en förhållandevis högre halt av organiskt kol än sediment utan fibrer varför bedömningen av tillstånd för metylkvicksilver bör hanteras med viss försiktighet.

För mer information om vilka effektbaserade riktvärden som har använts i bedömningen se tabell 4 samt bilaga 3.

**Tabell 4; Riktvärden använda vid bedömning av tillstånd för fiberbankar och fibersediment**

HVMFS 2015:4	NV rapport 5799	CCME (ISQG - marin)	RIVM (MPA/MPC)	NORGE 2016 (AA-EQS/MAC-EQS)	NORGE 2016 (PNEC)	US EPA (SD EPA R5 ESL)
Bly	Dioxiner	Koppar	Kobolt	Naftalen	Nickel	Me-kvicksilver
Kadmium		Krom		Acenaftalen	PCB	
Antracen		DDT		Acenaften	HCB	
Fluoranten		Zink		Fluoren		
		Arsenik		Fenantren		
		Kvicksilver		Pyren		
		HCH		Benso(a)antracen		
		Klordaner		Krysen		
				Benso(b)fluoranten		
				Benso(k)fluoranten		
				Benso(a)pyren		
				Dibenso(ah)antracen		
				Benso(ghi)perylene		
				Indeno(123cd)pyren		

### Mängd och volym

De fiberhaltiga sedimenten genererar speciella hydroakustiska signaturer (Apler et al, 2014) som kan användas för att indikera potentiell utbredning och bedömning av volym av fibersediment. Denna utbredning har därefter bekräftats eller justeras med hjälp av sedimentprovtagning. Detta har dock inneburit en begränsning då fartyget Ocean Surveyor kunnat arbeta till sex meters vattendjup och båten Ugglan in till två meters vattendjup. För områden med större fiberdjup än sex meter eller vattendjup grundare än två meter har utbredningen av dessa sediment inte kunnat verifieras med sedimentprovtagning. Det innebär att bedömningen för utbredningen av volymen av sedimenten är behäftade med en viss osäkerhet.

Förekomsten av mängden förorening har uppskattats utifrån den bedömda volymen av förekomsten, förinställda generella värden för densitet av fiberbankar och fiberrika sediment samt uppskattat medelvärde. För de områden där endast ett prov har analyserats har maxhalten använts för beräkning av mängd förorening.

### 3.5.3. Spridningsförutsättningar

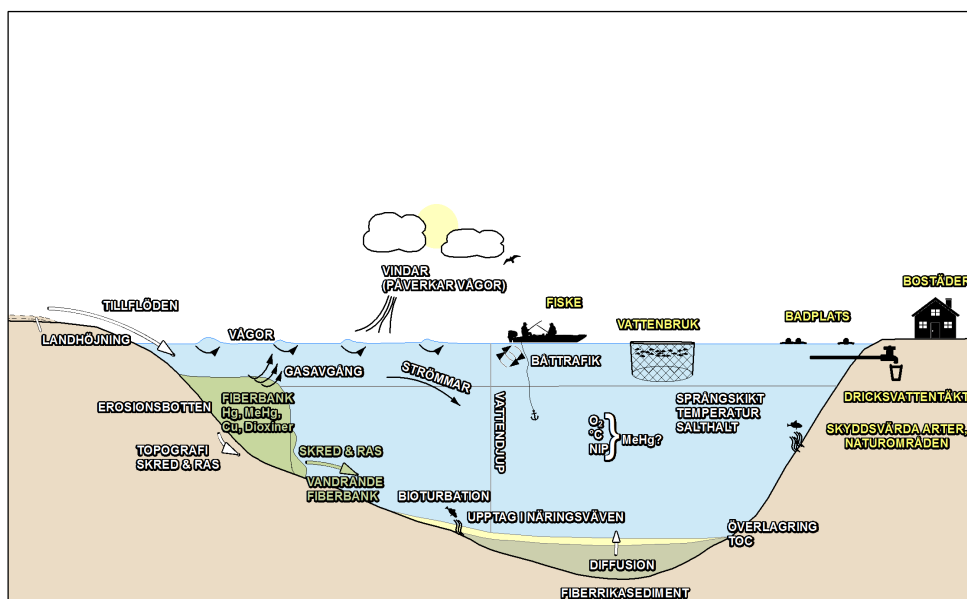
Spridningsförutsättningar har en avgörande betydelse för riskklassning av ett fiberområde och bedöms utifrån ett flertal olika parametrar (se tabell 5, figur 3). Tillräcklig information om spridningsförutsättningarna är därför viktig. I riskklassningarna ingår att beskriva om föroreningsspridning från ett område pågår eller inte. Däremot syftar inte underlaget till att kvantifiera spridningen inom det enskilda området.

Tabell 5; Faktorer som påverkar förutsättningarna för föroreningsspridning inom ett fiberområde.

Allmänt	Faktorer som bidrar till eller begränsar spridning		Framtida spridning
	Till vattenfasen	I näringsväven	
Vattenförekomst	Strömmar	Konstaterat upptag i näringsväven	Havsnivå förändringar
Area/Volym	Vårflod eller liknande periodiska händelser	Förekomst av växt- och djurliv	Klimatförändringar
Skredkänslighet	Bioturbation	Temperatur	
Fiberbank eller fiberrika sediment	Gasavgång	Temperaturhöjande utsläpp	
Typ av fibrer i sedimentet	Vågor		
	Överlagring, muddringspåverkat sediment/dumpningar		
	Språngskikt		

Vid bedömningen av spridningsförutsättningar har faktorer som kan bidra eller begränsa spridningen till vattenfasen angetts (tabell 5). Detta genererar en automatisk riskklassning av de allmänna spridningsförutsättningarna samt spridning till vattenfasen inom ett område. Genom en expertbedömning bedöms därefter huruvida spridning i näringsväven har konstaterats samt framtida spridningsförutsättningar för fiberområdet. Expertbedömningen läggs därefter till den automatiskt genererade riskklassen och bidrar till en slutlig justering av de automatiskt

beräknade parametrarna (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).



Figur 3; Konceptuell modell som visar faktorer som påverkar spridning (vit text), känslighet och skyddsvärda objekt (gul text) (Länsstyrelsen, 2016).

### Allmänna spridningsförutsättningar

Bland de allmänna spridningsförutsättningarna bedöms egenskaper som är kopplade till fiberbankens storlek, topografi och typ av fibrer. Även faktorer som är kopplat till vattenförekomstens typ och djup tas med. Underlaget till dessa bedömningar är hämtade från SGI:s Skreddatabas samt SGU:s Fiberbanksrapport 2014:16. För de allmänna spridningsförutsättningarna bedöms vattenförekomsten och area av fiberbank och fiberrika sediment vid en expertbedömning.

### Faktorer som bidrar till eller begränsar spridning till vattenfasen

Spridning i vattenfasen riskklassas automatiskt och där faktorer som strömmar, utsläppspunkter, om vattendraget är reglerat, storlek av vårflod, båttrafik, bioturbation, gasavgång, vågor som kan påverka fiberområdet, överlagring och om det förekommer språngskikt som ingår i bedömningen.

Underlaget till dessa bedömningar är hämtade från VISS, Länsstyrelsens WebbGIS, SMHI Vattenwebb Hydrologiskt nuläge, Fiberbanksrapport 2014:16. Information om utsläppspunkter har hämtats från bland annat miljörapporter eller Miljöreda.

### Upptag i näringsväven

Mycket forskning har ägnats åt att försöka förstå hur miljögifter tas upp i marina näringsvävar. Från växtplankton till djurplankton till fisk, och i slutändan också till människa. Det finns ännu inte tillräcklig kunskap hur dessa ämnen hamnar i fisk och ny kunskap behövs för att framförallt kunna

kvantifiera risken vid riskbedömningar. Upptag av miljögifter i fisk är komplext. Det finns forskning som visar att fisk anrikas organiska miljögifter från sin föda. Däremot är sambandet mellan halter av miljögifter i sediment och storleken på upptaget inte fastställt. Det finns ett flertal faktorer som påverkar hur stort upptaget är i fisk. Exempelvis så uppehåller sig maten i tarmkanalen på fisk, och har därmed tid på sig att röra sig från tarmen in i fiskens muskelmassa. Å andra sidan gör fiskens storlek att det tar längre tid för miljögifterna att transporteras ut till hela fisken. Fisk andas stora mängder vatten genom sina gälar och kan därmed både ta upp och göra sig av med miljögifter den vägen. Vad som ytterligare komplicerar bilden är att fisk till viss del kan bryta ned en del organiska miljögifter (Naturvårdsverket, 2008).

Det som däremot är känt är att ett flertal faktorer påverkar upptaget och i riskklassningsmodellen ingår parametrar som förekomst av växt- och djurliv, salinitet och temperatur (inklusive temperaturhöjande utsläpp). Dessa faktorer nämns endast i modellen med möjlighet att ange om de finns eller ej. Därefter bedöms upptaget i näringsväven utifrån en expertbedömning och genereras inte via en automatisk bedömning. Om ett konstaterat upptag finns i fisk så bedöms risken för spridning i näringsväven som mycket stor (Länsstyrelsen Västernorrland, 2016). I riskklassningen har underlag från både Länsstyrelsens miljöövervakning samt från rapporten "Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust" använts och i de fall det finns information från verksamheternas recipientkontroll så har detta tagits med i bedömningen (Gustavsson, N., & Danielsson, S. 2011).

### **Framtida spridningsförutsättningar**

Hur spridningen av föroreningar kommer att se ut i framtiden är till stora delar okänt och beror på de förutsättningar som föreligger på den enskilda platsen. Sådant som kan påverka är båttrafik, bioturbation eller havsnivåförändringar.

Västernorrland har haft Sveriges snabbaste landhöjning, mellan 8 och 10 mm per år. Landhöjningen bidrar till att fiberbankarna på sikt kommer att lyftas upp närmare vattenytan och på så sätt utsättas för erosion i form av vågor, strömmar och vind. Detta kan resultera i återsuspension av redan avsatta sediment vilket kan innebära att föroreningar som ligger begravda riskerar att spridas till vattenfasen. Ett tiotal av de förorenade fiberavsättningarna ligger deponerade på vattendjup grundare än 15 m, detta innebär att det redan finns en risk för erosion (Apler et al, 2014).

I landhöjningsmodellen tas ingen hänsyn till klimatförändringar och den pågående havsnivåhöjningen. Däremot beräknar IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) att mellan åren 1993-2010 har den globala havsnivåstigningen uppmätts till cirka 3,2 mm (SMHI, 2016). Havsnivåstigningen skulle således delvis motverka de effekter som kommer av landhöjningen men inte i den grad att de kan uteslutas helt. Detta gör att

spridningsförutsättningarna för mer eller mindre alla fiberavsättningar i Västernorrland bedöms öka i framtiden. Beroende på vilket vattendjup sedimenten ligger på skiljer sig tidsramen för hur snart de kan riskera att påverkas.

Klimatförändringar bedöms i framtiden också öka spridningsförutsättningarna för fiberbankar och fiberrika sediment. Klimatmodeller av Östersjön visar att vindhastigheten, våghöjden och temperaturen kommer öka. Ökad temperatur i både luft och vatten kan leda till kortare perioder av istäcken och ökad nederbörd. Ökad nederbörd skulle i sin tur leda till ökat flöde i vattendragen (Länsstyrelsen Västernorrland, 2016).

För bedömning av framtida spridningsförutsättningar har Lantmäteriets Landhöjningsmodell NKG2005LU, SGU Fiberbanksrapport 2014:16, IPCC Climate Change AR5 WG 2 2013-2014 används som underlag.

#### 3.5.4. Känslighet och skyddsvärde

Känsligheten beskriver allvarligheten i att människor exponeras för föroreningarna. Den bedöms utifrån vilka exponeringsvägar som finns samt i vilken utsträckning exponeringen förekommer. Specifikt för fiberbankar och fiberrika sedimenten har fiske, närheten till bostäder och badplatser samt huruvida ytvattnet används som dricksvattenresurs en betydande roll för riskklassningen.

Skyddsvärdet baseras på närheten till skyddsvärda naturområden och arter samt huruvida föroreningarna kan ha en negativ påverkan på dessa. Om det finns ett konstaterat upptag av miljögifter i fisk eller andra högre organismer klassas skyddsvärdet som mycket stort.

De faktorer som kan påverka känslighet och/eller skyddsvärde redovisas i tabell 6.

Tabell 6; Känslighet och skyddsvärde

Känslighet	Skyddsvärde
Avstånd från bostadshus	Ekologisk status/potential
Fisk	Kemisk status
Vattenbruk	Skyddsvärda naturområden
Avstånd till badplats	Skyddsvärda arter
Dricksvattenuttag	Upptag i fisk eller andra högre organismer
Bakgrundsbelastning	
Metyleringspotential	

### **Känslighet**

Ett områdes känslighet riskklassas automatiskt i modellen med utgångspunkt i avstånd till bostadshus, fiske, vattenbruk, avstånd till badplats och dricksvattenuttag. Underlaget till denna bedömning har hämtats från sökning på kartor i WebbGIS, GIS skikt om områden för yrkesfiske i WebbGIS, intervjuer på kommunerna om det förekommer fritidsfiske, Miljödataportalen samt information från Länsstyrelsen om förekomst av fiskodlingar (Länsstyrelsens WebbGIS 2016).

### **Skyddsvärde**

Ett områdes skyddsvärde riskklassas automatiskt i modellen med utgångspunkt om det föreligger skyddsvärda naturområden nedströms området, skyddsvärda arter nedströms området eller om det sker ett konstaterat upptag i fisk eller andra högre organismer. Underlaget till denna bedömning har inhämtats i kartsikt för naturvärdesbedömningar så som skyddade områden, riksintressen, Natura 2000 områden etc. i WebbGIS. Underlag för upptag i fisk har inhämtats från Länsstyrelsens miljöövervakning samt från rapporten "Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust" (Gustavsson, N., & Danielsson, S 2011) och i de fall det finns information från verksamheternas recipientkontroll så har detta tagits med i bedömningen.

### **Bakgrundsbelastning**

Fiberhaltiga områden kan vara lokaliserade i områden där det även finns andra föroreningskällor. Det kan bidra till en bakgrundsbelastning som påverkar bedömningen av riskklassningen. Denna bedömning görs manuellt. Generellt så blir skyddsvärdet lägre om området är starkt påverkat av andra föroreningar eller verksamheter som bidrar till ett påverkat ekosystem.

Bedömningen av bakgrundsbelastningen har utgått från SGU Fiberbanksrapport 2016:14 eller information hämtad från EBH-stödet (Apler et al 2014).

### **Metyleringspotential**

Kvicksilver är en av de mest påverkande föroreningarna i fiberhaltiga områden. Framförallt gäller detta för bildning och tillgänglighet av metylkvicksilver, MeHg. Metylkvicksilver en form av kvicksilver som är mycket toxisk och ackumuleras i biota. Det är idag ett etablerat faktum att den kvicksilverform som tas upp och ackumuleras i fisk till största delen är metylkvicksilver. Omvandlingen av kvicksilver till MeHg avgör därför i hög grad riskerna för människor och miljö i anslutning till fiberhaltiga områden. Om kvicksilver och metylkvicksilver har analyserats i sedimenten har metyleringsgraden bedömts utifrån dessa analyser (Naturvårdsverket, 2008).

### 3.5.5. Sammanvägd riskklass

Slutligen vägs alla bedömningsgrunder samman och objektet tilldelas en automatisk riskklass. Om handläggaren bedömer att det finns skäl till att justera riskklassen är detta möjligt, se tabell 7.

Tabell 7; Riskklasser som kan tilldelas ett objekt:

Klass 1A	Synnerligen stor risk
Klass 1B	Mycket stor risk
Klass 1C	Särskilt stor risk
Klass 2	Stor risk
Klass 3	Måttlig risk
(Klass 4	Liten risk

## 4. Resultat

Totalt har 24 områden riskklassats i Västernorrland. För slutlig sammanställning av riskklassningarna samt information om vilka verksamheter som har varit aktiva vid de olika områdena, se tabell 8. För mer information om verksamhetshistorik och underlag för riskklassningarna för respektive objekt, se bilaga 1 och 2.

### 4.1.1. 1A, Synnerligen stor risk

Det är främst objekt där både sulfat- och sulfatmassafabriker och kloralkalifabriker har varit belägna som har tilldelats den högsta riskklassen, 1A. Detta beror bland annat på att verksamheterna har orsakat utsläpp av både metaller och organiska miljögifter, som har påträffats i höga halter i de fiberhaltiga sedimenten. Områdena Örnsköldsviksfjärden, Hallstanäs och Svanö blev automatisk riskklassad som 1A objekt. Områdena Köpmanholmen, Skönviken och Ortviken blev automatiskt riskklassad till 1B, men justerades manuellt till riskklass 1A.

Motivet till att Köpmanholmen justerades upp var att skillnaden i viktningen mellan riskklass 1B och 1A var liten. Om ämnen med en ”stor” sammanvägd föroreningsnivå tas bort ur beräkningsmodellen blev objektet automatisk riskklassad till 1A. Detta är en brist i modellen då ämnen med en lägre föroreningsnivå inte bör kunna sänka riskklassen. I MIFO-metodiken ska riskklassen utgå ifrån det ämne som ger den högsta riskklassen. Då kvicksilver, metylkvicksilver och dioxin förekommer i mycket höga halter i sedimenten samt att det föreligger ett tydligt upptag av dessa ämnen i näringsväven, anses det finnas skäl till att justera riskklassen från 1B till 1A, Synnerligen stor risk.

Motivet till att Skönviken och Ortviken manuellt justerades upp berodde på att föroreningsnivån, spridningsförutsättningarna samt skyddsvärdet bedömdes till mycket stor. Känsligheten var avgörande i den automatiskt

genererade riskklassen. Hade denna också bedömts som mycket stor, hade fiberområdet utanför Östrand tilldelats riskklass 1A, Synnerligen stor risk. Viktningen för fiske justeras inte om ett upptag av föroreningar i fisk förekommer. Exponeringsrisken för människor ökar däremot om fiskar från detta område fångas och konsumeras av människor. Av denna anledning förfogas en justering av riskklassen från 1B till ”1A, Synnerligen stor risk”.

Gemensamt för samtliga objekt med riskklass 1A är att det finns ett tydligt upptag av föroreningar i näringsväven. DDT och kvicksilver i Örnköldsviksfjärden, HCB och kvicksilver vid Skönviken, dioxin och kvicksilver vid Köpmanholmen och kvicksilver vid Ortviken, Svanö och Hallstanäs.

**Tabell 8; Sammanställning av riskklasser för samtliga undersökta objekt.**

Riskklass	Objekt	Vattenförekomst	Verksamhet
1A	Örnköldsviksfjärden	Örnköldsviksfjärden	Sågverk, träsliperi, kloralkalifabrik och sulfitmassafabrik
1A	Skönviken	Klingerfjärden	Sulfitmassafabrik och kloralkalifabrik
1A	Köpmanholmen	Nätrafjärden	Sågverk, sulfit, senare sulfatmassafabrik, och kloralkalifabrik
1A	Svanö	Kramforsfjärden	Sulfitmassafabrik, sågverk och sulfitspritfabrik
1A	Hallstanäs	Kramforsfjärden	Träsliperi med kvicksilveracetat
1A	Ortviken	Sundsvallsfjärden	Sågverk och sulfitmassafabrik
1B	Väja-Dynäs	Bollstafjärden	Sågverk och sulfatmassafabrik
1B	Kramforsviken	Kramforsfjärden	Sågverk och sulfitmassafabrik
1B	Essvik	Svartviksfjärden	Sulfitmassafabrik
1B	Marmen	Ljungan	Träsliperi och massafabrik
1B	Utansjö	Hemsösundet	Sulfitmassafabrik, träsliperi och sågverk
1C	Sandviken	Kramforsfjärden	Sågverk och sulfatmassafabrik
1C	Husum västra	Husumbukten	Sulfatmassafabrik
1C	Vivstavarv	Klingerfjärden	Sulfatmassafabrik och sågverk
1C	Nensjö	Ramöfjärden	Sågverk och sulfatmassafabrik
1C	Svanö-Gålåviken	Kramforsfjärden	Sulfitmassafabrik, sågverk och sulfitspritfabrik
2	Klampenborg	Svartviksfjärden	Sulfitmassafabrik, sågverk och kemiteknisk fabrik
2	Ulvvik	Älandsfjärden	Träsliperi
2	Nattviken	Älandsfjärden	Sågverk



Riskklass	Objekt	Vattenförekomst	Verksamhet
2	Stödesjön	Ljungan	Sågverk
2	Husum östra	Husumbukten	Sulfatmassafabrik
3	Frånö	Kramforsfjärden	Sulfatmassafabrik

#### 4.1.2. 1B, Mycket stor risk

Det är främst sulfat- och sulfatmassafabriker som har riskklassats till 1B men även Marmen där ett tidningspappersbruk och träsliperi har varit beläget. Flera av de objekten har höga halter av specifika föroreningar och många gånger ett antal osäkra eller okända parametrar.

Marmen är det enda av dessa områden som har ett tydligt upptag av kvicksilver i fisk men även utanför Ortviken, Essvik och Utansjö har förhöjda halter av ämnet påträffats men där upptaget inte är tydligt. Vid Väja-Dynäs och Kramforsviken finns ännu inga resultat från undersökningar av fisk varför denna parameter varit osäker.

#### 4.1.3. 1C, Särskilt stor risk

De objekt som tilldelats riskklass 1C består främst av områden där ett antal föroreningar påträffas i höga halter men där antingen spridningsförutsättningarna, känsligheten eller skyddsvärdet varit något lägre. Vid de flesta objekten finns inget konstaterat upptag av föroreningar i näringsväven, antingen för att det inte har undersökts eller så är halterna av föroreningar låga. Undantaget är Vivstavarv där höga halter av PCB och kvicksilver har påträffats men där det fortfarande är problematiskt att koppla upptaget direkt till de fiberhaltiga sedimenten.

#### 4.1.4. 2, Stor risk

De objekt som har tilldelats riskklass 2 är främst mindre områden med förhållandevis små volymer av förorenade massor och mängd kilogram föroreningar. Utöver detta är också riskklassningen i de flesta fall baserad på en eller två provtagningar och volymeräkningarna är väldigt osäkra. För en del områden har ett eller två ämnena påträffats i höga halter men mängden kilogram förorening bedöms som liten. Spridningsförutsättningarna, känsligheten och skyddsvärdet är i de flesta fall också lägre än för de med högre riskklass.

#### 4.1.5. 3, Måttlig risk

Frånö är den enda fiberbank som har riskklassats till 3, Måttlig risk. Den automatiska riskklassen för objektet var 1C främst med anledning av att Frånö ligger inom ett naturskyddsområde och känsligheten bedöms som stor. Inga utav de analyserade föroreningarna förekommer i särskilt höga halter vilket delvis kan förklaras av att sulfatmassafabriken lades ned tidigt och ingen blekning av massan förekom.

## 4.2. Föroreningarnas farlighet (F)

Vid riskklassningen av fiberbankar och fiberrika sediment har enbart föroreningar med hög till mycket hög farlighet inkluderats i bedömningen. Zink som bedöms ha måttlig farlighet har dock uppmätts i mycket höga halter på ett flertal av objekten där kisaska har påträffats.

Det är framförallt förekomsten av kvicksilver och metylkvicksilver i de fiberhaltiga sedimenten som i hög grad bidrar till de övre riskklasserna. Utsläppen av kvicksilver har minskat kraftigt i länet, men halter av kvicksilver i sediment och i fisk är fortsatt höga och kommer troligtvis att fortsätta att vara det under lång tid framåt. Detta beror på att kvicksilver inte kan brytas ned, utan lagras i mark, vatten och i levande organismer.

Även förekomsten av långlivade organiska miljögifter som DDT, PCB, dioxiner och klorfenoler bidrar till riskklassningen, men inte i lika stor grad som kvicksilver. Dessa ämnen har också minskat kraftigt i länet men finns fortfarande kvar i miljön.

Polycykliska aromatiska kolväten, PAH, är en grupp ämnen som består av sammanfogade bensenringar, från två upp till sju ringar. PAH:er släpps ut som oönskade biprodukter från bland annat förbränning. De flesta PAH:er är långlivade, bioackumulerande och cancerframkallande. PAH:er finns överallt i miljön och påträffas därför även i de fiberhaltiga sedimenten i länet eftersom de bildas överallt i samhället och i viss mån även naturligt.

Alla ovanstående ämnen har egenskaper som gör dem till farliga miljögifter. DDT och PCB förekommer inte naturligt i miljön. Dessa ämnen har tillverkats av den kemiska industrin. Dioxiner och PAH:er kan också bildas vid förbränningsprocesser. Dioxiner kan också uppkomma som förorening när vissa kemikalier tillverkas.

## 4.3. Föroreningsnivå (N)

### 4.3.1. Bedömning av tillstånd

Vid bedömningen av tillstånd har den uppmätta halten utvärderas mot ett effektbaserat riktvärde. Det ger riskkvoter där värden över 1 kan tolkas som risk. Detta behöver dock inte innebära att en risk föreligger varför små avvikelser från 1 ska tolkas försiktigt. För ett flertal områden föreligger däremot mycket höga riskkvoter och där kan resultaten tolkas som att det föreligger en potentiell risk.

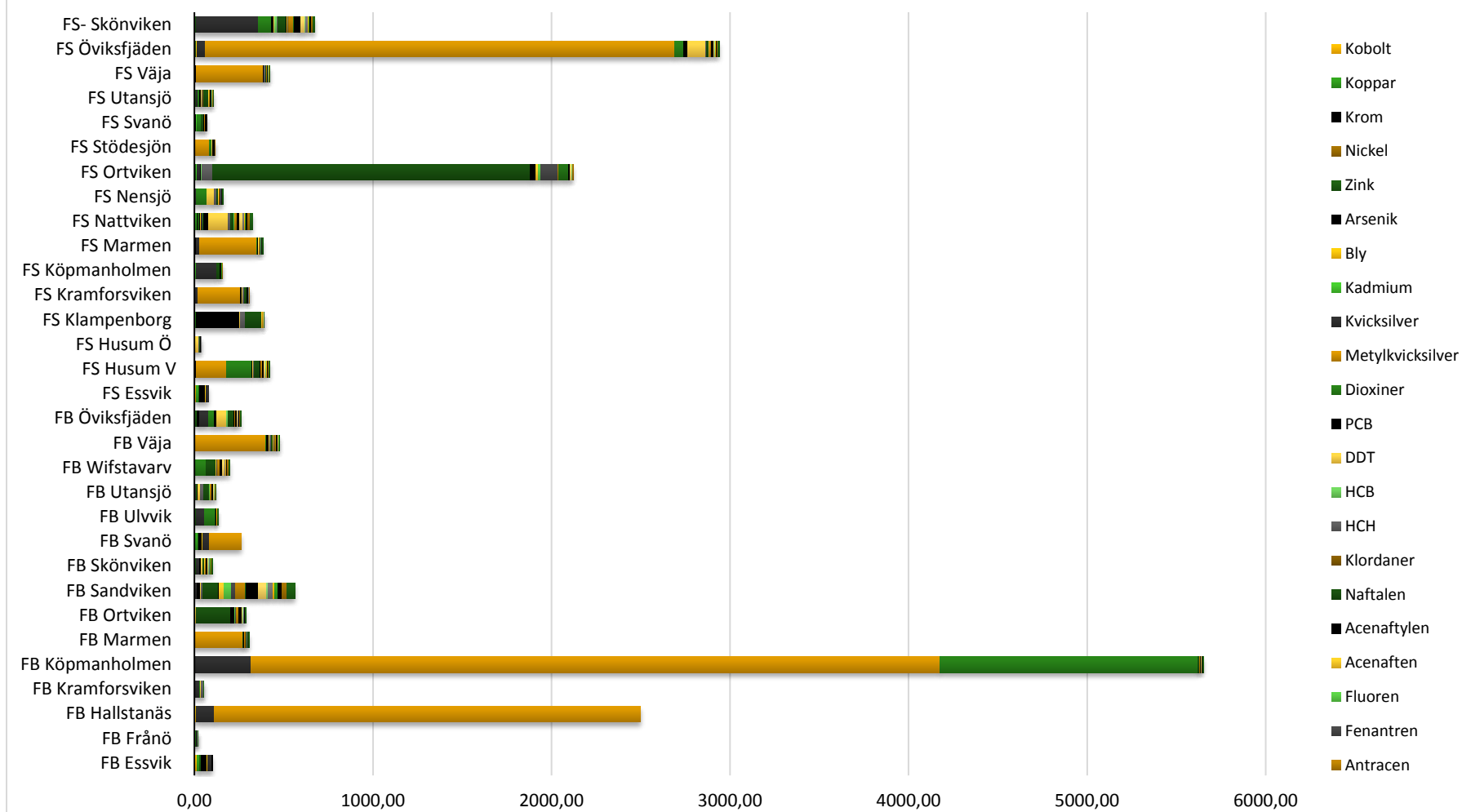
Det styrande riskämnet, dvs. det ämne med högst riskkvot på flest platser är metylkvicksilver. Detta resultat bör dock tolkas med en viss försiktighet eftersom kvaliteten på riktvärdet är bristfällig. I bedömningen har den högsta riskkvoten för metylkvicksilver påträffats i Köpmanholmens fiberbank med ett överskridande av riktvärdet med 3860 gånger. Sammantaget är Köpmanholmen det område med högsta nivån av

föroreningar med det största överskridandet av riktvärdet, där förutom metylkvicksilver även dioxin och kvicksilver har höga nivåer.

Därefter har Örnköldsviksfjärdens fiberrika sediment och Ortvikens fiberrika sediment samt Hallstanäs fiberbank höga sammanslagna nivåer av riskkvoter vilken sammanfaller med att de har riskklass 1A – synnerligen stor risk.

För sammanslagen riskkvot för samtliga analyserade ämnen, se figur 4.

**Figur 4, Riskkvot Fiberbank & Fiberrika sediment (halt/RV) Alla ämnen, (FB=fiberbank och FS=fiberrika sediment)**



#### 4.4. Riskkvoter kvicksilver, metylkvicksilver och dioxin i fiberbank och fiberrika sediment

##### 4.4.1. Metylkvicksilver och kvicksilver

Kvicksilver är det styrande riskämnet vid flera områden och kopplas samman med olika typer av verksamheter. Bland annat har kvicksilver använts vid kloralkalifabrikerna för framställning av klor och det har använts på flera av sågverken och träsliperierna för mögelbekämpning av virket (Sandström et al, 2016). Fiberbankarna har generellt högre nivåer av kvicksilver än de fiberrika sedimenten. För diagram över riskkvoten för metylkvicksilver, dioxin och kvicksilver, se figur 5. För samtliga områden där metylkvicksilver har analyserats, genereras bedömningen av tillstånd till mycket allvarligt (> 10 ggr riktvärdet).

Köpmanholmen är den fiberbank som har högst riskkvot för kvicksilver, (312 ggr riktvärdet), metylkvicksilver (3368 ggr riktvärdet) och dioxiner (1442 ggr riktvärdet) i fiberbanken. Metylkvicksilver är inte analyserad i de fiberrika sedimenten i området och även där påvisas en hög risk för kvicksilver (117 ggr riktvärdet).

Den högsta riskkvoten för kvicksilver erhöles i Skönvikens fiberrika sediment (346 ggr riktvärdet). Även där saknas analys av metylkvicksilver vilket skulle vara relevant för att kontrollera metyleringspotentialen. Även Hallstanäs sticker ut med hög riskkvot för både kvicksilver (101 ggr riktvärdet) och metylkvicksilver (2388 ggr riktvärdet). Tyvärr saknas analysresultat för halten av dessa ämnen i de fiberrika sedimenten i området.

Örnsköldsviksfjärden har hög riskklass för kvicksilver i fiberbanken (48 ggr riktvärdet) och det hade varit relevant att analysera metylkvicksilver för att kontrollera metyleringspotentialen i fiberbanken. Metylkvicksilver är dock analyserat i de fiberrika sedimenten i Örnsköldsviksfjärden där riskkvoten för kvicksilver visar liknande värde (49 ggr riktvärdet), och där erhöles en hög riskkvot för metylkvicksilver (2628 ggr riktvärdet).

Beroende på vilken typ av kvicksilver som har använts vid respektive verksamhet skiljer sig förutsättningarna för att kvicksilver ska metyleras till den biotillgängliga formen, metylkvicksilver (Sandström et al, 2016). Resultaten visar att de områden där kloralkalifabriker varit verksamma påträffas de högsta riskkvoterna för kvicksilver och metylkvicksilver. Även i Skönviken har kloralkalifabrik varit verksam, men där saknas analysresultat för dessa ämnen (endast analysresultat för kvicksilver i det fiberrika sedimentet). Den höga riskkvoten i Hallstanäs beror troligtvis på det träsliperi med kvicksilveracetat som varit verksam i området.

Metylkvicksilver har analyserats på en del av objekten dock enbart en eller två provpunkter. Dessa har jämförts mot uppmätta halter av kvicksilver i samma provpunkter och en metyleringspotential har beräknats, se tabell 9.

Metyleringspotentialen är högst i de provlokaler där låga halter av kvicksilver har uppmätts, detta för att kvoten mellan metylkvicksilver och kvicksilver blir lägre. Till exempel vid Köpmanholmen uppmättes höga halter av metylkvicksilver och höga kvicksilverhalter men metyleringspotentialen bedöms som förhållandevis låg. Tar man bara och tittar på metylkvicksilver halten för ytliga prover så sänks däremot metyleringsgraden. Förutsättningarna för metylering av kvicksilver skiljer sig därför troligen mycket mellan de olika objekten.

**Tabell 9; Jämförelse mellan antalet analyser av kvicksilver och metylkvicksilver för de områden där båda ämnena har analyserats.**

Objekt	Medelhalt Hg (mg/kg TS)	Mängd Hg (kg)	Medelhalt MeHg (mg/kg TS)	Metyleringsgrad (%)
Örnsköldsviksfjärden	3,09	1743	0,0263	0,4113
Köpmanholmen	16,69	1465	0,0255	0,2434
Svanö	2,39	136	0,0012	0,0539
Hallstanäs	5,84	275	0,0158	0,8789
Väja-Dynäs	0,34	23	0,0039	1,1948
Kramforsviken	1,44	354	0,0024	0,1660
Marmen	1,64	483	0,0022	0,2135
Husum västra	0,19	130	0,0017	0,0817

#### 4.4.2. Dioxin

Dioxin PCDD/F förekommer i tydligt förhöjda halter i fiberbanken i Köpmanholmen med en avvikelse från riktvärdet med 1442 gånger över riktvärdet. Även Sandviken, Ulvik, Vivstavarv och Örnsköldsviksfjärden har förhöjda nivåer i fiberbanken. Dock saknas analyser av PCDD/F inom ett flertal områden, varför ytterligare förhöjda nivåer även skulle kunna påträffas här, se figur 5.

För de fiberrika sedimenten påträffas de högsta riskkvoterna av PCDD/F i Husum Västra, Skönviken, Nensjö och Örnsköldsviksfjärden där Husum Västra överskrider riktvärdet 141 gånger. Dock saknas analyser av PCDD/F inom ett flertal områden, varför ytterligare förhöjda nivåer även skulle kunna påträffas här, se figur 6.

De höga nivåerna av PCDD/F i Köpmanholmens fiberbank, Skönvikens fiberrika sediment och Örnsköldsviksfjärdens fiberbank samt fiberrika sediment är sannolikt förknippade med kloralkaliverksamheten. Dock saknas analysdata för fiberrika sediment i Köpmanholmen och för fiberbanken i Skönviken. Klorerade dioxiner och furaner har även bildats oavsiktligt i processen vid blekning med elementärt klor och klorat som bildas vid blekning med klordioxid, vilket skulle kunna vara en orsak till att förhöjda nivåer påträffas (Sandström et al, 2016). Detta kan vara anledningen till den förhållandevis höga nivån vid Sandviken samt Husum

västra. Det saknas dock generellt tillräckligt med underlag för att kunna dra någon övergripande slutsats om föroreningsnivåerna i stort för föroreningsnivåerna mellan de olika områdena. I början av 1990-talet genomfördes processförändringar i bleksekvenserna samt att elementärt klor fasades ut som blekningskemikalie vilket bidrog till att utsläppen av dioxin upphörde från massaindustrin.

#### 4.4.1. Polycykliska aromatiska kolväten

Höga nivåer av polyaromatiska kolväten (PAH) påträffas både i fiberbankar och fiberrika sediment inom de undersökta områdena. Dock inte i lika höga nivåer som för kvicksilver, metylkvicksilver och PCDD/F sammanlagt.

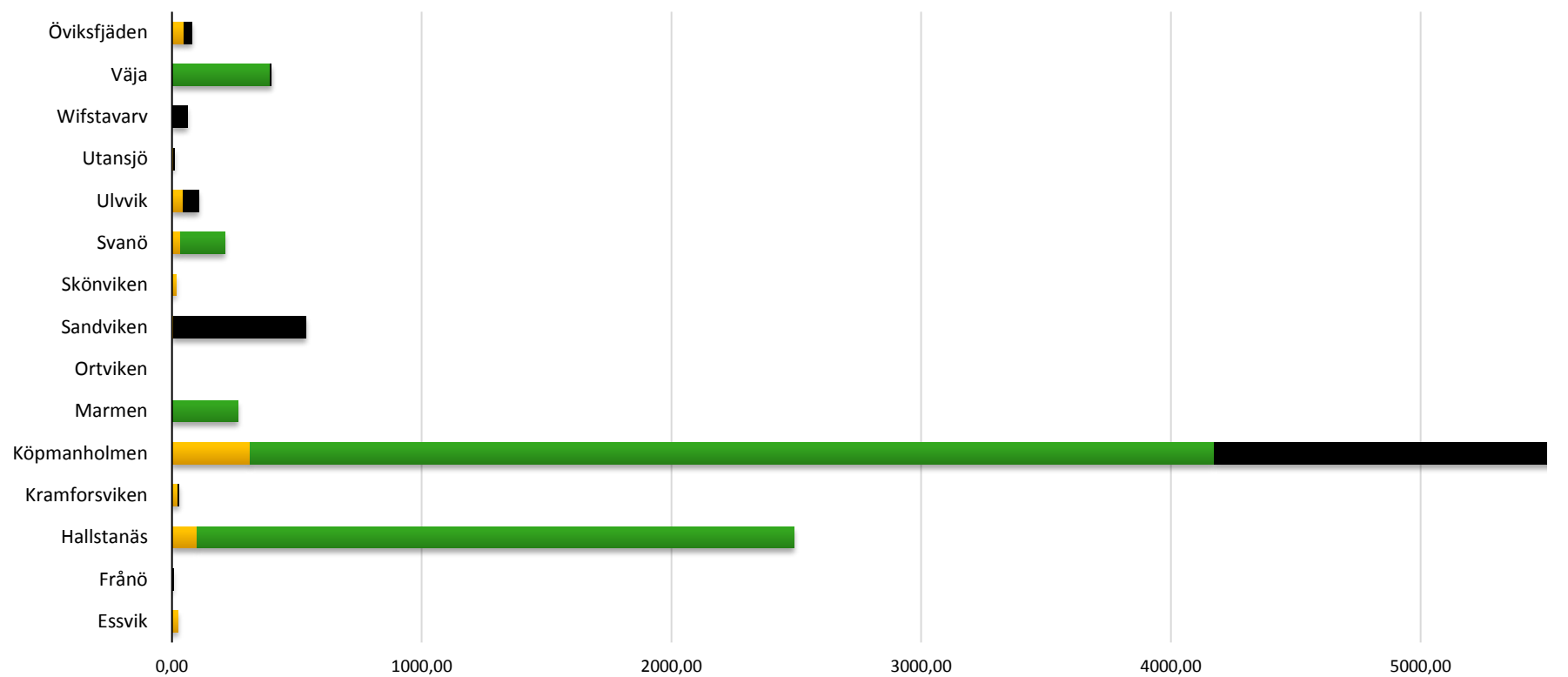
Den enskilt högsta nivån påträffas i fibersedimenten i inre Sundsvallsbukten (Ortviken) med ett överskridande av riktvärdet för naftalen med 1777 gånger. Den totalt sett högsta sammanlagda föroreningsnivån för alla uppmätta nivåer för PAH:er påträffas i Sundsvallsbukten, se figur 8.

För fiberbankar påträffas de högsta nivåerna i Kramforsfjärden (Sandviken) och Inre Sundsvallviken (Ortviken), se figur 7.

Generellt kan förhöjda PAH nivåer i de fiberhaltiga sedimenten noteras vilket kan härröras från industriella processer eller i förbränningsmotorer i bilar.

Sundsvall är en gammal industristad, vilket har lämnat ett arv med föroreningar i mark och vatten. Det finns förhöjda halter av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i marken som kommer från trafik och olika industrier. I Sundsvall har det sedan 1940-talet funnits ett aluminiumsmältverk som tidigare släppte ut PAH till luft och vatten. Tidigare genomförd undersökning av Bens a Pyren i luft konstaterades att halterna i Sundsvall var betydligt högre än i andra städer i Sverige, och en bidragande av flera orsaker till detta är utsläppen från aluminiumsmältverket. Genom åren har utsläppen från aluminiumsmältverket, samt trafik och förbränningsanläggningar minskat och sedan 2010 har utsläppen från aluminiumsmältverket helt upphört. (Hanberg et.al. 2006). Däremot finns föroreningarna kvar i mark och vattenmiljöer. PAH:er är stabila vilket innebär att de är svårnedbrytbara och att de kan spridas långt i miljön innan nedbrytning sker. I vattenmiljöer binds PAH framför allt till partiklar som sedan transporteras till sediment där de kan bli mycket långlivade. Därför är vattenekosystem med närhet utsläppskällor mest utsatta (KEMI 2017).

**Figur 5; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberbank. Resultat för kvicksilver, metylkvicksilver och dioxiner.**



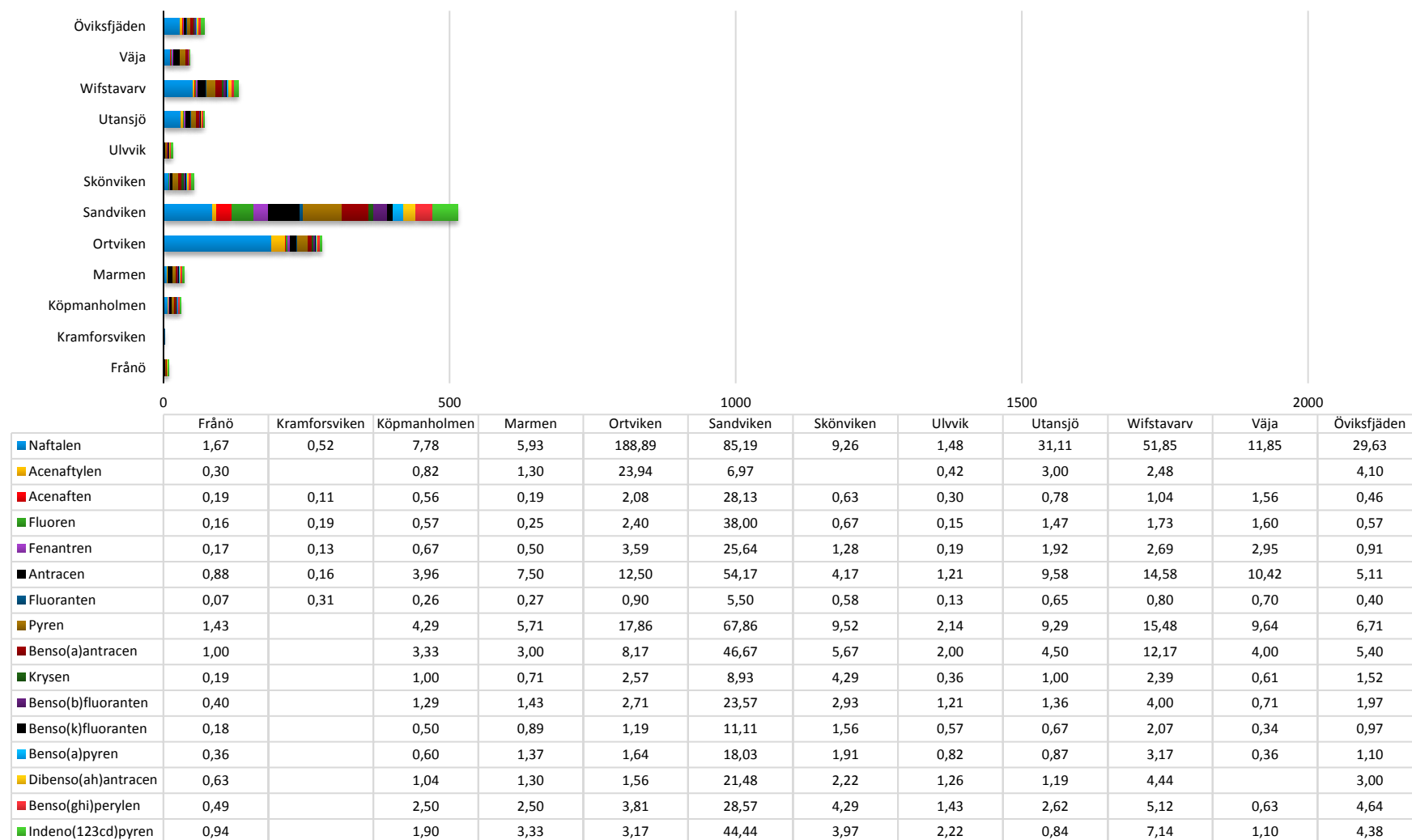
	Essvik	Frånö	Hallstanäs	Kramforsviken	Köpmanholmen	Marmen	Ortviken	Sandviken	Skönviken	Svanö	Ulvik	Utansjö	Wifstavarv	Väja	Öviksfjäden
■ Kviksilver	24,54	0,58	101,69	22,92	312,31			5,738461538	16,03	33,65	45,85	7,36		2,65	48,80
■ Metylkviksilver			2388,00		3860,00	264,00				179,40				392,00	
■ Dioxiner		7,18		4,47	1442,47			529,4117647			60,00	4,24	61,18	3,65	31,76



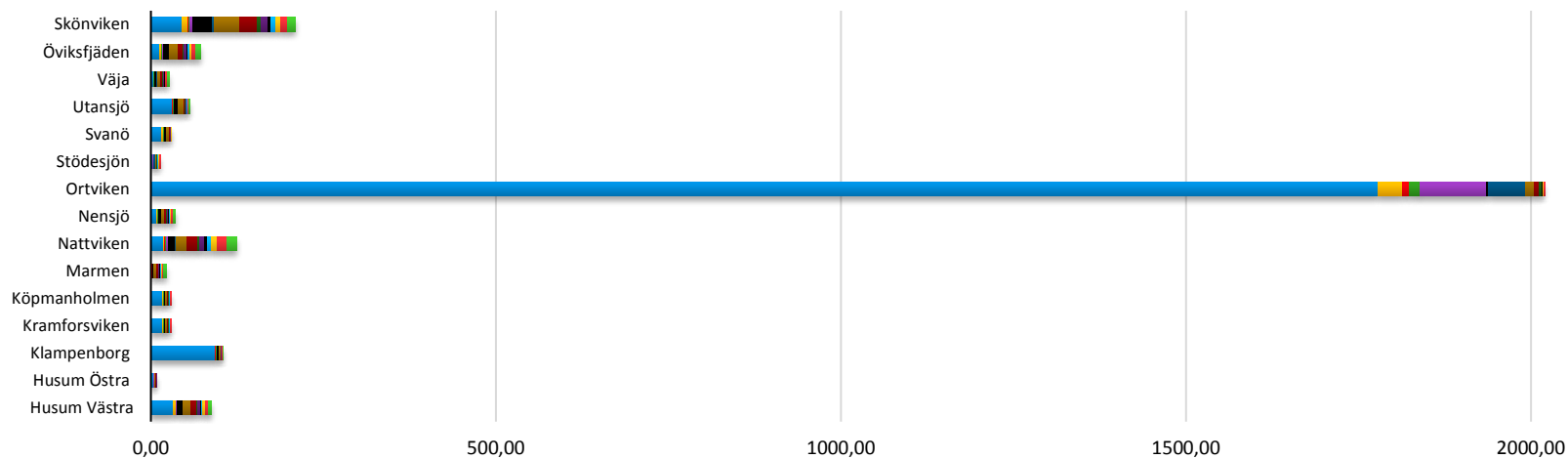
**Figur 6; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för kvicksilver, metylkvicksilver och dioxiner.**



Figur 7; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberbank. Resultat för PAH:er



Figur 8; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för PAH:er



	Husum Västra	Husum Östra	Klampenborg	Kramforsviken	Köpmanholmen	Marmen	Nattviken	Nensjö	Ortviken	Stödesjön	Svanö	Utansjö	Väja	Öviksfjäden	Skönviken
Naftalen	32,59	4,81	92,59	16,67	16,67	1,96	17,78	8,52	1777,78	2,48	15,56	31,48	4,44	13,33	45,85
Acenaftylen	3,64			2,12	2,12		1,79	1,24	35,42	0,61	3,03			2,15	7,45
Acenaften	0,24		2,40	0,13	0,13	0,89	1,46	0,68	10,00	0,08	0,23	1,04		0,57	1,49
Fluoren	0,73		0,67	0,19	0,19	0,15	2,07	0,80	16,67	0,18	0,33	0,63	0,51	1,00	2,07
Fenantren	1,19	0,26	0,41	0,37	0,37	0,23	1,79	0,63	95,83	1,21	0,56	1,37	0,65	1,09	3,31
Antracenen	7,92	0,88	2,50	1,92	1,92	1,38	10,83	3,25	3,15	0,13	3,08	4,58	3,29	8,33	29,33
Fluoranten	0,65	0,09	0,13	0,18	0,18	0,19	0,80	0,25	53,57	2,38	0,20	0,47	0,32	0,65	2,20
Pyren	10,83	1,55	2,38	2,74	2,74	3,92	15,48	4,17	13,00	1,43	3,57	9,05	4,88	11,90	37,38
Benso(a)antracenen	8,00	0,42	1,00	1,47	1,47	2,32	15,83	3,50	6,43	0,34	1,62	1,50	3,33	7,17	25,17
Krysen	2,11	0,15	0,39	0,43	0,43	0,57	3,32	0,75	3,64	0,71	0,35	0,93	0,86	1,79	4,89
Benso(b)fluoranten	3,64	0,15	0,53	0,71	0,71	1,49	7,14	1,79	1,04	0,43	0,44	1,07	1,64	3,57	10,29
Benso(k)fluoranten	1,70		0,24	0,33	0,33	0,81	3,33	1,04	0,93	0,48	0,21	0,45	0,74	1,93	4,50
Benso(a)pyren	2,19		0,30	0,39	0,39	0,87	5,36	1,20	0,48	0,81	0,28	0,60	0,93	2,51	7,17
Dibenso(ah)antracenen	3,15		0,26	0,86	0,86	1,89	8,89	2,15	1,19	1,12	0,83	0,63		3,63	6,74
Benso(ghi)perylene	4,29		0,67	1,06	1,06	2,13	14,29	2,26	0,57	1,59		1,79	2,02	5,36	9,87
Indeno(123cd)pyren	5,40		0,67			3,94	14,60	3,65				1,37	2,70	7,46	12,16

#### 4.5. Övriga organiska föroreningar

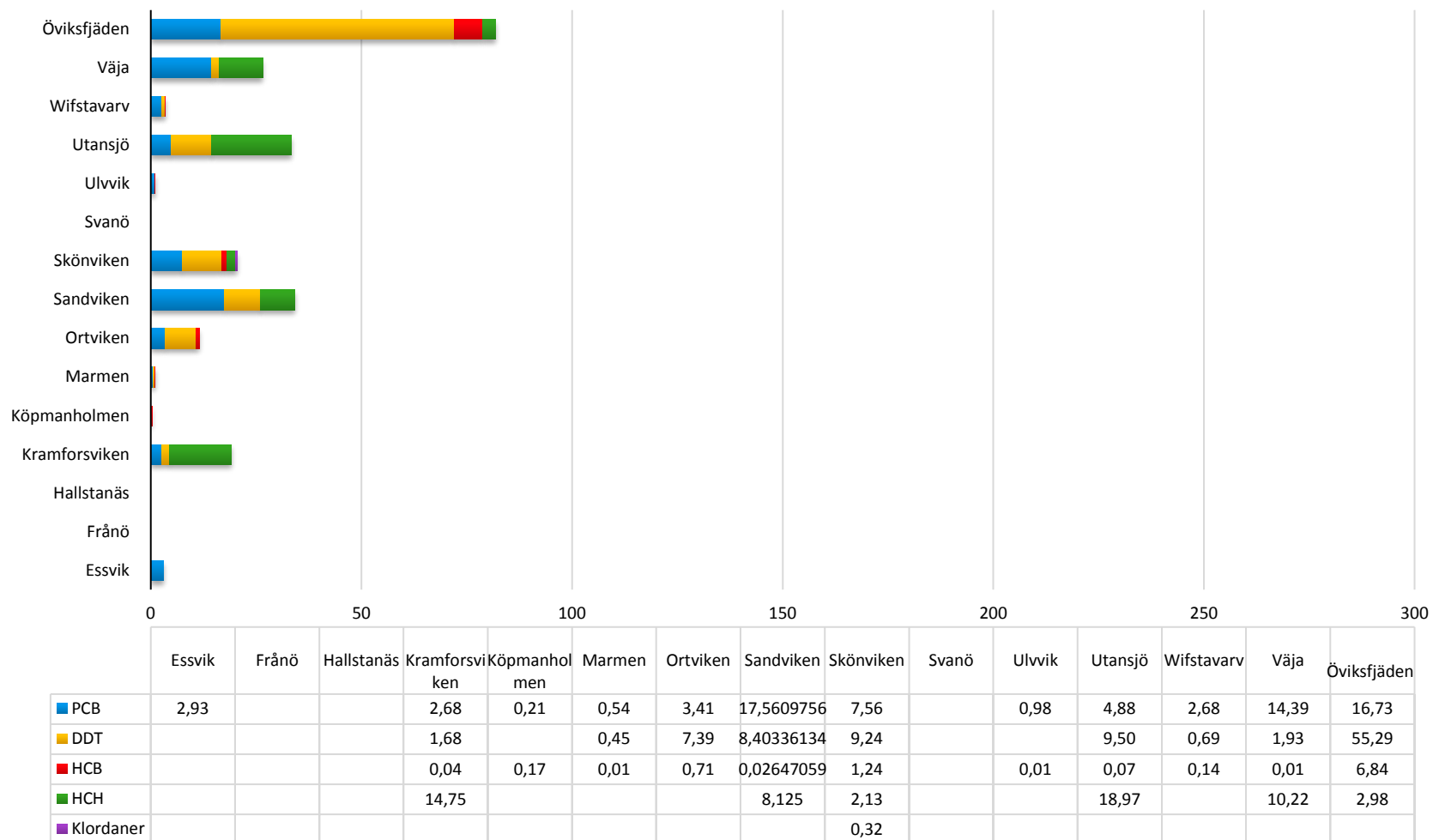
Förhöjda nivåer av organiska ämnen påträffas både i fiberbankar och fiberrika sediment inom de undersökta områdena. De påträffas generellt i högre nivåer i de fiberrika sedimenten än i fiberbankar. Dock är nivåerna inte lika som för kvicksilver, metylkvicksilver och PCDD/F sammanlagt.

Av fiberbankarna är det Örnköldsviksfjärden som har den högsta sammanlagda nivån, med den högsta riskkvoten för DDT med ett överskridande av riktvärdet med 55 gånger, se figur 9.

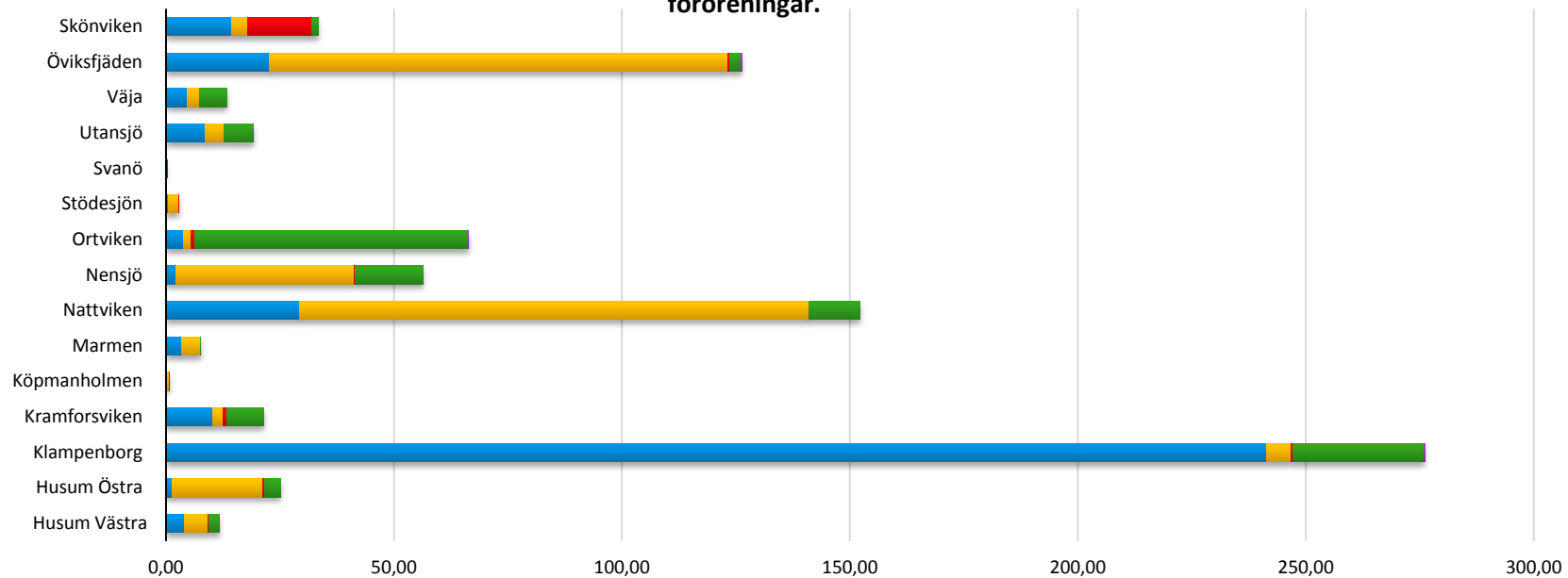
För de fiberrika sedimenten har Klampenborg i Sundsvallsbukten den högsta sammanlagda nivån, med den högsta riskkvoten för PCB med ett överskridande av riktvärdet med 241 gånger. Därefter påträffas förhöjda nivåer av DDT i Örnköldsviksfjärden med en riskkvot på 100 och Nattviken i Härnösand med en riskkvot på 111, se figur 10.

PCB, DDT och andra klorerade pesticider har inte använts aktivt i tillverkningsprocessen vid massatillverkning men kan ha följt med som oönskat ämne i bark och ved eller använts i fabrikernas infrastruktur på samma sätt som i övriga samhället. Halterna av PCB och DDT är generellt högre i fiberrika sediment utanför skogsindustrin än i bakgrundslokaler (Sandström et al 2016). De höga halterna i Örnköldsviksfjärden har sannolikt sin förklaring i att en kemisk industri som under 1940-talet tillverkade bland annat DDT har varit belägen i området (Länsstyrelsen Västernorrland 2017).

Figur 9; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberbank. Resultat för övriga organiska föroreningar.



**Figur 10; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för övriga organiska föroreningar.**



	Husum Västra	Husum Östra	Klampenborg	Kramforsviken	Köpmanholmen	Marmen	Nattviken	Nensjö	Ortviken	Stödesjön	Svanö	Utansjö	Väja	Öviksfjäden	Skönviken
■ PCB	4,00	1,32	241,46	10,24	0,34	3,41	29,27	2,10	3,83	0,59	0,02	8,54	4,63	22,68	14,39
■ DDT	5,26	19,87	5,21	2,31	0,32	4,13	111,76	39,24	1,59	2,18	0,18	4,20	2,71	100,59	3,58
■ HCB	0,17	0,44	0,59	0,82	0,17	0,02	0,03	0,14	0,82	0,02	0,02	0,09	0,04	0,36	14,00
■ HCH	2,16	3,53	28,75	8,13		0,11	11,13	14,91	60,00			6,25	6,00	2,59	1,55
■ Klordaner	0,08		0,04						0,10			0,14		0,08	

#### 4.6. Metaller

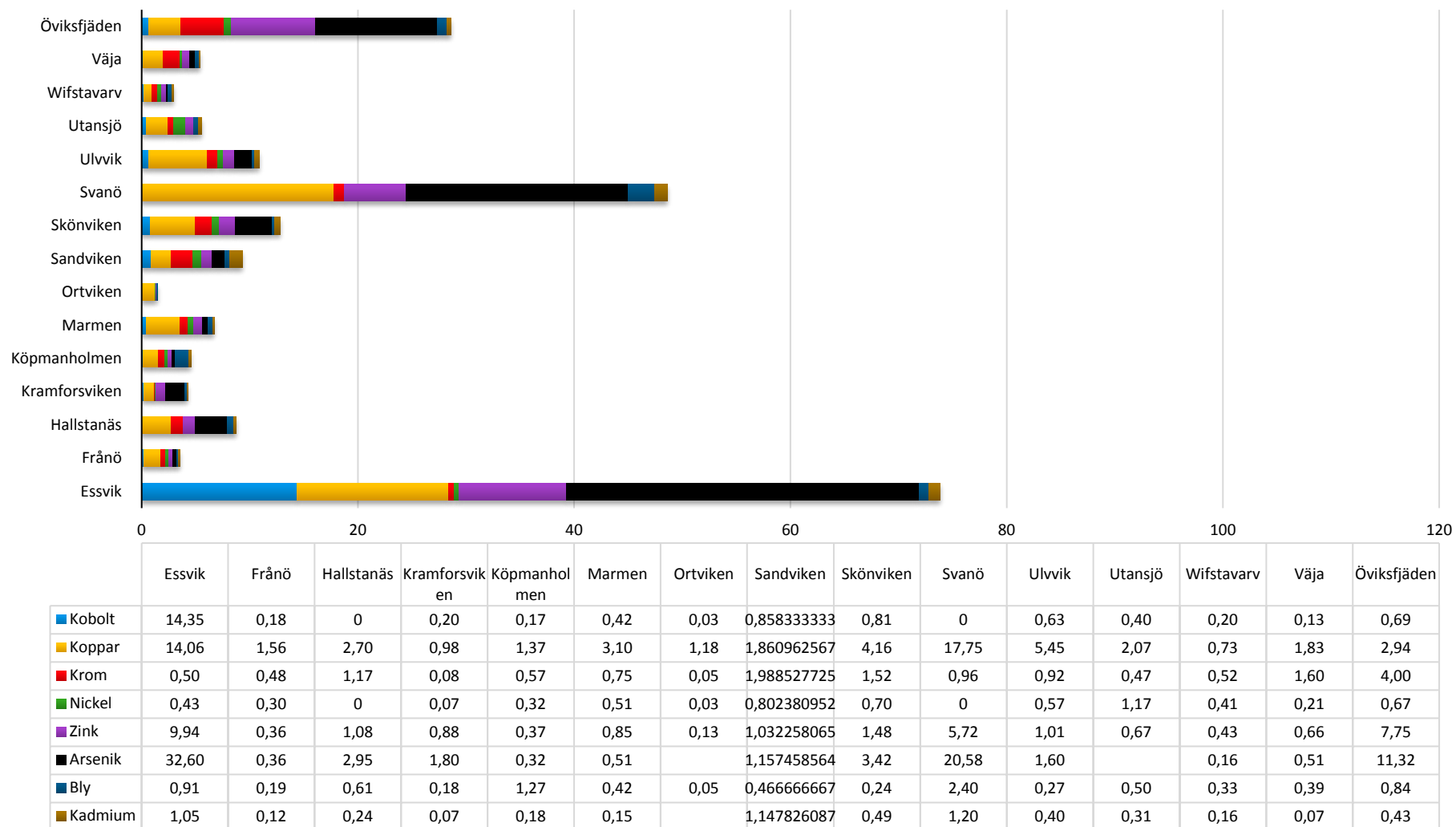
Förhöjda nivåer av metaller påträffas både i fiberbankar och fiberrika sediment inom de undersökta områdena. Det påträffas generellt nivåer som inte överskrider riktvärdet. Däremot föreligger högre nivåer i fiberbanken än i de fiberrika sedimenten.

För fiberbankarna är arsenik det styrande ämnet för metaller om man bortser från de höga nivåerna av kvicksilver. De högsta nivåerna påträffas i Essvik, Svanö och Örnköldsviksfjärden med riskkvoter på 32,20 och 11. Därutöver påträffas förhöjda nivåer av koppar och kobolt, se figur 11.

För de fiberhaltiga sedimenten har framförallt förhöjda nivåer av metaller påträffats i Essvik och Nattviken för samma ämnen som har förhöjda nivåer i fiberbanken, se figur 12.

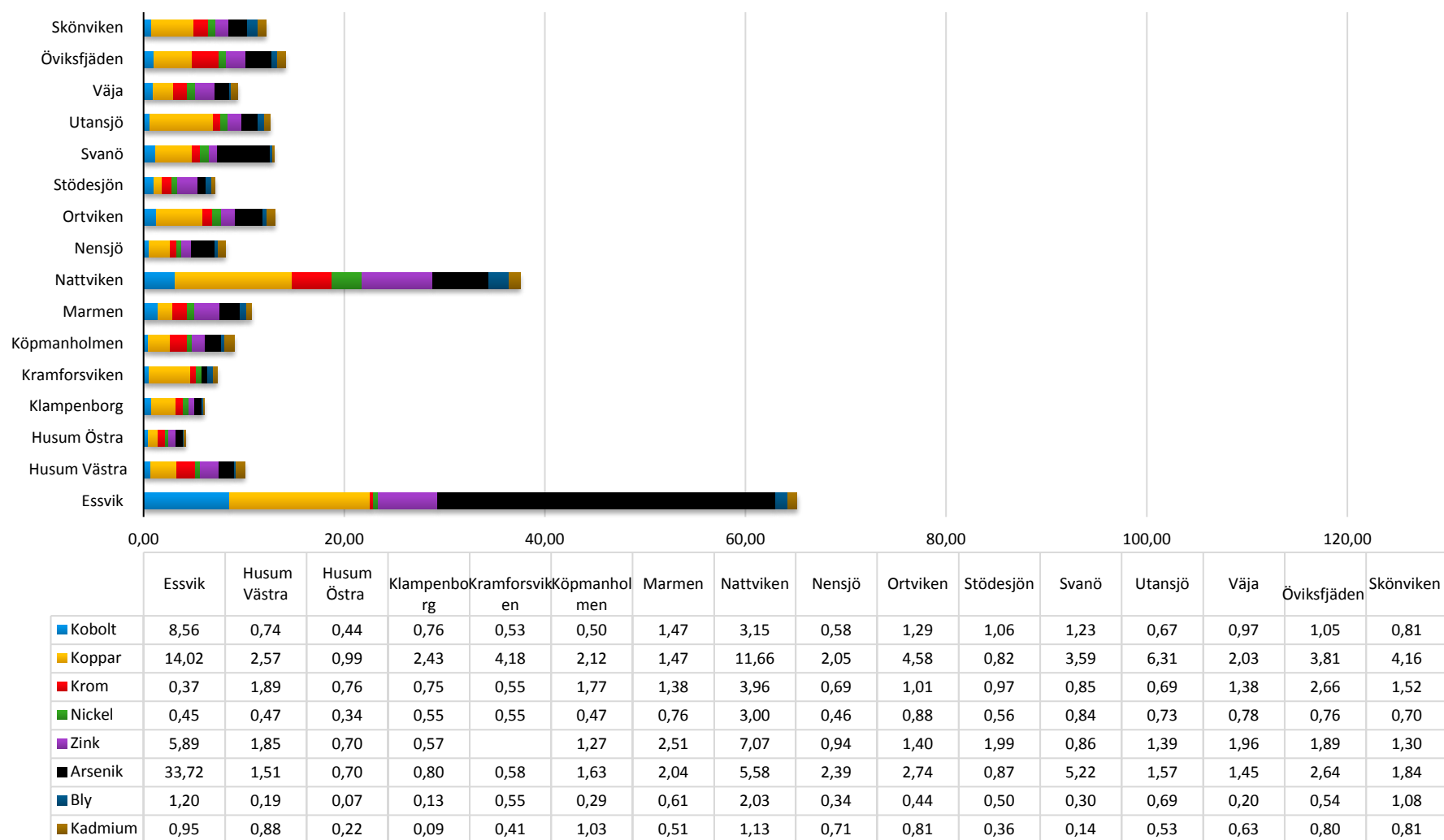
För alla områden där det påträffas högst riskkvoter av metaller har det förekommit sulfitpappersmassa, undantaget Nattviken i Härnösand. Vid sulfitfabriker bildades ett restmaterial benämnt kisaska som bland annat innehöll olika metaller som även det i vissa fall påträffats tillsammans med fibrer i närområdet till fabrikerna. Kisaska är en biprodukt från framställning av svavelsyra genom rostning av svavelkis. Kisaska är en slags järnoxid med höga halter tungmetaller som arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar och zink (Nordbäck et al 2004).

Figur 11; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberbank. Resultat för metaller.





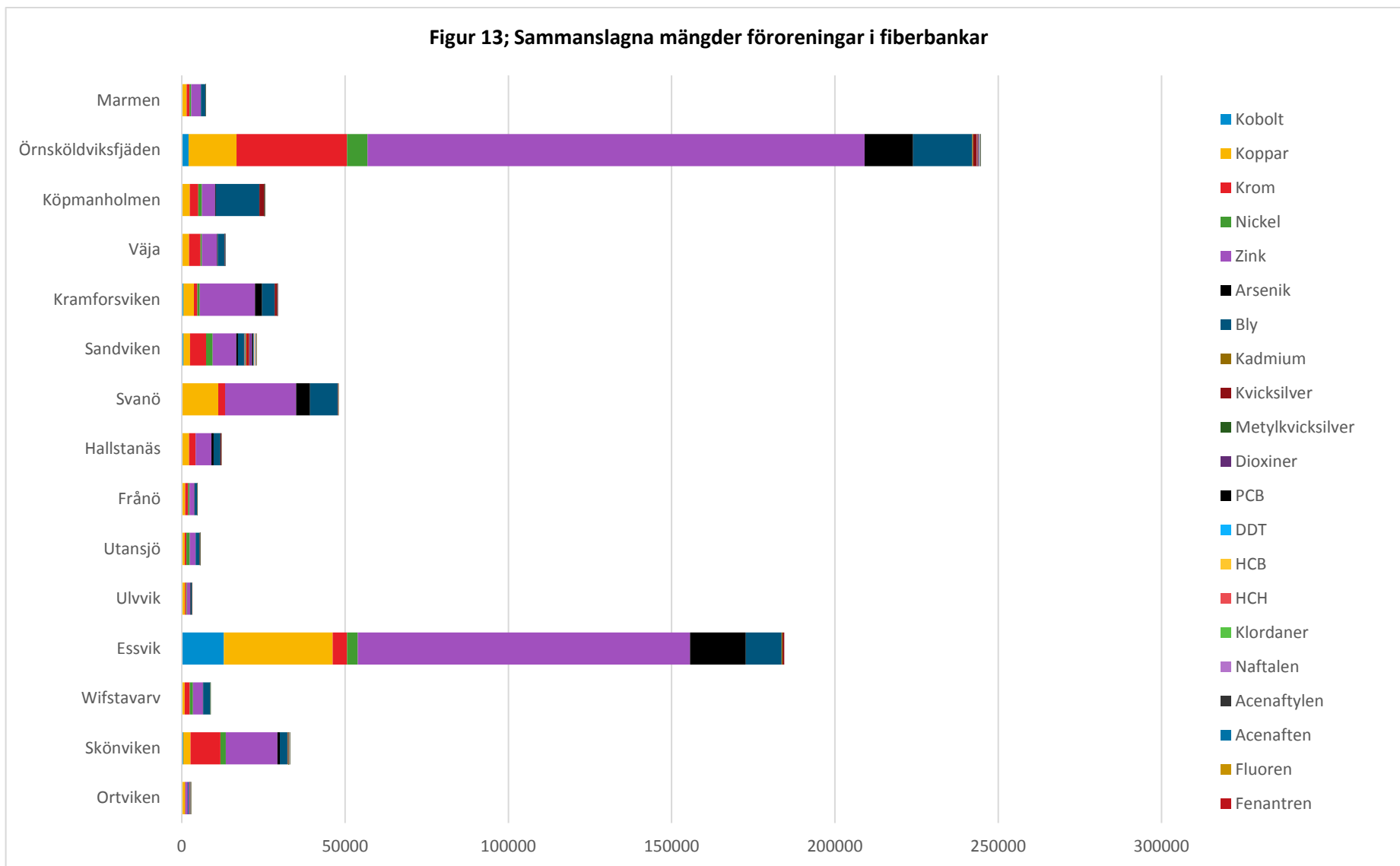
Figur 12; Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för metaller.



#### 4.7. Mängd och volym

För vissa områden är det tydligt att zink förekommer i stora mängder i både fiberbankarna och de fiberrika sedimenten, se figur 13-14 och tabell 10-11. De områden med störst sammanlagd mängd föroreningar i fiberbankar är Örnköldsviksfjärden och Essvik och i de fiberrika sedimenten Örnköldsviksfjärden och Inre Sundsvallsbukten (Ortviken). För vissa enskilda ämnen sticker mängden föroreningar ut. Exempelvis PCB (380 kg) i Klampenborg, mängden DDT (36 kg) och mängden HCB (16 kg) i fiberrika sediment i Örnköldsviksfjärden samt mängden dioxiner (0,5 kg) i fiberrika sediment i Marmen.

Figur 13; Sammanslagna mängder föroeningar i fiberbankar

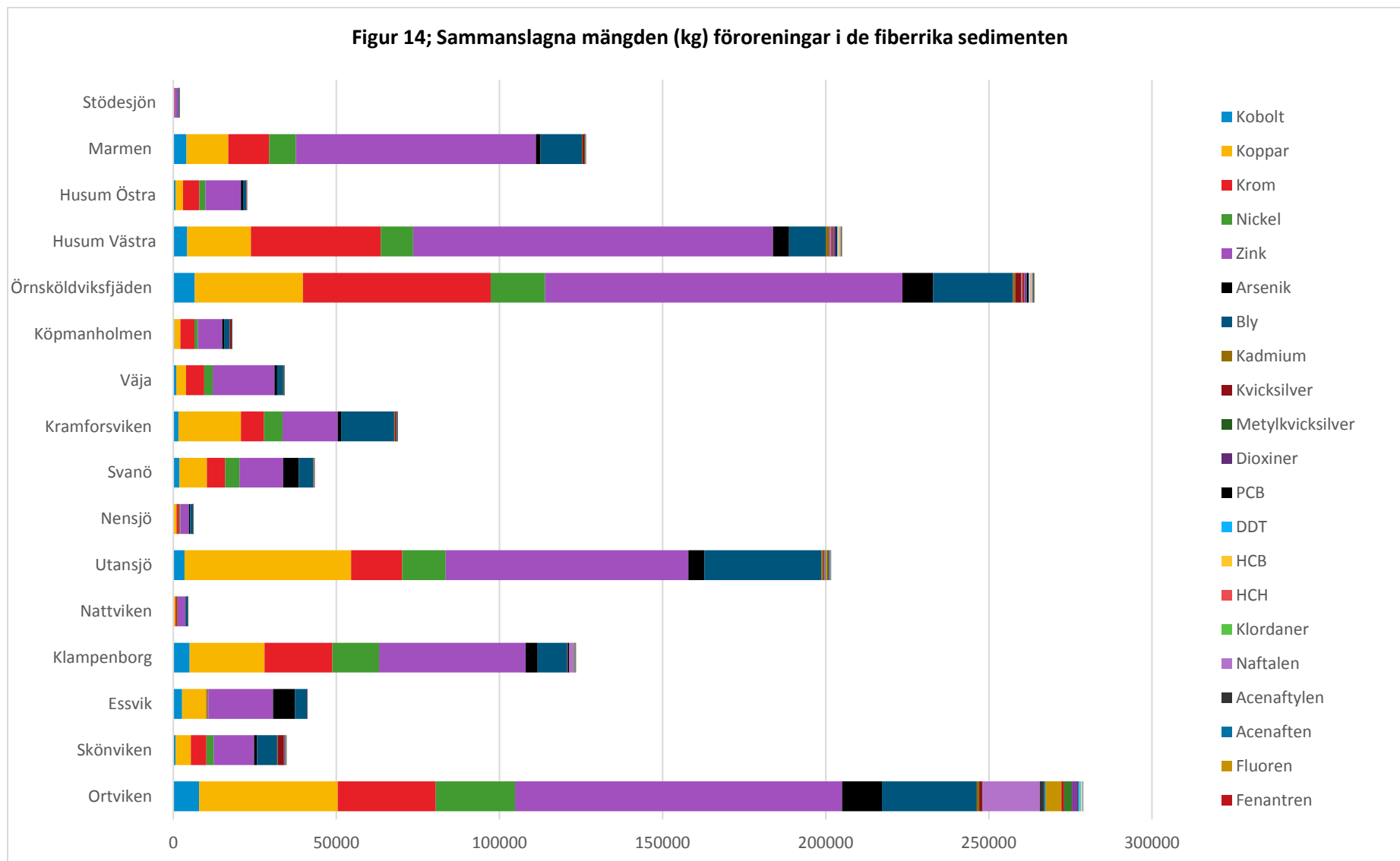


Tabell 10; Sammanslagna mängden (kg) föroreningar i fiberbankarna.

	Ortviken	Skönviken	Wifstavarv	Essvik	Ulvvik	Utansjö	Frånö	Hallstanäs	Svanö	Sandviken	Kramforsviken	Väja	Köpmanholmen	Örnsköldviksfjäden	Marmen
Kobolt	17	440	136	12905	65	101	75			522	525	79	174	2057	139
Koppar	972	2234	775	33302	877	820	991	2205	11154	2022	3175	2116	2256	14670	1329
Krom	120	9175	1550	4366	413	517	858	2031	2101	4871	1064	3518	2607	33904	935
Nickel	64	1638	968	3311	206	1038	422			2027	761	467	1167	6232	515
Zink	708	15799	3033	101786	1075	1765	1536	4859	21800	7272	16897	4605	3985	152185	2871
Arsenik		770	67	17036	100		89	664	4251	528	2139	245	203	14870	108
Bly	244	2303	2252	10971	277	1271	773	2081	8455	1860	3885	2010	13342	18136	1316
Kadmium		96	20	305	8	15	10	19	76	67	40	9	35	263	9
Kvicksilver		217		503	51	20	3	275	136	86	785	23	1465	1065	
Metyl- kvicksilver								1	0			0	2		0
Dioxiner			0,0029		0,0004	0,0000	0,0002			0,0211	0,0010	0,0002	0,0045	0,0076	
PCB		1,948	0,622	0,000	0,034	0,424				3,657	2,251	2,193	0,076	10,634	0,043
DDT		0,692	0,046			0,239				0,497	0,323	0,067		11,478	0,015
HCB		1,325	0,136		0,002	0,025				0,023	0,147	0,014	0,255	16,550	0,003
HCH		0,085				0,129				0,109	1,174	0,217		0,177	
Klordaner		0,046													
Naftalen	224	17				18	2			122	4	17	18	181	4
Acenaftylen	35					2	0			12			2	36	1
Acenaften	9	4				2	1			115	3	7	5	11	1
Fluoren	16	6				5	1			249	8	11	8	24	1
Fenantren	123	66				32	4			898	26	89	46	192	8
Antracen	13	6				5	1			89	17	10	8	31	3
Fluoranten	79	76				28	5			795	7	57	45	192	12
Pyren	66	54				17	4			409		34	32	131	10
Benso(a)antracen	22	22				6	2			183		10	18	64	4

Krysen	32	80				6	2			159		8	25	75	4
	<b>Ortviken</b>	<b>Skönviken</b>	<b>Wifstavarv</b>	<b>Essvik</b>	<b>Ulvvik</b>	<b>Utansjö</b>	<b>Frånö</b>	<b>Hallstanäs</b>	<b>Svanö</b>	<b>Sandviken</b>	<b>Kramforsviken</b>	<b>Väja</b>	<b>Köpmanholmen</b>	<b>Örnsköldviksfjäden</b>	<b>Marmen</b>
Benso(b)fluoranten	17	27				4	2			154		7	16	55	5
Benso(k)fluoranten	7	14				2	1			73		3	6	27	3
Benso(a)pyren	13	24				3	2			152		4	10	46	6
Dibenso(ah)antracen	2	4				1	1			26		4	2	25	1
Benso(ghi)perylene	14	24				5	1			102		5	18	119	4
Indeno(123cd)pyren	9	16				1	2			120			11	55	4

Figur 14; Sammanslagna mängden (kg) föroreningar i de fiberrika sedimenten



Tabell 11; Sammanslagna mängder (kg) föroreningar i de fiberrika sedimenten

	Ortviken	Skönviken	Essvik	Klampenborg	Nattviken	Uta-sjö	Nensjö	Svanö	Kramforsviken	Väja	Köpmanholmen	Örnsköldviksfjäden	Husum Västra	Husum Östra	Marmen	Stödesjön
Kobolt	7904	707	2705	5043	85	3468	153	1857	1560	905	297	6562	4308	668	4067	64
Koppar	42524	4676	7350	22920	550	51021	839	8432	19209	2957	1892	33158	19508	2333	12835	137
Krom	30060	4772	312	20822	473	15695	793	5584	7050	5649	4341	57552	39788	5032	12458	175
Nickel	24293	2215	363	14296	283	13317	420	4417	5699	2559	1020	16758	9932	1803	8235	126
Zink	100201	12382	19865	44955	2301,00	74369	2557	13426,00	16897	18960,00	7476	109462	110282	10909,00	73599,00	1016
Arsenik	12269	946	6677	3640	94	4929	378	4743	1024	819	575	9404	4916	639	1386	26
Bly	29083	6149	3800	9116	647	35844	887	4504	16261	1880	1633	24526	11288	1019	12684	265
Kadmium	745	124	58	106	8	532	36	39	232	112	101	689	954	63	228	3
Kvicksilver	903	1801	59	27	3	344	8	17	354		617	1743	130		483	
Metylkvicksilver									1	0		15	1		1	0
Dioxiner	0,0019	0,0035			0,0000	0,0043	0,0011	0,0025				0,0243	0,0806		0,5062	0,0000
PCB	8,211	2,914		380,362	0,271	15,133	0,1880	0,012	10,3166	1,482	0,077	31,033	1,181	0,681	2,498	0,006
DDT	1,385	0,231		2,590	0,270	2,161	1,020	0,026	0,675	0,252	0,021	36,252	3,841	2,982	0,932	0,007
HCB	5,227	11,881		4,492	0,002	0,648	0,050	0,035	3,438	0,057	0,161	2,821	1,181	0,933	0,058	0,001
HCH	7,863	0,024		3,220	0,007	0,864	0,104		0,638	0,149		0,361	0,353	0,142	0,014	
Klordaner	0,161			0,052		0,134						0,107	0,127			
Naftalen	17621	54		1148	1	368	5	53	111	9	25	203	443	16	10	0
Acenaftilen	1251	10			0	43	1	13	17		4	40	63			0

Acenaften	554	7		111	0	41	1	3	3		1	31	21		6	0
	Ortviken	Skönviken	Essvik	Klampenborg	Nattviken	Uta-sjö	Nensjö	Svanö	Kramforsviken	Väja	Köpmanholmen	Örnsköldviksfjäden	Husum Västra	Husum Östra	Marmen	Stödesjön
Fluoren	4796	14		45	1	463	3	6	7	6	2	85	60		5	1
Fenantren	850	114		177	4	48	11	55	71	40	16	480	510	25	37	0
Antracen	2368	30		33	1	402	2	9	11	6	3	113	104	3	8	1
Fluoranten	1694	196		161	6	329	11	49	86	49	19	734	672	21	89	1
Pyren	345	139		128	5	39	8	38	56	32	13	564	484	16	73	0
Benso(a)-antracen	799	66		36	3	112	5	12	22	16	5	243	252	3	33	0
Krysen	301	65		72	3	65	5	12	29	19	7	282	289	5	37	0
Benso(b)-fluoranten	92	64		48	4	26	5	8	25	18	6	282	259	3	45	0
Benso(k)-fluoranten	106	27		20	2	48	3	4	11	8	2	147	121		23	0
Benso(a)-pyren	14	54		33	4	7	5	7	17	13	4	260	215		38	0
Dibenso(ah)-antracen	88	8		5	1	65	1	7	18	13	4	55	43		10	0
Benso(ghi)-perylene	50	48		35	4	37	4		16	13	4	254	175		38	0
Indeno(123cd)pyren		33		25	3		5					265	175		49	



#### 4.8. Spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde

För sammanställning av de automatiskt genererade värdena för spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde enligt riskklassningsmetodiken, se tabell 13. Förklaring av färgkodning, se tabell 12.

Tabell 12; Förklaring av färgkodning till tabell 13.

Spridningsförutsättning	Små spridningsförutsättningar	Måttliga spridningsförutsättningar	Stora spridningsförutsättningar	Mycket stora spridningsförutsättningar
Skyddsvärde	Litet skyddsvärde	Måttligt skyddsvärde	Stort skyddsvärde	Mycket stort skyddsvärde
Känslighet	Liten känslighet	Måttlig känslighet	Stor känslighet	Mycket stor känslighet

Tabell 13; Spridningsförutsättningar för fiberrika områden

Namn riskklass i EBH-stödet - nya FiB	Allmänna spridningsförutsättningar	Spridning i vattenfasen	Känslighet	Skyddsvärde
Ortviken	0,01	0,16	0,11	0,17
Skönviken	0,065	0,22	0,13	0,17
Wifstavarv	0,005	0,08	0,11	0,23
Essvik	0,04	0,13	0,08	0,19
Klampenborg	0,03	0,08	0,1	0,07
Nattviken	0,035	0,16	0,1	0,05
Ulvvik	0,005	0,08	0,16	0,02
Utansjö	0,065	0,1	0,13	0,17
Nensjö	0,065	0,05	0,14	0,19
Frånö	0,065	0,07	0,13	0,19
Hallstanäs Fiberbank	0,065	0,18	0,11	0,31
Hallstanäs Fibersediment	0,03	0,08	0,10	0,07
Svanö Fiberbank	0,095	0,16	0,11	0,31
Svanö Fibersediment	0,065	-0,02	0,11	0,31
Sandviken	0,04	0,06	0,08	0,23
Kramforsviken	0,065	0,19	0,11	0,23
Väja	0,065	0,14	0,14	0,19
Köpmanholmen	0,065	0,21	0,13	0,19
Örnsköldviksfjärden	0,065	0,24	0,16	0,35

Namn riskklass i EBH-stödet - nya FiB	Allmänna spridningsförutsättningar	Spridning i vattenfasen	Känslighet	Skyddsvärde
Husum Västra	0	0,15	0,08	0,05
Husum Östra	0	0,06	0,03	0,02
Marmen	0,01	0,18	0,28	0,35
Stödesjön	0,35	0,18	0,10	0,19

#### 4.8.1. Spridningsförutsättningar

Spridningsförutsättningar har en avgörande betydelse för riskklassning av ett fiberområde och bedöms utifrån ett flertal olika parametrar (se tabell 5, figur 3). Information om spridningsförutsättningarna är därför viktig. I riskklassningarna ingår att beskriva om förorenings-spridning från ett område pågår eller inte. Det automatiskt genererade delarna som omfattar allmänna spridningsförutsättningar samt spridning i vattenfasen möjliggör att i viss grad jämföra de olika områdena med varandra. Därutöver tillkommer en expertbedömning och underlaget till denna beskrivs översiktlig nedan (se tabell 5, Konstaterat upptag i näringsväven samt upptag i näringsväven för respektive objekt). För information om övriga områden se bilaga 1.

Det område som fick högst bedömning på **allmänna spridningsförutsättningar** är Svanö. Detta beror på flera faktorer;

- Större delen av fiberbanken ligger på ett vattendjup mellan 0-3 meter. På vissa delar längs med strandlinjen ligger fiberbanken ovanför vattenytan. Detta gör att den kontinuerligt kan utsättas för erosion i form av vågor och vind. Västernorrland har en landhöjning, mellan ca 6-7 mm per år. Landhöjningen bidrar till att fiberbankarna på sikt kommer att lyftas upp ännu närmare vattenytan och på så sätt utsättas för erosion i form av vågor, strömmar och vind som resulterar i att bottenmaterialet på erosionsytorna kan komma i omlopp. I landhöjningsmodellen tas dock inte hänsyn till den pågående havsnivåhöjningen. Havsnivåstigningen skulle således motverka de effekter som kommer av landhöjningen men inte i den grad att de kan uteslutas helt.
- Det finns skredärr utanför Svanö längre ut i fjärden varför området bedöms som skredkänsligt.

Det område som fick högst bedömning avseende **spridningsförutsättningar i vattenfasen** är Örnsköldsviksfjärden. Detta beror på flera faktorer;

- Fiberbanken ligger i Moälvens mynning till Örnsköldsviksfjärden vilket kan skapa strömmar över fiberområdet.

- Sedimenten är reducerade och gasfyllda, så kallade ”pock marks” kan ses på bottenytan.
- De bedrivs flera hamnverksamheter i Örnsköldsviksfjärden och båttrafik förekommer frekvent över fiberområdet.
- Flera utsläpp av dag- och processvatten sker i området, bland annat från Domsjö fabriker men även från Knorthems reningsverk.
- Moälven är ett reglerat vattendrag som bedöms påverka spridningsbilden.
- Det förekommer vårflod i Moälven som bidrar till spridningsförutsättningarna.
- Sedimenten bedöms inte vara särskilt överlagrade då ytlagren innehåller fiber och höga halter av föroreningar.

#### 4.8.2. Upptag av miljögifter i näringsväven

Sambandet mellan halter av miljögifter i sediment och storleken på upptaget för ett flertal ämnen är inte fastställt. Det finns ett flertal faktorer som påverkar hur stort upptaget är i fisk. Ett flertal faktorer påverkar upptaget och i riskklassningsmodellen ingår parametrar som förekomst av växt- och djurliv, salinitet och temperatur (inklusive temperaturhöjande utsläpp) (Länsstyrelsen Västernorrland, 2016). Om ett konstaterat upptag finns i fisk så bedöms risken för spridning i näringsväven som mycket stor.

Redovisade halter i fisk nedan har utgått från ett urval av de områden där den högsta föroreningsnivån i fiberhaltiga sediment är påvisad (riskkvot). Det vill säga, i de områden där det föreligger högst föroreningsnivå per ämne, där har nivån av samma ämne i fisk också utvärderats. Detta för att möjliggöra jämförelse mellan halter förorening i sediment och upptag i fisk. I bilaga 2 redovisas däremot enbart de ämnen som har högst uppmätt halt i fisk totalt sett inom respektive område. Detta är det underlag som ligger till grund för själva riskklassningen. Redovisning av samtliga uppmätta föroreningar i fisk för alla områden ingår inte inom ramen för detta projekt.

De gränsvärden som används nedan är uttryckta på färskviktsbasis. Detta bör beaktas vid tolkning av resultaten då färskviktsbaserade gränsvärden kan ge en missvisande bild av belastningssituationen beroende på fetthalten hos den undersökta matrisen. En mager fisk kommer att uppvisa lägre halter än en fetare fisk om koncentrationerna uttrycks på färskviktsbasis. Om risken för dioxinexponering undersöks bland konsumenter av abborre fås en korrekt bild av risken när färskviktsvärden används. En undersökning av miljökvalitet bör dock istället utgå från fettviktsbaserade värden då detta möjliggör jämförelser mellan arter men säger också mer om hur föroreningsituationen ser ut för den aktuella lokalen. Därför redovisas både färskvikt (vv) och fettvikt (lv) i tabellerna nedan, i de fall båda värden

finns att tillgå. De flesta gränsvärden är dock inte uttryckta på fettviktsbasis (Gustavsson och Danielsson, 2010).

### Dioxin

Köpmanholmen är det område som har den högsta nivån (riskkvot) av dioxin (1442 ggr riktvärdet) i fiberbanken. Dessa föroreningar har spridits över ett stort område och undersökningar av biota har visat att det finns ett detekterat upptag av dioxin i fisk och bottenfauna för området, vilket innebär att spridningsförutsättningarna bedöms som mycket stora. Historiska utsläpp av PCDD/Fs som lagrats i sediment tycks lokalt kunna påverka halterna i fisk då det finns en stark korrelation mellan halter i sediment och fisk (Sandström et al, 2016).

Undersökningar av biota i Nätrafjärden utanför Köpmanholmen har visat att dioxiner tas upp mycket kraftigt i bottenfauna i jämförelse med referenslokalen Gaviksfjärden, se tabell 13 (Heinemo, 2004). Nätrafjärden uppvisar även höga halter av TCDD (19,8 pg/g lv) i abborre, se tabell 14. För korrekt jämförelse med gränsvärdet blir den uppmätta halten lipidvikt omräknat till våtvikt för det övre värdet i konfidensintervallet till 0,20 (pg/g vv) TCDD EQV (Gustavsson och Danielsson, 2010).

För dioxiner och dioxinlika ämnen uttrycks gränsvärdet som ett TEQ (Toxiska ekvivalenter) enligt WHO:s toxiska ekvivalensfaktorer från 2005. Gränsvärdet för dioxinekvivalenter bygger på livsmedelslagstiftningen i EU och utgår ifrån vilka halter som förekommer idag och syftet med gränsvärdena är att få bort de mest förorenade produkterna från marknaden inom EU (EQS 0,0065 TEQ ug/g vv) och är baserade på EG förordning 1881/2006. Metodiken för att ta fram gränsvärden inom livsmedelslagstiftningen skiljer sig åt från den som normalt tillämpas inom vattenförvaltningen (Havs- och vattenmyndigheten, 2016).

De uppmätta halterna indikerar att det sker ett upptag av dioxin. Önskad spridning av dioxiner till övriga delar av näringskedjan (vitmärta, skorv, strömming, torsk, säl) kan därför förutsättas ske i området (Heinemo, 2004).

Tabell 13; Jämförelsetabell för dioxiner/furaner (pg/g lipidvikt) i muskel i abborre. Samlingsprov bereddes à 15 individer. Alla samlingsprov bereddes av en lika stor delmängd från var och en av de 15 individuella fiskarna (Gustavsson och Danielsson, 2010).

Prov	TCDD	TCDF	TCDD+EQV
Nätrafjärden, Alviksholmen	19.76	66.67	42.86

Tabell 14; Dibensodioxiner och dibensofuraner (PCDD/F) i östersjömussla från Nätrafjärden och Gaviksfjärden (Heinemo, 2004)

Prov	Nätrafjärden <i>Macoma</i>	Gaviksfjärden <i>Macoma</i>
ng/kg VS		
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,022	<0,018
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,24	0,066
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,139	0,035
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,605	0,245
oktakilordibensodioxin	1,91	0,709
2,3,7,8-tetraCDF	19,3	0,321
1,2,3,7,8-pentaCDF	0,275	0,035
2,3,4,7,8-pentaCDF	0,364	0,121
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,325	0,055
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,139	0,046
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0,020	<0,018
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,082	0,061
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	1,1	0,292
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0,135	<0,119
oktakilordibensofuran	1,09	0,309
WHO ITEQ	3,37	0,14

## HCB

Skönviken är det område som har den högsta nivån (riskkvot) av HCB (14 ggr riktvärdet) i fiberrika sediment. Även tidigare undersökningar med sedimentprover i Skönviken/Klingerfjärden har visat att halterna av HCB i sedimenten i Skönviken är höga (Westman & Rönnöls 2001).

Örnsköldsviksfjärden är det område med högsta nivån (riskkvot) av HCB (7 ggr riktvärdet) i fiberbanken.

Undersökningar av biota i Skönviken har visat på ett upptag av HCB i fisk (Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16, Westman och Rönnols 2001). Även i Örnköldsviksfjärden finns ett konstaterat upptag av HCB i fisk. se tabell 15 (Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16).

Gränsvärdet är hämtat ur substansdatabladet för HCB som ligger till grund för EQS (10 ug/g vv) (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). Ingen av de redovisade halterna överskrider riktvärdet.

**Tabell 15; Jämförelsetabell för HCB (ug/g våtvikt och lipidvikt) i abborre. Skönviken 2013 visar på medelhalt för 9 individer. (Källa: Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16). Skönviken 1999 visar på parametrar med analysvärden över detektionsgränsen 0,001 mg/kg vv för hela individer (Westman & Rönnols, 2001). Örnköldsviksfjärden visar på medelvärde i abborre från 10 individer (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 2013).**

Prov	HCB ug/g vv	HCB ug/g vv lipidnorm 5%
Skönviken (2013)	0,0144	0,093
Skönviken (1999)	3,00	
Örnköldsviksfjärden (2013)	0,003046	0,024
Gaviksfjärden (2016)	0,0018	

## DDT

I fiberbankarna är det Örnköldsviksfjärden som har den högsta nivån för organiska ämnen (riskkvoten) för DDT med ett överskridande av riktvärdet med 55 gånger. De högsta nivåerna av DDT påträffas i Örnköldsviksfjärdens fiberrika sediment (100 ggr riktvärdet).

För de klassiska organiska miljögifterna DDT och PCB, liksom för en del andra halogenerade organiska föreningar, har kraftiga minskningar av halterna i biota observerats sedan 1970-talet (Naturvårdsverket 2008). Däremot detekteras fortfarande relativt höga nivåer i fiberhaltiga sedimenten i länet. Ett upptag av DDT i fisk har påvisats inom Örnköldsviksfjärden.

Det saknas gränsvärde för DDT, däremot kan den uppmätta halten jämföras mot uppmätt halt i referenslokalen Gaviksfjärden. Den uppmätta medelhalten i fisk indikerar på att det kan ske ett upptag av DDT i biota i Örnköldsviksfjärden, se tabell 16.

Tabell 16; Örnsköldsviksfjärden visar på medelvärde i muskel för DDT (ug/g) i abborre för 10 individer (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 2013) samt i Gaviksfjärden för 14 individer (Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16).

Prov	sDDT (g/g vv)	sDDT lv
Örnsköldsviksfjärden DDT (2013)	0,01438	0,009184
Gaviksfjärden (2016)	0,00055	

## PCB

I fiberbankarna är det Sandviken i Kramforsfjärden (18 ggr riktvärdet) och Örnsköldsviksfjärden (17 ggr riktvärdet) som har den högsta nivåerna för PCB. De högsta nivåerna av PCB påträffas i Klampenborg i Sundsvallsbukten, med en riskkvot för PCB fiberrika sediment (241 ggr riktvärdet).

Inom ramen för huvudstudien av Essvik/Nyhamn genomfördes undersökningar av halten metaller och organiska miljögifter i mjukdelar i Lymnaea (sötvattensnäcka) under 2004. Essvik/Nyhamn ligger i närheten av Klampenborg i Sundsvallsbukten. Inga undersökningar av fisk har genomförts utanför Klampenborg. Syftet med den första undersökningen var att genom biologiskt upptag påvisa spridning av metaller och organiska komponenter från Essvik/Nyhamns industriområde till vattenområdet strax utanför strandlinjen, se tabell 16. Det är inte möjligt att jämföra redovisade halter i Lymnea med redovisade gränsvärden ovan, eftersom dessa riktvärden gäller för upptag i fisk. Undersökningen visade dock på att det sker en spridning från området på land och ett upptag av PCB, vilket inte tidigare bedömts vara en aktuell förorening på området (Björinger och Pyyny, 2008).

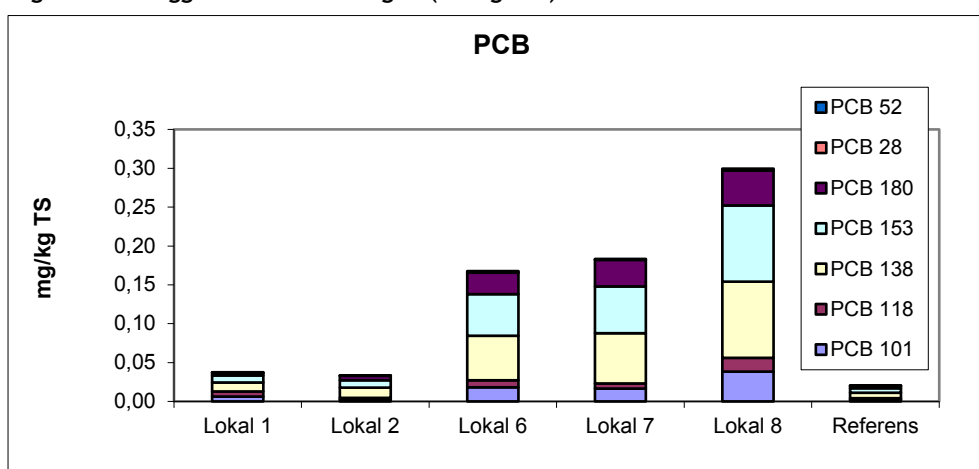
Vanligen analyseras sju PCB (PCB-7) för halter i fisk vilka är; PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 och PCB 180. För dessa saknas det dock gränsvärde. Gränsvärdet för PCB har länge varit underlag för diskussion och det finns flera olika värden från olika organisationer som varierar mycket. Vi har valt att jämföra halter av CB-153 mot det tidigare gränsvärdet på 0,0025 µg/g våtvikt från OSPAR 2005 (Oslo Paris Konventionen) samt EQS för TCDD TEQ.

I Örnsköldsviksfjärden uppmäts halter på 0,01468 µg/g våtvikt CB-153 vilket överskrider riktvärdet från OSPAR 2005 med ca 5 gånger, vilket kan indikera att det föreligger både upptag i biota och påverkan från PCB i Örnsköldsviksfjärden, se tabell 17.

Vissa PCB-föreningar har också dioxinliknande egenskaper och bör i så fall tas med vid beräkning av halten TCDD-ekvivalenter. Här ingår PCB 118,

som ingår i analys för PCB7. Denna kan därför jämföras med riktvärdet för dioxiner för dessa uttrycks gränsvärdet som ett TEQ (Toxiska ekvivalenter) enligt WHO's toxiska ekvivalensfaktorer från 2005. Gränsvärdet för dioxinekvivalenter bygger på livsmedelslagstiftningen i EU och utgår ifrån vilka halter som förekommer idag och syftet med gränsvärdena är att få bort de mest förorenade produkterna från marknaden inom EU (EQS 0,0065 TEQ ug/g vv) och är baserade på EG förordning 1881/2006. Metodiken för att ta fram gränsvärden inom livsmedelslagstiftningen skiljer sig åt från den som normalt tillämpas inom vattenförvaltningen (Havs- och vattenmyndigheten, 2016).

**Tabell 16; Resultat av analyserade PCB:er i Lymnaea från Essvik/Nyhamn.** Lokalnummer motsvaras av områdesnummer (Pelagia, 2004). Notera att lokalerna i figuren inte ligger i flödesriktningen (se Figur X)



**Tabell 17; Örnsköldsviksfjärden visar på medelvärde för PCB i abborre för 10 individer (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 2013) samt jämförelse med Gaviksfjärden (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 15/16)**

Prov	PCB7 (µg/g vv)	CB-153 (µg/g vv)	CB-153 (µg/g lv)	TEQ CB-118 (ng/g vv)
Örnsköldsviksfjärden	0,0445	0,01468	0,231408	0,000005745
Gaviksfjärden	0,0179	0,0071		

## Kvicksilver

Halterna av kvicksilver har från tidigare höga nivåer generellt minskat i sediment och fisk i Sverige i tidigare kvicksilverbelastade recipienter. Det synes inte föreligga ett enkelt dos-respons samband mellan kvicksilverhalter i sediment och upptag i fisk eftersom det i hög grad är olika omgivningsfaktorer utöver tillförseln som påverkar förutsättningarna för metylering och bioupptag. Syreförhållandena (redoxpotential) är en sådan faktor där övergången från reducerade till oxiderade anses gynna metylering men även förekomsten av antagonistiskt verkande metalljoner



och potentialen för sulfidbindning påverkar kvicksilvers biotillgänglighet (Sandström et al 2016).

Köpmanholmen är det område som har högst sammanlagd riskkvot för kvicksilver och metylkvicksilver med en riskkvot för kvicksilver, (312 ggr riktvärdet) och metylkvicksilver (3860 ggr riktvärdet) i fiberbanken. Metylkvicksilver är inte analyserad i de fiberrika sedimenten i området och även där påvisas en hög risk för kvicksilver (117 ggr riktvärdet).

Den högsta riskkvoten för kvicksilver erhöles i Skönvikens fiberrika sediment (346 ggr riktvärdet). Där saknas analys av metylkvicksilver vilket skulle vara relevant för att kontrollera metyleringspotentialen. Även Hallstanäs sticker ut med hög riskkvot för både kvicksilver (101 ggr riktvärdet) och metylkvicksilver (2388 ggr riktvärdet). Tyvärr saknas analysresultat för halten av dessa ämnen i de fiberrika sedimenten i området.

Örnsköldsviksfjärden har hög riskklass för kvicksilver i fiberbanken (48 ggr riktvärdet) och det skulle vara relevant att analysera metylkvicksilver för att kontrollera metyleringspotentialen i fiberbanken. Metylkvicksilver är dock analyserat i de fiberrika sedimenten i Örnsköldsviksfjärden där riskkvoten för kvicksilver visar liknande värde (49 ggr riktvärdet), och där erhöles en hög riskkvot för metylkvicksilver (2628 ggr riktvärdet).

Undersökningar av biota i Köpmanholmen, Skönviken, Hallstanäs, Örnsköldsviksfjärden visar på att det sker ett upptag av kvicksilver. Det går inte att utläsa någon generell korrelation mellan kvicksilverhalter i sediment och upptag i fisk, annat än en hög nivå i sedimenten bidrar till ett upptag i fisk (se tabell 18). Högst medelhalt av kvicksilver i fiberbank påträffas i Köpmanholmen, där det även är högst uppmätt medelhalt av kvicksilver i abborre. Högst medelhalt av kvicksilver i fiberrika sediment påträffas i Skönviken, där en förhållandevis låg medelhalt av kvicksilver i abborre har uppmätts.

I Skönviken och Örnsköldsviksfjärden är sedimentytan delvis reducerad, vilket kan vara en förklaring till att förutsättningarna för metylering är begränsade och kvicksilverhalten i fisk förhållandevis låg. För sedimenten i Köpmanholmen är även fiberhaltiga sedimenten delvis reducerade med mycket gasavgång, men halterna i fisk är dock högre. Det kan vara andra orsaker som bidrar till den högre nivån av upptag.

EQS-gränsvärdet för kvicksilver för biota är 0,20 µg/g våtvikt och avser egentligen risk via näringskedjan (HVMFS 2015:4, bilaga 6).

För kvicksilver är helkroppskoncentrationen signifikant korrelerad med muskelkoncentrationen och man kan med hög säkerhet utgå ifrån koncentrationer uppmätta i muskel, uttryckta på våtviktsbasis vid utvärdering mot gränsvärdet. Andel naturlig bakgrund av kvicksilver i fisk saknar toxikologisk relevans vid bedömning av risk för sekundär förgiftning av t.ex. fiskätande fågel och gränsvärdet har inte tagits fram för att det ska

göras. Det är dessutom väldigt problematiskt att fastställa vad som är verklig naturlig bakgrund av kvicksilver i fisk. EU-kommissionen har år 2001 satt livsmedelsgränsvärdet 1 mg Hg/kg för saluföring av viss fisk. För övrig fisk och fiskvaror är gränsvärdet 0,5 mg Hg/kg.

Livsmedelslagstiftningen utgår ifrån vilka halter som förekommer idag, och syftet med gränsvärdena är att få bort de mest förorenade produkterna från marknaden. Det är EFSA (European Food Safety Authority) som tar fram underlag till de livsmedelsgränsvärden som ska gälla.

**Tabell 18; Jämförelse för kvicksilver i fiberbankar, fiberrika sediment samt i fisk för fem av 6 1A riskklassade områden i Västernorrlandslän, Redovisade halter av Hg och MeHg i fiberbank och fiberrika sediment är medelhalter, se bilaga 2.**

1, Ref: Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16.

2 Ref: Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16.

3 Ref: (Gustavsson & Danielsson 2011)

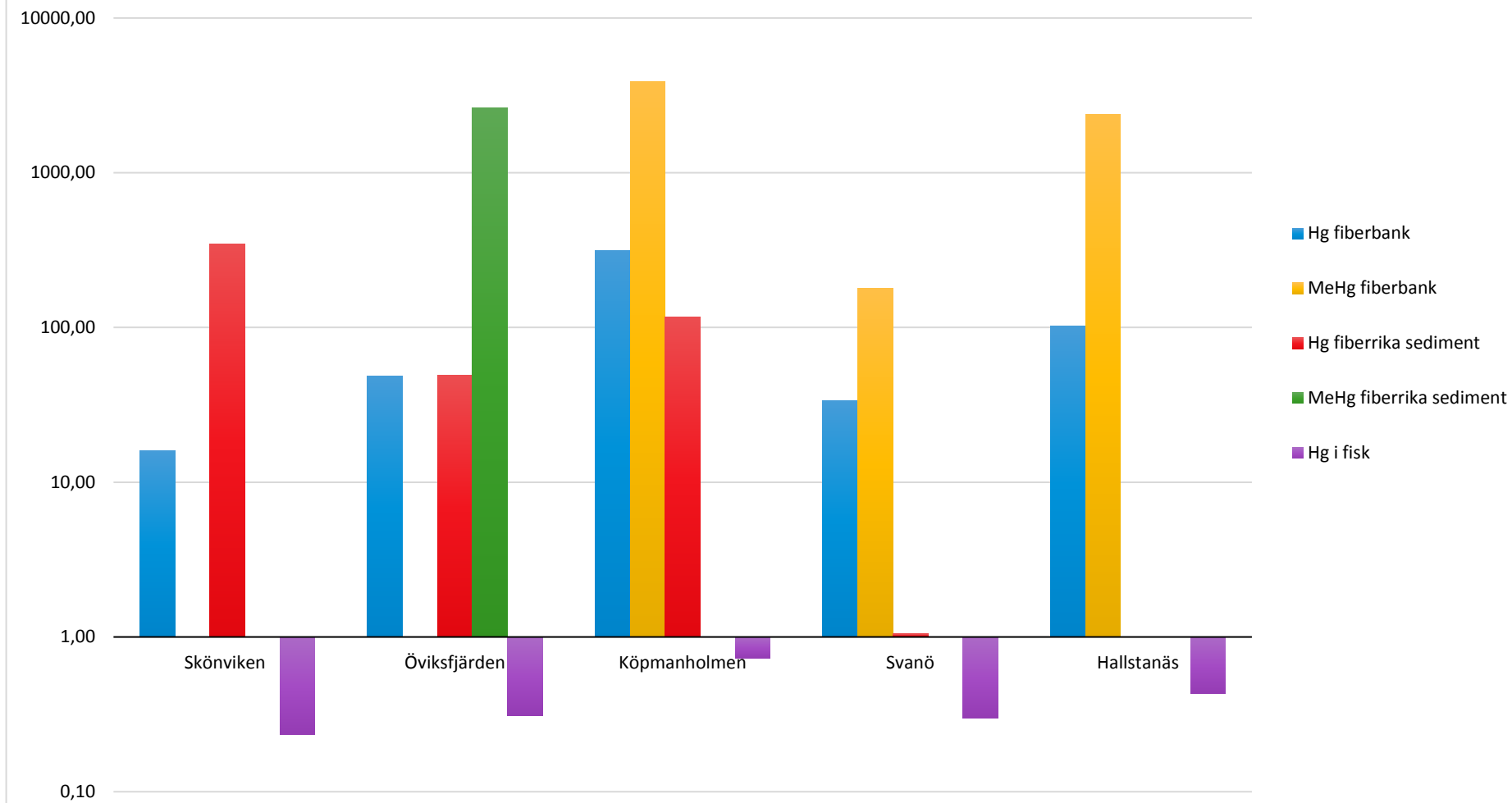
4 Ref: (Gustavsson & Danielsson 2011)

5 Ref: Nordbäck, Johan (2011:1)

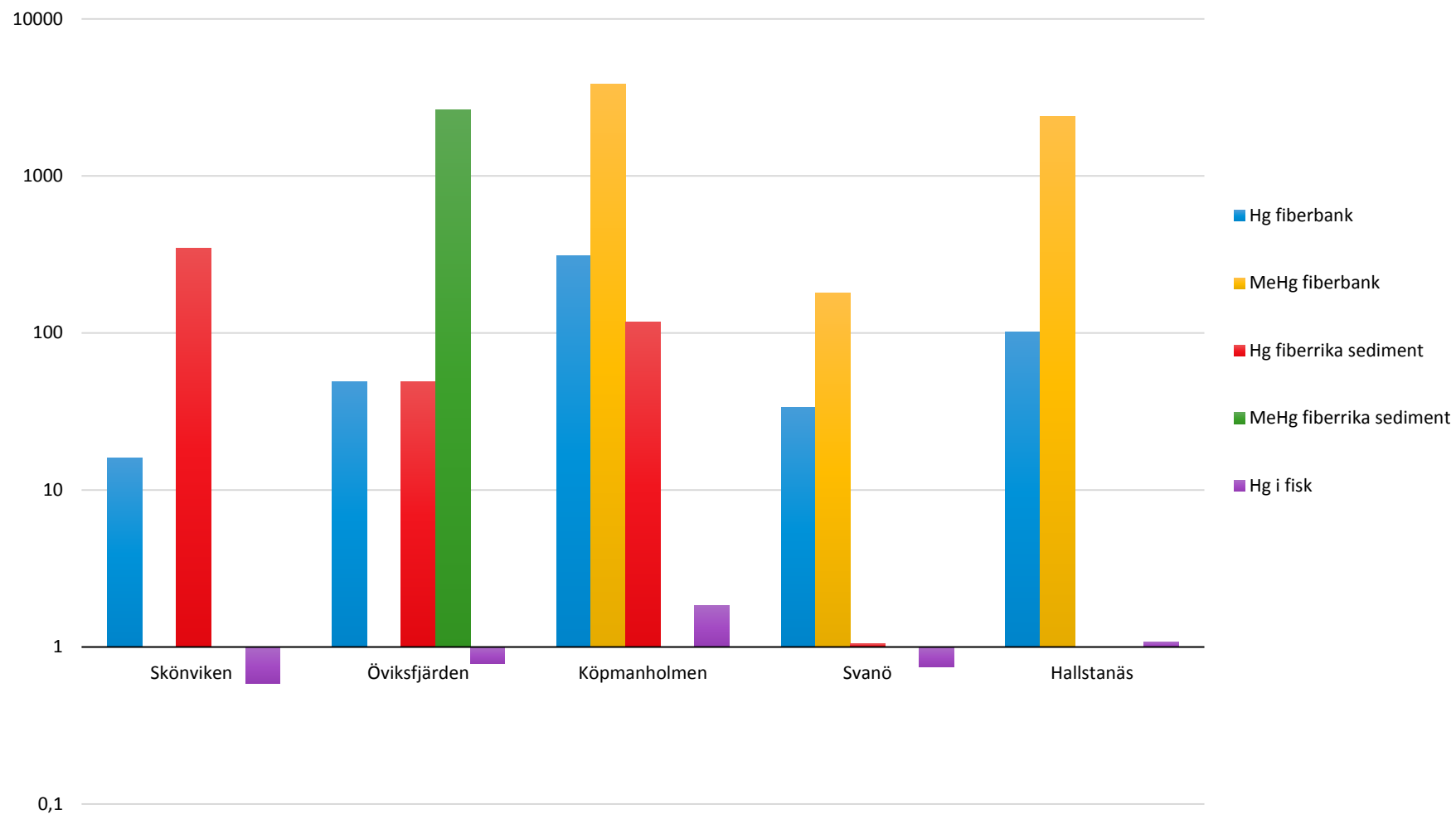
	Hg fiberbank (mg/kg TS)	MeHg fiberbank (mg/kg TS)	Hg fiberrika sediment (mg/kg TS)	MeHg fiberrika sediment (mg/kg TS)	Hg i fisk, ug/g
Skönviken	1,752		23,433		0,117 <sup>1</sup>
Örnsköldsviksfjärden	3,49		3,09	0,03	0,156 <sup>2</sup>
Köpmanholmen	16,69	0,03	11,09		0,366 <sup>3</sup>
Svanö	2,39	0,0012	0,14		0,123 <sup>4</sup>
Hallstanäs	5,84	0,02			0,2157 <sup>5</sup>

För översikt av spridning av kvicksilver till fisk för fem av de sex 1A riskklassade områdena, se figur 15 och 16. Logaritmiska riskkvoter för kvicksilver, metylkvicksilver samt kvicksilver i fisk påvisar att där det förekommer störst risk för kvicksilver och metylkvicksilver har även den högsta halten kvicksilver i fisk uppmätts. Det är endast fåtal fiskar analyserade.

**Figur 15; Riskkvot  $\log(\text{halt}/\text{riktvärde})$  för kvicksilver i fiberbankar, fiberrika sediment samt jämförelse av livdmedelsgränsvärde i fisk för fem av de 6 1A riskklassade områden i Västernorrlands län. För beräkning av riskkvot för kvicksilver i fisk har grä**



Figur 16; Riskkvot log(halt/riktvärde) för kvicksilver i fiberbankar, fiberrika sediment samt i fisk för fem av de 6 1A riskklassade områden i Västernorrlands län. För beräkning av riskkvot för kvicksilver i fisk har EQS-gränsvärde HVMFS 2015:4, bilaga 6



#### 4.8.3. Framtida spridningsförutsättningar

Klimatmodeller av Östersjön visar att vindhastigheten, våghöjden och temperaturen kommer öka i samband med klimatförändringar. Ökad temperatur i både luft och vatten kan leda till kortare perioder av istäcken och ökad nederbörd. Ökad nederbörd skulle i sin tur leda till ökat flöde i vattendragen. Dessa klimatmodeller är fortfarande osäkra och hur stor påverkan klimatförändringar kommer att ha på spridningsförutsättningarna av fiberbankar och fiberrika sediment är svårt att bedöma.

#### 4.8.4. Skyddsvärde

Högt automatiskt genererade bedömning av skyddsvärde erhöles i Örnköldsviksfjärden och Marmen, se tabell 6, bilaga 2. Detta kommer av Örnköldsviksfjärdens fiberområdes direkta anslutning till Moälvens vattenrelaterade Natura 2000- och naturvårdsområde. Moälven är klassat som ett Riksintresse för Naturvård av flera anledningar. Den utrotningshotade uttern förekommer i älven, vattenförekomsten innehåller fauna som flodkräfta, harr, stationär öring och flodpärlmussla. Det pågår även en biologisk återställning av vattendragets lax- och havsöringsstam till självproducerande bestånd. Marmen fick samma automatisk genererade bedömning av skyddsvärde som Örnköldsviksfjärden. Detta beror på att hela vattenförekomsten ingår i Naturvårdsverkets VicNatur Vattenskyddsområde. Ytvattnet i delar av Marmen och nedströms i Ljungan är skyddat med avseende på dricksvatten och är klassificerat av Naturvårdsverket som Särskilt värdefulla vatten. Klassificeringen kommer av den outbyggda älvfåran med en sällsynt naturmiljö som skapar värdefulla och naturliga reproduktionslokaler för lax, havsöring och harr.

Även Svanö och Hallstanäs fick högt skyddsvärde. Detta på grund av att delar av Ångermanälven, inklusive Svanö och Hallstanäs, tillhör Naturvårdsverkets Riksintresse för Naturvård, enligt miljöbalken 3 kap. 6 §.

#### 4.8.5. Känslighet

Inget område fick riskklassning mycket stor känslighet, se tabell 7, bilaga 2. Den högsta bedömningsgraden för känslighet erhöles i Örnköldsviksfjärden och i Ulvvik. I båda områdena förekommer fritidsfiske och avståndet till bostäder är mindre än 250 meter. Flera av hustomterna längs med strandkanten har tillhörande brygga och/eller sandstrand.

Även Marmen fick stor känslighet och det beror på att ytvattnet i och nedströms Marmen används som dricksvattenresurs. Bostadshus finns längs med sjön mindre än 250 m från de fiberrika sedimenten. Det finns två badplatser i Marmen (Lucksta, och Öviken) som ligger inom 250 m från fiberområdet. Ytterligare en badplats ligger nedströms Marmen vid Vallholmen. I sjön förekommer inget registrerat yrkesfiske eller vattenbruk men sport-och fritidsfiske är populärt.

#### 4.9. Redovisning från miljömedicinsk riskbedömning

Länsstyrelsen skickade en förfrågan till Klinisk Miljömedicin Norr vid Norrlands universitetssjukhus för en utredning om det kan föreligga risk för högre intag av kvicksilver samt olika organiska miljöföroreningar om man äter fisk från de områden som har riskklass 1A i föreliggande utredning. I den miljömedicinska riskbedömningen har Klinisk Miljömedicin Norr bedömt exponering för och hälsorisk med olika organiska miljöföroreningar och kvicksilver i samband med intag av fisk från Örnsköldsviksfjärden, Skönviken, Koppmanholmen, Svanö och Hallstanäs.

Livsmedelsverket har utarbetat riktlinjer för intag av fisk som kan innehålla högre nivåer av organiska miljöföroreningar (dioxiner, PCB) och kvicksilver. För insjöfisk är grunden för riskbedömningen intaget av kvicksilver, och för fet fisk i Bottniska viken och Bottenhavet (samt några andra lokaler utanför Norrland) utifrån intaget av de organiska miljöföroreningarna dioxin och PCB. Kostrekommendationerna är högst en fiskportion per vecka av insjöfisk, men med förbehållet högst 3 fiskportioner per år för kvinnor som planerar för en graviditet, är gravida eller ammar, och för fet fisk från Bottenviken och Bottenhavet ett högsta intag av 3 fiskportioner per år för barn (upp till 18 års ålder), kvinnor i barnafödande ålder, gravida och ammande, samt högst 1 gång per vecka för övriga vuxna individer. Viktigt att poängtera är dock, att vi i Sverige oftast äter för lite fisk: 2-3 fiskportioner per vecka av varierande fisksorter rekommenderar Livsmedelsverket för att vi ska få i oss tillräckligt av de nyttiga ämnen som finns i fisk.

Klinisk Miljömedicin Norr:s bedömning är, att följer man Livsmedelsverkets rekommendation över intag av fisk med förmodat högre nivåer av miljöföroreningar riskeras inte ett för högt intag av sådana föroreningar från fisk i nämnda vatten i Västernorrland. För barn (upp till 18 år), kvinnor i barnafödande ålder, gravida eller ammande gäller då max 3 fiskportioner per år, medan för övriga vuxna max 1 fiskportion per vecka. Se även bilaga 4 för mer information om den miljömedicinska riskbedömningen.

#### 4.10. Osäkerheter

##### 4.10.1. Osäkerheter i riskklassningen

I varje riskklassning finns alltid en del osäkerheter och okända parametrar. Metoden utgår i de flesta fall från ett mycket begränsat underlag och är tänkt att fungera som ett relativt enkelt skrivbordsverktyg för handläggaren. För de flesta bedömningsgrunderna ges en automatisk klassindelning baserad på viktningen för olika parametrar, detta är för att beräkningsmodellen ska ge ett likvärdigt och jämförbart resultat för alla fiberhaltiga sediment som riskklassas.

#### 4.10.2. Kemiska analyser

I Fiberbanksprojektet har det för de flesta områden enbart analyserats några få prover i fiberbank och fiberrika sediment. I en del fall har det inte genomförts några analyser alls. Detta gör att bedömningen för föroreningsnivån i de flesta fall är mycket osäkra. De områden som bedöms ha ett relativt bra underlag är Marmen och Stödesjön som undersöktes under FIN-projektet. I de fall det har saknats data inom fiberbanksprojektet har äldre data använts vilket är fallet för Köpmanholmen som har undersökts i en huvudstudie samt Svanö och Hallstanäs. Svanö och Hallstanäs har undersökts i en större omfattning men i dessa fiberbankar har man dock inte analyserat organiska miljögifter. I Skönviken och delar av Örnköldsviksfjärden har äldre relativt omfattade undersökningar tidigare genomförts. Även i andra områden finns äldre undersökningar i sediment, men dock inte i fiberbankarna som exempelvis utanför Utansjö, Vivstavarv etc. Dessa undersökningar har dock inte använts som underlag för riskklassningarna eftersom det har funnits underlag från fiberbanksprojektet att utgå ifrån. Ett problem med äldre undersökningsdata är att metod och analyser skiljer sig mellan de olika områdena, vilket försvårar avgränsning och jämförelse mellan de olika objekten.

#### 4.10.3. Mäktighet och volyberäkningar

Mäktigheter av sedimenten är svåra att beräkna då det i de flesta områdena bara finns ett fåtal provtagningar med vibrohammarlod. I flera av områdena har man vid provtagningen inte kommit ned till opåverkat underlag. Osäkerheter av fibermäktigheten resulterar i att även volyberäkningarna inte blir helt tillförlitliga.

#### 4.10.4. Spridningsförutsättningar

Bedömningen av spridningsförutsättningar är i många fall baserat på generella vattenförhållanden för en hel vattenförekomst samt en del antaganden. Det bör påpekas att denna bedömningsgrund enbart innefattar förutsättningar som eventuellt kan påverka spridningen till vattenfasen och näringsväven. Det är med andra ord möjligt att dessa faktorer, efter en fördjupad studie, kan påvisas inte ha någon betydande påverkan avseende spridningen av föroreningar från fiberbank eller fiberrika sediment.

#### 4.10.5. Känslighet och skyddsvärde

Information om känslighet och skyddsvärde är främst baserat på underlag i Länsstyrelsens WebbGIS. Om en fiberbank eller fiberrika sediment ligger inom en vattenförekomst där det bedrivs yrkesfiske bedöms känsligheten som "stor" oavsett om det är stationära eller vandrande fiskarter som fiskas och även om yrkesfisket i verkligheten inte sker i direkt anslutning till fiberbanken eller de fiberrika sedimenten.

Likadant gäller för skyddsvärdet som bland annat bedöms utifrån om det sker ett upptag av föroreningar i fisk eller inte. Detta bestäms genom en

”ja” eller ”nej” parameter. Om man kan se förhöjda halter av föroreningar som även påträffas i de fiberhaltiga sedimenten blir bedömningen ”ja”. Huruvida den faktiska källan till föroreningarna härstammar från de fiberhaltiga sedimenten och om det finns en risk med att konsumera fisken avgörs sedan i en kommande fördjupad riskbedömning och behandlas inte inom riskklassningen av området.

Samma gäller för skyddsvärda naturområden eller arter. Om det finns ett skyddsvärt objekt i påverkansområdet, framförallt om det är vattenrelaterat, så anges detta i beräkningsmodellen och skyddsvärdet blir automatiskt högre. Huruvida fiberbanken och eller de fiberrika sedimenten har en betydande påverkan på de skyddsvärda objekten avgörs sedan i en kommande fördjupad riskbedömning.

## 5. Diskussion

### 5.1. Känslighetsanalys av beräkningsmodellen

Beräkningsmodellen är användarvänlig och ger jämförbara och enhetliga riskklassningar. Modellen har dock en del brister som gör att riskklassningarna både kan underskattas och överskattas.

Vid bedömning av sammanvägd föroreningsnivå tas avvikelse från jämförvärde, bedömning av tillstånd, volym förorenade massor samt mängd kilogram förorening in i beräkningen. För fiberbankar och eller fiberrika sediment blir den sammanvägda föroreningsnivån i de flesta fall antingen ”stor” eller ”mycket stor”. Viktningen av föroreningsnivån för den automatiskt tilldelade riskklassen är beroende av hur stor andel av ämnena som har en ”stor” eller ”mycket stor” sammanvägd föroreningsnivå.

Om det finns fler ämnen med en sammanvägd föroreningsnivå som bedöms som ”stor”, exempelvis vid Skönviken, tenderar riskklassen att bli lägre. Om ämnena med en ”stor” sammanvägd föroreningsnivå exkluderas i riskklassningen blir den automatiskt genererade riskklassen högre. Vid Skönviken skulle detta resultera i riskklassen direkt gå från 1B till 1A.

MIFO-modellen är konstruerad att utgå från det ämne som förekommer i högst halt och som utgör den främsta föroreningen. Om flera av de analyserade ämnena förekommer i låga halter ska dessa ändå inte sänka riskklassen för ett objekt om några av ämnena förekommer i väldigt höga halter.

Om bedömningsgrunderna för spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde bedöms som ”mycket stora” men det förekommer relativt låga halter av föroreningar kan den automatiskt genererade riskklassen fortfarande bli relativt hög. Detta fungerar på samma sätt som i det traditionella riskklassningsdiagrammet men kräver en manuell justering av riskklassen i beräkningsmodellen. Ett exempel är vid Frånö där näst intill alla föroreningar som analyserades i fiberbanken förekom i halter under



riktvärdena eller detektionsgränsen. Om föroreningarna inte förekommer i förhöjda halter är risken liten att de kan spridas och påverka människors hälsa och miljön varför en nedjustering av riskklassen kan vara motiverad.

## 6. Sammanfattande bedömning

### 6.1. Prioriterade områden

Nedan redovisas en samlad bedömning av de områden som har tilldelats riskklass 1A ”Synnerligen stor risk”. Det är dessa områden som främst är prioriterade för fortsatta undersökningar och åtgärder. Detta är också anledningen till att enbart dessa områden presenteras nedan. För redovisning av övriga områden se bilaga 1-2.

#### 6.1.1. Örnsköldsviksfjärden

Örnsköldsviksfjärden har under lång tid varit kraftigt belastad av ett antal industrier som har haft sin verksamhet runt recipienten sedan slutet av 1800-talet. Fjärden har kontakt med Bottenhavet via ett system av fjärdar och kan karakteriseras som en tröskelfjärd genom att djupet i den centrala delen är större än djupet vid mynningen i Bonässundet. Det har legat och finns delvis fortfarande kvar fyra stycken träförädlingsverksamheter runt fjärden, se bilaga 2.

Under 1940-talet när kontroll av recipienten påbörjades och fram till 1970-talet konstaterades att påverkan var mycket stark och ytvattnet i det närmaste syrefritt (Grahn & Sandström, 2011). Sedan dess har syresituationen förbättrats avsevärt i Örnsköldsviksfjärden och syremättnaden i ytvattnet överstiger nu 90% medans syremättnaden är lägre bottenvattnet. Någon syrebrist har inte noterats efter 1990 (Grahn & Sandström, 2011). Den första delen av fiberbanksprojektet visade att det är fortsatt reducerade förhållanden i de fiberrika sedimenten (Apler et al, 2014). Bottenfaunaundersökningar indikerar en successiv återhämtning och återkolonisation av delar av Örnsköldsviksfjärdens botten. Dock är de djupt belägna inre och centrala delarna av fjärden fortfarande dåliga mätt i bottenfaunakvalitetsindex, (BQIm). Dessa förhållanden kan tillskrivas det faktum att det förekommer organiskt material i form av fibrer och bark m.m. från tidigare utsläpp och återhämtningsprocessen tar lång tid efter att belastningen av organiskt material minskat (Grahn & Sandström, 2011).

Fiberbanken och de fiberrika sedimenten i Örnsköldsviksfjärden är förorenade med både metaller och organiska miljögifter. Kvicksilver förekommer i väldigt höga halter. Dock saknas analys av metylkvicksilver i fiberbanken. Även höga halter av organiska miljögifter där dioxin, PCB, DDT, HCB, naftalen och antracen förekommer.

Från Länsstyrelsens miljöövervakning 2013 uppmättes förhöjda halter av DDT och PCB i abborre. Medelvärde överskred riktvärdet för PCB-153 (0,0025 µg/g våtvikt från OSPAR 2005) med 5 gånger. Förutom DDT och

PCB har också kvicksilver uppmätts i förhöjda halter i fisk fångad i Örnköldsviksfjärden. Medelvärden i fisk överskrider dock inte EQS-gränsvärdet (0,20 µg/g våtvikt).

Bottenarna i Moälvens mynningsområde har succesivt grundats upp genom bl a sedimenttransport från även, tidigare utsläpp från fibrer m.m och att bark och sjunktimmer förekommer från tidigare virkeslagring i fjärden (Grahm & Sandström, 2011) Fiberrika sediment täcker nästan hela bottenytan i Örnköldsviksfjärden och utgör en area av cirka 3,7 km<sup>2</sup>.

Närmaste bostadshus ligger inom 250 m och fritidsfiske förekommer i ganska stor omfattning i hela Örnköldsviksfjärden (Örnköldsviks kommun, 2016). Fiberområdets har direkt anslutning till Moälvens vattenrelaterade Natura 2000- och naturvårdsområde.

Utöver fiberområdets närhet till skyddsvärda arter och naturområden gör det konstaterade upptaget av DDT och kvicksilver i fisk att skyddsvärdet direkt klassas som ”mycket stort”.

Sammantaget gör detta att Örnköldsviksfjärden är prioriterad för fortsatta undersökningar.

#### 6.1.2. Skönviken

Skönviken är belägen i Timrå kommun och har varit belastad av ett antal industrier som har haft sin verksamhet runt recipienten sedan slutet av 1800-talet. Skönviken är en del av Alnösundet och ligger inom Klingerfjärdens vattenförekomst. Skönviken har tidigare varit hårt belastad med utsläpp från industriell verksamhet, se bilaga 2.

Vid bottenfaunaundersökningar utförda under 1970- och början av 1980-talen saknades bottenfauna på relativt stora arealer av närrecipienten Klingerfjärdens mjukbottnar, vilket indikerar att det då rådde ansträngda syrgasförhållanden. Bottenfauna påträffades vid samtliga stationer som undersöktes i Klingerfjärden inom recipientkontrollen 2012 (Sandström et al, 2016).

I det fiberhaltiga sedimentet i Skönviken är det främst kvicksilver som förekommer i höga halter. Nivån överskrider riktvärdet med 346 gånger och i de fiberrika sedimenten är halten mer än 1000 gånger högre än bakgrundshalten. Även nivån för dioxiner är hög och HCB överskrider riktvärdet 14 gånger och ligger 5950 gånger över bakgrundhalten.

De förhöjda halterna av kvicksilver och HCB i sediment har bidragit till ett upptag i fisk. Upptaget är högre i fisk i Skönviken jämfört med Örnköldsviksfjärden, där det även har funnits en kloralkalifabrik där HCB bildats är kloralkaliprocessen samt referensområdet Gaviksfjärden. Nivåerna av HCB i fisk ser ut att ha minskat i förhållande till nivåer som uppmätts 1999 (Westman och Rönnols, 2001). Medelvärdet av HCB i fisk överstiger dock halten i Gaviksfjärden, men överskrider inte EQS-

gränsvärdet (10 µg/g vv). Trots att medelhalter av kvicksilver i fiberrika sediment är förhållandevis höga överskrider inte heller medelvärdet för fisk vare sig livmedelgränsvärdet (0,5 µg/g vv) eller EQS-gränsvärdet (0,20 µg/g vv).

Den fd hamnen har flyttats från Skönviken som en spridningsreducerande åtgärd. Om detta har bidragit till att upptaget i fisk har minskat är oklart. Vare sig fiberbankar eller fiberrika sediment bedöms vara överlagrade då ytlagren är kraftigt förorenade med inslag av trä- och massafibrer (Apler et al, 2014).

Både yrkesfiske och fritidsfiske förekommer i Klingerfjärden och bostadshus är belägna inom ett avstånd på 250-1000 m. Detta gör att känsligheten bedöms som ”stor”.

Det finns inga skyddsvärda naturområden nedströms Östrand men cirka 5 km nordost om industrin finns Indalsälvens naturreservat och ett vattenrelaterat Natura 2000 område. De fiberrika sedimentens påverkan på naturskyddsområdena är begränsat då strömmarna i området till större del är sydliga, mot Alnösundet. Detta gör att skyddsvärdet bedöms som ”mycket stort”.

Sammantaget gör detta att Skönviken är prioriterad för fortsatta undersökningar.

### 6.1.3. Inre Sundsvallsfjärden

Inre Sundsvallsfjärden är belägen i Sundsvalls kommun och även denna har varit belastad av ett antal industrier haft sin verksamhet runt recipienten sedan slutet av 1800-talet. Sundsvallsfjärden har tidigare varit hårt belastad med utsläpp från industriell verksamhet och påverkas dessutom idag av utsläpp från industrier, stadsmiljö och andra diffusa påverkanskällor. Det har funnits och finns delvis fortfarande kvar flera träförädlingsverksamheter runt fjärden, se bilaga 2.

Vattenförekomsten har en sänkt status med avseende på flera biologiska kvalitetsfaktorer, andra kvalitetsfaktorer kopplade till övergödning samt förekomst av särskilt förorenande ämnen (VISS 2017). Förekomsten av fiberhaltiga sediment bidrar till denna bedömning.

I fiberbankarna i Sundsvallsfjärden förekommer halter av organiska miljögifter som är betydligt högre än av metaller. Nivån för naftalen överskrider riktvärdet med 188 gånger och mer än 2000 gånger högre än bakgrundshalten. Här saknas dock analys av kvicksilver och metylkvicksilver. I de fiberrika sedimenten är halterna av både metaller och organiska miljögifter ännu högre än i fiberbankarna. Kviksilver förekommer i höga halter där nivån för kvicksilver överskrider riktvärdet med 18 gånger och ca 60 gånger högre än bakgrundhalten.

PAH:er förekommer i väldigt höga halter i både fiberbanken och de fiberrika sedimenten. I ett ytprov har naftalen uppmätts i en halt som innebär ett överskridande av riktvärdet ca 1800 ggr. Även några andra PAH:er samt HCH förekommer i höga halter som överskrider riktvärdena.

Från Naturhistoriska riksmuseets undersökning av miljögifter i abborrar 2011 kunde förhöjda halter av kvicksilver i fisk fångad vid Draget, Kaptensudden påvisas (1,68 µg/ Hg g vv, Gustavsson & Danielsson, 2010). Draget ligger inom några hundra meter från fiberområdet varför denna undersökning är relevant för upptaget i biota. Detta innebär ett överskridande av EQS-gränsvärdet (0,20 µg/ Hg g vv ) med en faktor av 8. För dioxin uppmättes en medelhalt av 0,0032 µg/g vv TEQ EQV vilket innebär att EQS- gränsvärdet (0,0065 TEQ µg /g vv) inte överskrids.

Fem fiberbankar har återfunnits utanför Ortviken och den totala volymen uppskattas till 588 000 m<sup>3</sup>. Fiberrika sediment täcker stora delar av bottenytan i området vid Ortviken och utgör en area av drygt 1,1 km<sup>2</sup>.

Området ligger i direkt närhet till bostadsområden och fritids- och yrkesfiske förekommer i anslutning till fiberområdet. Känsligheten bedöms därför som ”stor”.

Fiberområdet ligger inte i nära anslutning till naturskyddsområden men förhöjda halter av bl a annat kvicksilver har påträffats i fisk i området. Skyddsvärdet i Ortviken bedöms som ”mycket stort”.

Sammantaget gör detta att Inre Sundsvallsfjärden är prioriterad för fortsatta undersökningar.

#### **6.1.4. Köpmanholmen/Nätrafjärden**

Köpmanholmen är belägen i Örnsköldsviks kommun och även denna har varit belastad av ett antal industrier som haft sin verksamhet runt recipienten sedan slutet av 1800-talet. Det har legat träförädlingsverksamheter runt fjärden, se bilaga 2.

Nätrafjärden utanför Köpmanholmens industriområde är kraftigt förorenad och har inom ramen för huvudstudien påvisat oroväckande egenskaper gällande spridning och upptag av miljögifter i vattenlevande organismer. De huvudsakliga föroreningsproblemen i Nätrafjärden består i förekomst av stor mängd kvicksilver samt höga halter dioxiner och hexaklorbensen (HCB) (Heinemo, 2004).

I fiberhaltiga sediment vid Köpmanholmen förekommer kvicksilver i mycket förhöjda halter. Kviksilver överskrider riktvärdet med en faktor av cirka 300. Metylkvicksilver har uppmätts i extremt höga halter i fiberbanken, riktvärdet överskrids 3860 gånger. Dock saknas analys av metylkvicksilver i de fiberrika sedimenten. Tillståndet för dioxin bedöms också som mycket allvarligt (1442 ggr riktvärdet). Kviksilver förekommer i mycket höga halter i de fiberrika sedimenten, men inte i samma nivåer som

i fiberbanken. Den beräknade 90:e percentilen från analysresultaten visar på halter på 40,60 mg/kg TS i fiberbanken. Det kanadensiska riktvärdet för kvicksilver i sediment är 0,13 mg/kg vilket innebär att halten överskrider detta värde med en faktor av drygt 312. Även naftalen förekommer i höga halter i fiberbanken.

Det finns bottenfauna i sedimenten som kan orsaka bioturbation, bland annat östersjömusslan *Macoma Baltica*. Undersökningar av bottenfauna och fisk visar på att det sker ett upptag av kvicksilver. Detta har bekräftats både i huvudstudien för området 2004 och Naturhistoriska riksmuseets undersökning av miljögifter i abborrar längs norra Sveriges kust 2011 (Heinemo, 2004; Gustavsson och Danielsson 2011). Medelhalten i abborre har uppmätts med 0,366 µg/Hg g våtvikt och innebär ett överskridande av EQS-gränsvärdet för kvicksilver med en faktor av 2, dock överskrider inte det livmedelsbaserade riktvärdet på 0,5 µg/Hg g våtvikt. Nätrafjärden uppvisar också förhöjda halter av TCDD (0,00002 µg/ TCDD<sub>EQ</sub> g vv) i abborre vilket överstiger inte EQS-riktvärdet dioxinekvivalenter (0,0065 TEQ µg/g vv) (Gustavsson & Danielsson 2011).

Känsligheten i området bedöms som ”stor”. Detta beror på att närmaste bostadshus ligger inom 250 m och fritidsfiske förekommer i ganska stor omfattning i hela Örnsköldsviksfjärden (Örnsköldsviks kommun, 2016). Närmaste registrerade badplats ligger mer än 1 km från fiberområdet men det finns sandstränder i anslutning till hustomter längs med stora delar av Örnsköldsviksfjärden.

Känsligheten i Köpmanholmen bedöms som ”stor”. Detta beror på att det förekommer omfattande fritidsfiske i fjärden, både med spö och nät, det finns en fiskodling cirka 1 km från fiberområdet, bostadshus ligger inom 250 meter och en badplats ligger på andra sidan Nätrafjärden vid Hålviksvägen, mindre 1000 meter från fiberområdet.

Skyddsvärdet bedöms som ”mycket stort” då Nätrafjärden ingår i Naturvårdsverkets Baltic Sea Protected Areas och det finns ett konstaterat upptag av kvicksilver i fisk.

Det fiberhaltiga sediment området utanför Köpmanholmen har den högsta sammanlagda nivån av förorenande ämnen av alla riskklassade områden. I området idag förekommer ingen pågående industriell verksamhet och under 2003 och 2004 gjordes en omfattande studie av sedimenten i samband med Örnsköldsvik kommuns efterbehandling av Köpmanholmens industriområde. Slutsatsen av dessa undersökningar var att åtgärder är motiverade för att motverka en långvarig spridning av de mycket skadliga miljögifterna kvicksilver, dioxiner och HCB. Åtgärder bör genomföras för att motverka en långvarig och omfattande spridning av kvicksilver och dioxiner till Nätrafjärden och vidare ut till Bottenhavet. Om inga åtgärder genomförs kommer erosionen av fiberbanken att fortgå genom vågpåverkan. Den naturliga övertäckningen i delar av området kommer bara att ha effekter i djupare delar av området.

Sammantaget gör detta att Köpmanholmen är prioriterad för fortsatta undersökningar.

#### 6.1.5. Hallstanäs

Hallstanäs är belägen i Kramfors kommun och ett träsliperi har drivits på platsen från början av 1900-talet fram till 1967.

Området undersöktes redan 1996 i samband med Länsstyrelsens undersökningar av förorenade områden 1992-1998. Resultaten från denna översiktliga undersökning visade på höga halter av metaller i sedimenten samt förhöjda halter av kvicksilver i abborre utanför Hallstanäs.

Länsstyrelsen Västernorrland har efter detta fortsatt undersökningen av Hallstanäs med en förstudie 2011 och en huvudstudie 2014 (SGU & Golder Associates, 2014). Åtgärdsutredningen för området slutfördes i mars 2017 varför resultatet av denna undersökning inte ingår som en del av riskklassningen av området. Av denna anledning har fiberområdet vid Hallstanäs inte undersökts i samband med Fiberbanksprojektet varför riskklassningen är baserad på de resultat som tagits fram i samband med för-och huvudstudien.

I fiberbanken vid Hallstanäs är det främst kvicksilver och metylkvicksilver som utgör den främsta föroreningen. Kviksilver överskrider riktvärdet med en faktor av cirka 100. Metylkvicksilver har uppmätts i extremt höga halter i fiberbanken, riktvärdet överskrids 2388 gånger. Inga halter av organiska ämnen har uppmätts vilket begränsar bedömningen till att enbart omfatta metaller (SGU & Golder Associates, 2014).

Under förstudien av Hallstanäs undersöktes förekomsten av kvicksilver i abborrar fångade i närheten av de fiberhaltiga sedimenten. Medelhalten uppmättes till 0,21 µg/Hg g våtvikt och innebär ett överskridande av EQS-gränsvärdet för kvicksilver med en faktor av 1, dock överskrids inte det livmedelsbaserade riktvärdet på 0,5 µg/Hg g våtvikt (Nordbäck, J., 2011:2)

I de tidigare studierna har dock ingen avgränsning mellan fiberbanken och de fiberrika sedimenten genomförts med avseende på volymeräkningar och kemiska analyser. Riskklassningen omfattar därför enbart fiberbanken.

Både yrkes- och fritidsfiske förekommer i Kramforsfjärden och avståndet till bostadshus är mellan 250 till 1000 meter.

Delar av Ångermanälven, inklusive Svanö, tillhör Naturvårdsverkets Riksintresse för Naturvård, enligt miljöbalken 3 kap. 6 §. Riksintresset kommer av att Ångermanälven har ett högt fiskeribiologiskt värde med havsörings- och flodpärlmusslabestånd samt så utgör älven viktiga reproduktionslokaler för flera fiskarter. Det konstaterade upptaget av kvicksilver i abborre medför att skyddsvärdet direkt bedöms som mycket stort.

Inom det fiberhaltiga sedimentområdet på Hallstanäs har det genomförts ett flertal undersökningar och utredningar. Dessa visar på att det föreligger förorening av kvicksilver och metylkvicksilver. Detta är dock behäftat med att det förekommer osäkerheter i dels att inga organiska ämnen har analyserats i sedimenten och dels att avgränsningen av fiberbank och fiberrika sediment är oklar. Under våren 2017 togs det fram ett förslag på åtgärder men på grund av brister i underlaget kan åtgärdsutredningen enbart ses som indikativ då det saknas väsentlig kunskap. Inför eventuell kommande arbete är det således av stor vikt att en omfattande projektering genomförs innan slutligt beslut om åtgärder tas. Först därefter kan en mer noggrann bedömning om de tekniska lösningarnas genomförbarhet göras och detaljerade kostnadskalkyler upprättas (SGU & Golder Associates, 2017).

Sammantaget gör detta att Hallstanäs är prioriterad för åtgärder.

#### 6.1.6. Svanö

Svanö är belägen i Kramfors kommun och vid Svanö har en sulfittmassafabrik, ett sågverk och en sulfitsprittfabrik varit verksamma mellan åren 1867 till 1966. Den främsta föroreningen som förknippas med verksamheten vid Svanö är kisaska från framställningen av svaveldioxid. Mellan Svanö och Gålåbo har fiberrika sediment påträffats. Detta område undersöktes med hydroakustiska mätningar och sedimentprovtagningar under Fiberbanksprojektet 2010-2011 och har riskklassats för sig och ingår inte i bedömningen nedan.

Fiberbanken vid Svanö undersöktes redan 1994 i samband med Länsstyrelsen undersökningar av förorenade områden 1992-1998. Resultaten från denna översiktliga undersökning visade på höga halter av metaller i sedimenten utanför Svanö. Kramfors kommun har efter detta fortsatt undersökningen av Svanö med en förstudie 2011 och en huvudstudie 2014 (Nordbäck, J., 2011:1; SGU & Golder Associates, 2014:2). Av denna anledning har Svanö fiberbank inte undersökts i samband med Fiberbanksprojektet varför riskklassningen är baserad på de resultat som tagits fram i samband med för- och huvudstudien.

Fiberbanken vid Svanö innehåller höga halter av metaller. Kviksilver överskrider riktvärdet med en faktor av cirka 33. Metylkvicksilver har uppmätts i höga halter i fiberbanken, riktvärdet överskrids 179 gånger. Inga halter av organiska ämnen har uppmätts vilket begränsar bedömningen till att enbart omfatta metaller (Nordbäck, J., 2011:1).

I samband med Naturhistoriska riksmuseets undersökning av miljögifter i abborrar längs norra Sveriges kust kunde förhöjda halter av kvicksilver och kadmium påvisas i abborre fångad vid Svanö (Gustavsson, & Danielsson, 2011). Medelhalten uppmättes till 0,123 µg/Hg g våtvikt och innebär att EQS-gränsvärdet (0,20 µg/Hg g våtvikt) underskrids för kvicksilver eller det livmedelsbaserade riktvärdet på 0,5 µg/Hg g våtvikt. Även under

förstudien undersökte man kvicksilverförekomsten i abborrar vid Svanö vilket åter tydde på förhöjda halter av ämnet i fisk (Nordbäck, J., 2011:1).

Större delen av fiberbanken ligger på ett vattendjup mellan 0-3 meter. På vissa delar längs med strandlinjen ligger fiberbanken ovanför vattenytan. Detta gör att den kontinuerligt kan utsättas för erosion i form av vågor och vind.

Både yrkes- och fritidsfiske förekommer i Kramforsfjärden. Avståndet till bostadshus är mellan 250 till 1000 m.

Delar av Ångermanälven, inklusive Svanö, tillhör Naturvårdsverkets Riksintresse för Naturvård, enligt miljöbalken 3 kap. 6 §. Riksintresset kommer av att Ångermanälven har ett högt fiskeribiologiskt värde med havsörings- och flodpärlmusslabestånd samt så utgör älven viktiga reproduktionslokaler för flera fiskarter. Konstaterat upptag av kvicksilver i abborre medför att skyddsvärdet direkt bedöms som mycket stort.

Inom det fiberhaltiga sedimentområdet på Svanö har det genomförts ett flertal undersökningar och utredningar. Eftersom fibersedimenten ligger så ytligt finns vidare en risk att människor kommer i kontakt med sedimenten, t.ex. i samband med bad. Den ytliga förekomsten ökar även spridningsbenägenheten orsakad av vågor och vind. Förorenade sediment finns dessutom redan idag ovan vattenytan och landhöjningen kommer innebära att mer och mer av fibersedimenten når ovan vattenytan med tiden. Det har konstaterats att kvicksilver tas upp i fisk och bioackumulering skulle kunna innebära att halterna ökar med tiden. Det skulle, förutom risk för fiskarna själva, kunna innebära en risk för högre trofivåer, dvs. djur och människor som konsumerar fisk.

Under våren 2017 togs det fram ett förslag på åtgärder men på grund av brister i underlaget kan åtgärdsutredningen enbart ses som indikativ då det saknas väsentlig kunskap. Inför eventuellt kommande arbete är det således av stor vikt att en omfattande projektering genomförs innan slutligt beslut om åtgärder tas. Först därefter kan en mer noggrann bedömning om de tekniska lösningarnas genomförbarhet göras och detaljerade kostnadskalkyler upprättas (SGU & Golder Associates, 2017:2).

Sammantaget gör detta att Svanö är prioriterat för åtgärder.

## 6.2. Kvarvarande kunskapsluckor och problemställningar

### 6.2.1. Behov av kompletterande analyser av styrande riskämnen

Resultaten av riskklassningarna visar att det saknas data för de styrande riskämnena vid ett flertal områden. Detta behöver säkerställas genom kompletterande analyser, vilket nu kommer att genomföras för ett flertal av de berörda områdena. Resultaten av riskklassningarna visar även att det generellt saknas analyser av bland annat metylkviksilver, men även övriga organiska ämnen vid andra typer av sedimentundersökningar som



genomförs i länet. Om det föreligger risk för metylering av kvicksilver inom ett område bör även upptag i biota undersökas oftare än vad det görs idag.

#### **6.2.2. Behov av samordnat underlag för riskbedömning samt effektbaserade riktvärden för sediment för svenska förhållanden.**

Det finns ett behov av att riktvärden för sediment för svenska förhållanden tas fram. Om detta inte är möjligt, bör effektbaserade riktvärden och inte bara jämförelsevärden och bakgrundshalter användas vid bedömningen av en potentiell föroreningsnivå inom ett sedimentområde. Underlaget till föreliggande rapport bidrar till en sammanställning av de riktvärden som använts vid bedömningen. I fortsättningen bör utvärdering av fiberhaltiga sediment och sediment i övrigt utgå från samma underlag och bedömningsgrunder så att framtida resultat går att jämföra med nu genomförd undersökning.

## **7. Slutsats**

### **7.1.1. Har projektet kommit i mål?**

Naturvårdsverket beviljade under 2014 medel till dels ett tillsynsprojekt med syftet att utveckla en ny metodik för att riskklassa fiberbankar samt dels till utredningsmedel för att genomföra kompletterande undersökningar och genomföra analyser på sparade prover som tagits inom ramen för fiberbanksprojektet 2010-2014.

De områden som nu har riskklassats till högsta riskklassen 1A är prioriterade för vidare undersökningar och åtgärder. Riskklassningarna har både genererats via automatisk riskklassning och via expertbedömning. Expertbedömningen grundar sig framförallt i bedömningen att det föreligger ett konstaterat upptag i biota, vilket inte ingår i den automatiskt genererade bedömningen.

Riskklassningarna visar att förekomst av metylkvicksilver, kvicksilver och dioxin är styrande riskämnen för riskklassningarna och fortsatta undersökningar kommer att prioriteras för att ta fram ytterligare analysdata för dessa ämnen.

En riskklassning har som syfte att vara ett prioriteringsunderlag för att visa vilka områden som bedöms ha störst potentiell påverkan på miljö och hälsa. Denna bedömning bidrar till ett beslutsunderlag med syfte att genomföra ytterligare undersökningar och eventuellt framtida saneringsåtgärder. För att detta skulle vara möjligt för de förorenade fiberhaltiga områdena behövde det först tas fram en ny metod för att riskklassa dessa. Framtagandet av riskklassningsmetodiken har bidragit till den metodutveckling som Länsstyrelsen har utvecklat avseende karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment samt bidrar till ett nytt verktyg för andra länsstyrelser i Sverige med motsvarande problem.

Projektet "Riskklassning av förorenade fiberbankar i Västernorrland" har ett övergripande projektmål och fem delmål. I denna rapport slutredovisas projektmålet för den genomförda riskklassningen. Tidigare i projektet har projektmål 2 redovisats i en separat rapport avseende metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates, 2016).

Den nu genomförda riskklassningen har bidragit till det övergripande projektmålet med att bidra till den metodutveckling som Länsstyrelsen har initierat, där den genomförda karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment ingår. Riskklassningen har implementerat resultaten från karteringen i arbetet med förorenade områden inom Länsstyrelsen inför framtida undersökningar och åtgärder.

De områden som nu är prioriterade för fortsatta undersökningar och riskbedömningar är Skönviken och Örnköldsviksfjärden och Inre Sundsvallsbukten. Det område som är prioriterat för åtgärdsutredning är Nätrafjärden (Köpmanholmen) Och slutligen är två områden prioriterade för åtgärder, Svanö och Hallstanäs.

Resultaten av riskklassningen visar dock på att flertalet av de förorenade fiberområdena är viktiga att gå vidare med ytterligare undersökningar. För de flesta områdena föreligger både höga föroreningsnivåer och höga spridningsrisker, som kan innebära en risk för människors hälsa och miljön i framtiden. Den nu genomförda riskklassningen har dock bidragit med ett mycket värdefullt underlag i att kunna veta vilka områden som det är mest prioriterat med att börja detta viktiga arbete med.

## 8. Referenser

Heinemo, S-Å. (2001). *Undersökning av förorenade områden 1992-1998*. Länsstyrelsen Västernorrland. ISSN: 1403-624X.

Apler, A., Nyberg, J., Jönsson K., Hedlund I., Heinemo S-Å., & Kjellin, B. (2014). *Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust*. SGU rapport 2014:16. Uppsala: SGU. url: <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1416-1-rapport.pdf> [2016-10-10]

Björinger, P., Pyyny, M. (2007). *Sundsvalls kommun, stadsbyggnadskontoret Essvik/Nyhamn Mark, sediment- och vattenföroreningar Huvudstudie – Miljöteknisk rapport*. Envipro Miljöteknik AB, Sundsvalls kommun

Heinemo, Sven-Åke. (2004). *Örnsköldsviks kommun, Köpmanholmen sediment, Slutrapport*. Sweco Viak, Örnsköldsviks kommun.

Nordbäck, Johan (2011:1). *Svanö 1:34 område S Fibersediment Förstudierapport*. SGI, Kramfors kommun Tekniska kontoret.

Nordbäck, Johan (2011:2). *Hallstanäs f.d. träsliperi Förstudierapport*. SGI, Länsstyrelsen Västernorrland Miljöavdelningen

Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O., & Gottby, L. (2016). *Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland*. SGU-rapport 2016:21.

Naturvårdsverket. (2008). *Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer*. Naturvårdsverket rapport 5908.

Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor, T., & Karlsson, M. (2016). *Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter-utvärdering av 50 års miljöundersökningar*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB rapport nr B 2272.

Nordbäck, J., Tiberg, C., & Lindström, Å. (2004). *Karaktärisering av kisaska-Kiskaskeförorenade områden i Sverige*. SGI varia 550.

Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates. (2016) *Metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment*. url: <http://www.lansstyrelsen.se/Vasternorrland/Sv/publikationer/2016/Pages/metodik-for-riskklassning-av-fiberhaltiga-sediment.aspx> [2016-11-24]

Gustavsson, N., & Danielsson, S. (2011). *Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust. Projekt X-151*. Naturhistoriska riksmuseet Rapport nr 9:2010.

Naturvårdsverket. (1999:1). *Metodik för inventering av Förorenade områden*. Naturvårdsverket rapport 4918.

Naturvårdsverket. (2009). *Riskbedömning av förorenade områden - En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Naturvårdsverket rapport 5977.

Naturvårdsverket (2012). *Efterbehandlingsansvar – En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis*. Naturvårdsverket rapport 6501.

Naturvårdsverket. (2016). *Förorenade områden: De flesta förorenade områdena är kända*. url: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Fororenade-omraden/> [2016-11-28].

Naturvårdsverket. (1999:2). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav*. Naturvårdsverket rapport 4914

Apler, A., Josefsson, S., (2016) *Swedish status and trend monitoring programme Chemical contamination in offshore sediments 2003– 2014*. SGU-rapport 2016:04

Miljödirektoratet (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. Miljödirektoratet rapport M-608

HVMFS 2015:4, *Havs och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:29) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*.

CCME (2016), *Canadian Councils och Ministers of the Environment Quality Guidelines*, sökt september 2016

RIVM (2001), *Ecotoxicological Seious Risk Concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compound*. RIVM report 711701 020

U.S. EPA (2003) *RAIS The Risk Assessment Information System. - U.S. EPA, Region 5, RCRA Ecological Screening Levels August 22, 2003* ([https://rais.ornl.gov/documents/EPA\\_R5\\_ESL.pdf](https://rais.ornl.gov/documents/EPA_R5_ESL.pdf)) Sökt september 2016.

SMHI Vattenwebb. (2016). Hydrologiskt nuläge. url: <http://vattenwebb.smhi.se/hydronu/> [2016-10-10]

Länsstyrelsens WebbGIS. (2016). url: <http://lst-webbgis/Y/Planeringsunderlag/> [2016-10-10]

Hanberg, A., Berglund, M., Stenius, U., Victorin, K., & Abrahamsson-Zetterberg, L. (2006). *Riskbedömning av PAH i mark, luft, grönsaker och bär i Sundsvall*. Institutet för miljömedicin-IMM rapport nr 1/2006.

KEMI (2017) *Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)* url: <http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah> [2017-02-05].

Länsstyrelsen Västernorrland (2017) *Objekt 112911 Domsjö Fabriker AB*  
url: <https://ebh.lansstyrelsen.se/Object/Index/112911> [2017-05-10].

Havs- och vattenmyndigheten. (2016). *Miljögifter I vatten-klassificering av ytvattenstatus -Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.

Westman, Å., & Rönnöls, E., (2001). *SCA Graphic Sundsvall AB, Östrands massafabrik SCA SKÖNVIKEN, SEDIMENTPROVTAGNING HCB, Utredning angående hexaklorbensen (HCB) i Skönviken, Timrå kommun. VBB Viak rapport*

VISS Inre Sundsvallsbukten

Grahn, O., & Sandstöm, O., (2011) *Miljökonsekvensbeskrivning av utsläpp till vatten i samband med utbyggnad av Domsjö fabriker, NordMiljö*

SGU & Golder Associates. (2014:1). *Riskbedömning och resultatredovisning, Huvudstudie Hallstanäs, Uppdragsnummer: 11512420260.*

SGU & Golder Associates (2017:1). *Hallstanäs, Åtgärdsutredning - Omhändertagande av fibersediment, Uppdragsnummer: 11512420260*

SGU & Golder Associates (2014:2) *Riskbedömning och resultatredovisning, Huvudstudie Svanö, Uppdragsnummer: 11512420260*

SGU & Golder Associates (2017:2) *Svanö, Åtgärdsutredning, Uppdragsnummer: 11512420260*

## 9. Bilagor

- Bilaga 1 Sammanfattning av riskklasser per objekt
- Bilaga 2 Sammanfattning av data för riskklasser per objekt
- Bilaga 3 Tekniskt PM Fiberbanksprojektet Riktvärden
- Bilaga 4 Miljömedicinsk riskbedömning för Västernorrland



## Länsstyrelsen Västernorrland

Postadress: 871 86 Härnösand  
Telefon: 0611-34 90 00  
[www.lansstyrelsen.se/vasternorrland](http://www.lansstyrelsen.se/vasternorrland)