

## 10 Förslag till åtgärds mål

### 10.1 Övergripande åtgärds mål

Förslag till övergripande åtgärds mål för undersökningsområdet bör vara följande:

- Föroreningar i jord, sediment, grundvatten och ytvatten från tidigare verksamheter med pappersbruk ska inte innebära olägenheter eller oacceptabla risker för människors hälsa.
- Markmiljön bör skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen.
- Spridning av föroreningar genom lakning och erosion från bruksområdet och dess utfyllnader i närområdet ska inte ge upphov till oacceptabla risker för människors hälsa, markmiljön eller miljön i ytvatten eller sediment.
- Spridning av föroreningar och halter i vatten och sediment ska ej ge upphov till ackumulerade halter som kan ge negativa effekter över tid i fisk och kräfter i sjön Ärr.
- Framtida campingområden vid f d sågverket och deponin vid norra Ärr ska vara tillgängliga för friluftslivet och inga oacceptabla hälsorisker med bad och vistelse i området ska föreligga vid framtida markanvändning.
- Naturmarksområden - exempelvis vandringsleder och strövområden i anslutning till mesaupplaget - ska vara tillgängliga för friluftslivet och inga oacceptabla hälsorisker med intag av bär, svamp och ätliga växter ska föreligga.
- Klimatförändringar med preliminärt ökad temperatur, nederbördsmängder- och intensitet ska inte öka riskerna för föroreningsspridning.

Lika skyddsnivåer bör eftersträvas inom ett område som totalt sett har samma typ av markanvändning.

### 10.2 Förslag till mätbara åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål bör översättas till mätbara åtgärds mål inom respektive markanvändningstyp. Inom ramen för denna huvudstudie har tre olika markanvändningstyper med platsspecifika förutsättningar identifierats:

- Verksamhetsområde med två olika djup 0-1,0 m och djupare än 1 m
- Naturmark
- Framtida campingområde

Förutsättningar för respektive markanvändningstyp redovisas i kapitel 11.8 nedan.

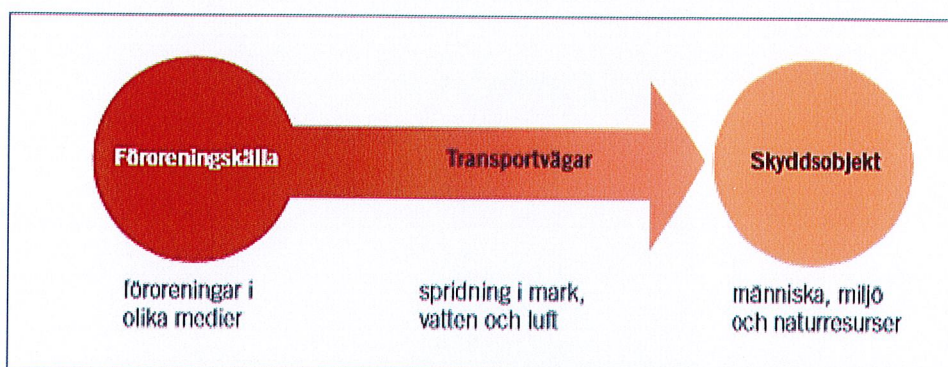
Förslag till mätbara åtgärds mål för respektive markanvändningstyp.

- Halter i jord inom verksamhetsområden ska underskrida generella riktvärden för MKM på 0-1 m djup och platsspecifika riktvärden för jord djupare än 1 m.
- Halter i jord inom framtida campingområden - tidigare sågverksområde, nyupptäckt deponi invid norra Ärr - ska underskrida platsspecifika riktvärden för campingområden.
- Halter i jord inom naturmarksområden - mesaupplaget och tillhörande strövområden nedströms mot Ärr - ska underskrida platsspecifika riktvärden för naturmarksområden.

- Effekter på den akvatiska miljön påvisas genom jämförelser med bedömningsgrunder. Det är dock osäkert vilka åtgärds mål som ska gälla för åtgärder. En stor del av sedimenten skulle behöva åtgärdas med hänsyn till effektrelaterade halter, men med tanke på omfattningen, kostnader och osäkerheter så skulle åtgärds mål behöva bedömas platsspecifikt och ett högre mätbart åtgärds mål skulle behöva utarbetas. I detta skede bedöms åtgärds målet för PCB-7 kunna ansättas till 0,2 mg/kg TS som motsvarar MKM för jord.
- Halter av PCB-6 och dioxiner och dioxinlika föreningar i fisk i Ärr ska underskrida respektive gränsvärde (MKN).
- Med hänsyn till framtida klimatförändringar med preliminärt ökad temperatur, nederbördsmängder- och intensitet så bör avhjälpande åtgärder genomföras i sådan omfattning att risker för förorenings spridning nedströms minimeras.

## 11 Riskbedömning

En risk föreligger när förorening från en källa (jord, grundvatten, sediment, byggnader och anläggningar) frigörs och via olika transportvägar sprids och exponerar skyddsobjekt (människa, miljö, naturresurser) så att en negativ effekt kan uppstå, se Figur 20.

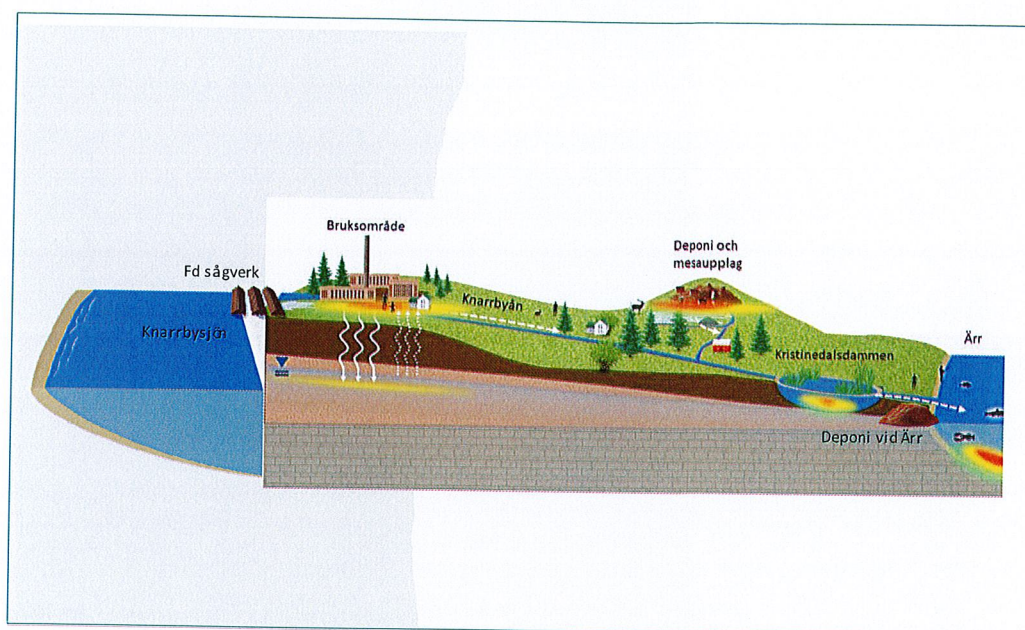


Figur 211. Risk för förorening (ur NV 5977, 2009 (Naturvårdsverket, 2009)).

Syftet med denna riskbedömning är att bedöma om det finns föroreningar i halter och mängder, över jämförbara riktvärden, som kan utgöra en risk för människors hälsa och miljön.

### 11.1 Konceptuell modell

En konceptuell modell över området redovisar översiktligt identifierade föroreningskällor, möjliga spridningsvägar och skyddsobjekt. Identifierade källor till föroreningar i mark och vatten och hur de sprids med grund- och ytvatten redovisas i figur nedan.



Figur 22. Konceptuell modell för undersökningsområdet (Källa: Health Canada CSM Builder Tool, eSolutionsGroup Ltd).

## 11.2 Föroreningskällor

Källor till förorening bedöms vara följande.

- Förorenad jord och utfyllnader av diverse restprodukter inom bruksområdet med förhöjda halter avseende petroleumkolväten, metaller och PCB
- Sediment i Knarrbyån
- Deponin öster om mesaupplaget
- Nyupptäckt deponi norr om Ärr
- Slam i f.d. klarningsdammarna väster om mesaupplaget
- Slam, upplag från Dorren
- Fibersediment, förorenat sediment i Kristinedalsdammen
- Fibersediment, förorenat sediment i Ärr

Sannolikt är det slam från Dorren, sediment i Kristinedalsdammen och i sjön Ärr samt slam i de f.d. klarningsdammarna som är källan till PCB och dioxinföroreningar.

## 11.3 Spridningsvägar

Följande spridningsvägar bedöms vara de viktigaste.

- Spridning i mark inom bruksområdet -infiltration i mark, med grundvatten och genom utlakning-
- Spridning genom damning från grusade ytor inom bruksområdet
- Spridning via ledningsgravar inom bruksområdet
- Spridning genom infiltration i mark
- Spridning genom ytavrinning, erosion från upplag, deponier
- Spridning med ytvatten i Knarrbyån och dess avrinningsområde

- Spridning med grundvatten
- Utlakning av förorening
- Uppgrumling av sediment och spridning till närområde och vidare till biota genom intag

Historiskt har tidigare borttransport av avfall (slam, mesa, fyllnadsmassor, tunnor, restprodukter, m m) från bruksområdet medfört uppläggning på annan plats och vidare föroreningstransport nedströms.

#### 11.4 Bioackumulation

Spridning av förorening till biota och bioackumulation i biota bedöms vara betydelsefull. PCB:erna sprids till vatten och sediment och tas upp av djurplankton, bottenfauna, kräftor och fiskar i sjön. På grund av fettlösliga egenskaper ackumuleras ämnena i fett.

#### 11.5 Skyddsobjekt

Skyddsobjekt inom området bedöms vara följande.

- Människor som vistas i området
- Människor som äter fisk och kräftor från sjön Ärr
- Akvatiska miljön, d.v.s. djur och växter, i Knarrbyån och sjön Ärr
- Naturresurserna markmiljö, yt- och grundvatten
- Riksintresse för friluftsliv, sjöarnas vattenkvalitet och fiske

#### 11.6 Exponeringsvägar

Möjliga exponeringsvägar för människor som vistas i området är intag av jord, hudkontakt, inandning av damm, intag av växter (bär, svamp) samt intag av fisk och kräftor.

För djur är exponeringsvägar intag av plankton, bottenfauna, fisk och detritus.

#### 11.7 Dimensionerande föroreningar

Dimensionerande föroreningar med halter över riktvärden för MKM i jord inom bruksområdet bedöms vara alifater >C16-C35, PAH-M, PAH-H, arsenik, barium, bly, koppar, nickel och zink.

Förhöjda halter av PCB-7 och vanadin påvisas i slam från Dorren.

Dimensionerande föroreningar i sediment som kan utgöra en risk för vattenmiljön och akvatiskt liv är PCB:er och dioxiner.

Dimensionerande föroreningar som utgör en risk för vattenmiljön i Knarrbyån och sjön Ärr och hälsorisk vad gäller konsumtion av fisk från Ärr utgörs av polyklorerade bifenyler (PCB) och dioxiner och dioxinlika föreningar.

## 11.8 Markanvändningstyper och platsspecifika förutsättningar

Utgångspunkt för markanvändningen är att kunna tillämpa samma riktvärden inom i princip hela undersökningsområdet med syfte att eftersträva så liknande skyddsnivåer som möjligt.

Nedan redogörs för tre olika markanvändningstyper och dess förutsättningar som har identifierats inom undersökningsområdet.

- Verksamhetsområde
- Framtida campingområde
- Naturmark

### 11.8.1 Verksamhetsområde

Markanvändningstypen Verksamhetsområde finns inom bruksområdet, där verksamhet med tidigare pappersbruk har pågått. Idag pågår verksamhet med besöksnäring där kulturmiljöer besöks framför allt sommartid.

Inom området finns äldre industribyggnader som används som verksamhetslokaler. Caféverksamhet bedrivs i området. Markytorna utgörs av grusade eller vegetationsklädda (gräs, buskar, träd) ytor.

Aktuell markanvändning inom det tidigare sågverket motsvarar också ett verksamhetsområde, liksom för den nyupptäckta deponin vid sjön Ärr.

Området vid Ärr med den nyupptäckta deponin är ett tidigare utlastningsområde med kajanläggning, spår, äldre magasin och vägområde. Deponin är belägen i anslutning till ett sumpskogsområde och i anslutning till Knarrbyåns mynning ut i sjön Ärr.

Verksamhetsområden bedöms i grunden motsvara ett MKM-scenario enligt Naturvårdsverkets terminologi.

Naturvårdsverkets beräkningsmodell (Naturvårdsverket, 2022) antar dock att samtliga föroreningar ligger i markytan, vilket överskattar hälso- och miljörisker.

Förorenad jord som finns på större djup är generellt mindre tillgänglig för människor som därmed exponeras i mindre grad.

Förutsättningar för en god ekologisk markfunktion finns i ytligare jordlager. På större djup finns mindre goda förutsättningar för en god ekologisk markfunktion.

Beräkningsmodellen bör därför justeras för jord djupare än 1 m.

I samband med framtida avhjälpande åtgärder så bör även en del förorening på större djup kunna lämnas kvar.

För jord på större djup än 1 m antas följande vid beräkningar:

- Kortare tids exponering av föroreningar för människor som vistas i området och 30 dagars exponering beaktas för Intag av jord, Hudkontakt, Inandning av damm
- För Inandning av ånga och inomhusvistelse beaktas exponering enligt scenariot för MKM även för jord på större djup än 1 m
- Förutsättningar för markmiljön på större djup är sämre och skyddsvärdet därmed lägre. Skydd av markmiljö enligt scenariot för MKM beaktas
- Ingen odling och intag av växter antas förekomma i jord på större djup än 1 m

- Skydd av grundvattnet beaktas. Området har kommunal dricksvattenförsörjning
- Området är lokaliserat i närhet till ytvatten.

Exponering av förorenad jord på större djup antas kunna förekomma i samband med schaktarbeten och då gäller Arbetsmiljöverkets föreskrifter AFS 1999:3 med tillägg. Vid schaktarbeten i förorenad jord ska risker med förorenad jord beaktas och skyddsutrustning användas.

Uttagsrapport för jord djupare än 1 m redovisas i Bilaga 7.

#### 11.8.2 Framtida campingområde

Med markanvändningstypen framtida campingområde avses de två områden som i framtiden eventuellt kan komma att planeras för camping. Framtida campingområden är belägna vid det tidigare sågverket invid södra delen av Knarrbysjön och den nyupptäckta deponin i söder, invid sjön Ärr.

Aktuell markanvändning för dessa två områden bedöms i nuläget som verksamhetsområden och Naturvårdsverkets scenario för MKM bedöms vara tillämpligt, se Verksamhetsområde ovan.

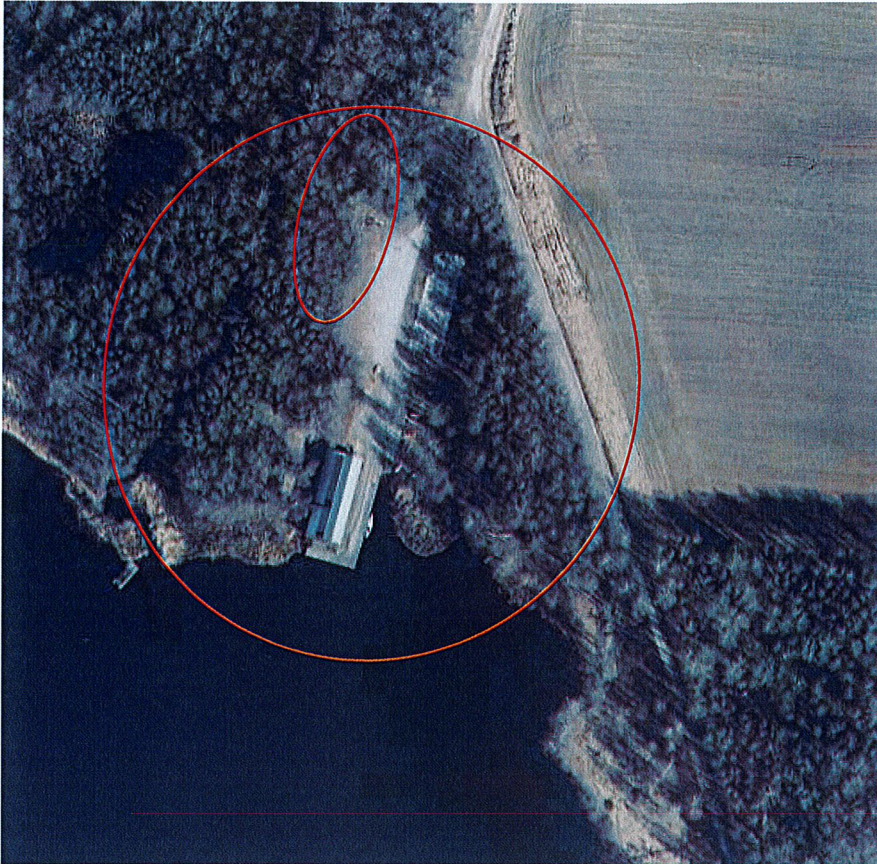
För att områdena ska kunna användas som campingområden i framtiden så behöver planändringar genomföras. Inför planändringar krävs kompletterande utredningar avseende lokalisering, m m och sannolikt utökade markundersökningar (t ex avseende geoteknik, miljögeoteknik, VA-ledningar). Innan byggnation så krävs sannolikt avhjälpande åtgärder i förorenad mark.

Området vid tidigare sågverk används idag som badplats och risker kan föreligga med halter av dioxiner i mark över KM, men under MKM. Dock bedöms exponeringstider i nuläget motsvara scenariot enligt MKM. Området vid sågverket är ungefärligt markerat i figur nedan.



*Figur 23. Markanvändningstypen campingområde omfattar framtida markanvändning inom tidigare sågverk. Nuvarande markanvändning är industrimark. Ungefärligt område utan skala. @Lantmäteriet 2023.*

Området vid Ärr med den nyupptäckta deponin är ett tidigare utlastningsområde med kajanläggning, spår, äldre magasin och vägområde. Deponin är belägen i anslutning till ett sumpskogsområde och i anslutning till Knarrbyåns mynning ut i sjön Ärr, se figur nedan.



Figur 24. Markanvändningstypen campingområde omfattar framtida markanvändning vid den nyupptäckta deponin. Deponin markerad med mindre cirkel. Ungefärligt område utan skala. @Lantmäteriet 2023.

För framtida markanvändning med camping bedöms följande förutsättningar vara tillämpliga.

För framtida campingområden bedöms följande parametrar vara aktuella.

- Vistelsetiden och därmed exponeringstiden för samtliga exponeringsvägar antas till 60 dagar heltid
- Inomhusvistelse förekommer
- Området är lokaliserat i närhet till ytvatten
- Intag av dricksvatten beaktas ej. I samband med framtida campingområde så kommer sannolikt ett krav på kommunal VA-försörjning
- Intag av grönsaker beaktas ej. Odling och intag av grönsaker antas ske i odlingslådor där odling sker i tillförd jord en bit ovan markytan.

### 11.8.3 Naturmark

Markanvändningstypen Naturmark förekommer i anslutning till strövområden vid mesaupplaget, vid klarningsdammarna, vid deponin med tunnor öster om mesaupplaget och nedströms fram till och med området med upplagsmassor från Dorren, se figur nedan.





Figur 25. Markanvändningstypen naturmark med strövområden omfattar mesaupplaget, klarningsdammar, deponin med tunnor och upplag från Dorren, se ungefärlig markering. @Lantmäteriet 2023.

Området är ställvis tätt bevuxet och periodvis sankt.

Området söder om upplag från Dorren och söderut mot sjön Ärr är ett våtmarksområde och är periodvis ej tillgängligt då det är översvämmat. Våtmarksområdet ingår ej i nu utförd undersökning.

Scenariot för naturmark utgår från scenariot för MKM med följande ändringar.

- Ingen inandning av ånga beaktas då ingen bebyggelse planeras
- Ingen inomhusvistelse förekommer
- Intag av växter, bär och svamp har antagits till hälften av ingångsdata till KM.
- Vistelsetiden och därmed exponeringstiden för samtliga exponeringsvägar antas till 60 dagar per år.

## 11.9 Miljö- och hälsorisker

Vid beräkningen av riktvärden enligt Naturvårdsverkets modell beräknas tre olika riktvärden. Dessa är riktvärde för hälsa, riktvärde till skydd av markmiljön samt riktvärde till skydd mot spridning (påverkan på grundvatten och ytvatten). Det lägsta

av dessa riktvärden för en förorening eller en ämnesgrupp blir styrande för det slutgiltiga riktvärdet. Dessa riktvärden är utgångspunkt för nedanstående bedömning av risker för hälsa samt miljörisker för påvisade föroreningar.

Jämförelser görs med riktvärden för MKM samt platsspecifika riktvärden för respektive marktypsområde. För verksamhetsområden görs jämförelser även med platsspecifika riktvärden för jord djupare än 1 m.

Riskbedömningen baseras på samtliga undersökningars resultat.

#### 11.9.1 Bruksområdet

Hälsorisker har utvärderats utifrån hälsoriskbaserade riktvärden. Människors exponering för föroreningar på bruksområdet bedöms kunna ske genom inandning av damm, hudkontakt, intag av jord och inandning av ångor.

Området är idag ett besöksområde med caféverksamhet och konstnärlig verksamhet.

Området bedöms generellt bäst motsvara Naturvårdsverkets generella antaganden för mindre känslig markanvändning, MKM.

Det finns två närliggande bostadshus, ett vid entrén till bruksområdet samt ett beläget på andra sidan av Knarrbyåns ravin. Dock bedöms bostadshusen vara belägna utanför själva bruksområdet.

Riskbedömningen omfattar de parametrar vars halter i jord överskrider Naturvårdsverkets generella riktvärden för MKM.

Halter i jord av alifater >C8-C35 i fri fas och bly över haltkriterier för FA har påvisats inom två områden.

Halter i jord avseende metaller (arsenik, bly, barium, koppar, nickel, och zink), PAH-M, PAH-H, petroleumkolväten (alifater >C8-C10, alifater >C10-C12, alifater >C12-C16, alifater >C16-C35), bensen samt PCB-7 överskrider riktvärden för MKM i enstaka provpunkter.

Hälsorisker kan föreligga avseende arsenik i yttlig jord p g a dess akuttoxicitet. Dock har enbart halter påvisats under värdet för akuttoxicitet (100 mg/kg).

Hälsorisker kan föreligga avseende bly då riktvärdet styrs av exponeringsvägen Intag av jord.

Miljö- och hälsorisker föreligger i provpunkter där halter av barium, koppar, nickel, och zink överskrider riktvärden för MKM. Det integrerade riktvärdet för hälsa, miljö och spridning är dimensionerande för dessa metaller.

Skydd av grundvatten samt det integrerade riktvärdet för hälsa, miljö och spridning är dimensionerande för PCB-7. I samlingsprov på jord från provpunkt 22AF15 påvisas halter av PAH-H, arsenik, bly, zink och PCB-7 och miljö- och hälsorisker föreligger.

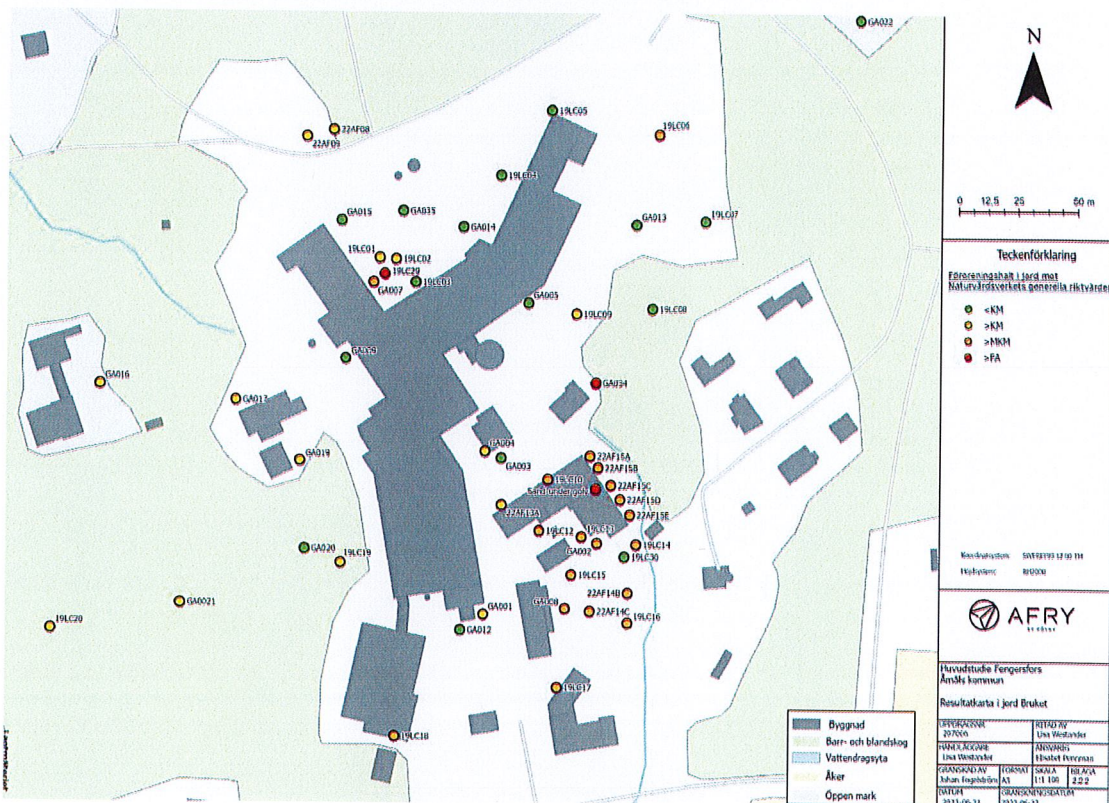
I provpunkterna 19LC29, GA002, GA007 påvisas höga halter av petroleumkolväten och metaller och hälso- och miljörisker föreligger i anslutning till dessa provpunkter.

I provpunkt GA008 föreligger miljörisker p g a halter över MKM avseende zink och koppar.

I provpunkt "sand under golv" påvisas blyhalter över FA. I dagsläget är föroreningen ej tillgänglig för människor som vistas i området. Inga människor vistas regelbundet i byggnaden. Inga hälsorisker föreligger med denna blyhalt i dagsläget.

I jord från provpunkt (GA034) vid kraftstationen påvisades halter av PCB-7 över haltkriteriet för FA. Enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är skydd av grundvatten styrande för riktvärdet för PCB-7. Påvisad halt som är 12 mg/kg TS överskrider riktvärdet för skydd av grundvatten och dessutom de sekundära riktvärdena för skydd av markmiljö och långtidseffekter för hälsa.

Sammanfattningsvis påvisas miljö- och hälsorisker på grund av halter över riktvärden för MKM i anslutning till provpunkterna GA002, GA007-008, GA034, 19LC06, 19LC10-19, LC1929-30, Sand under golv samt 22AF15, se Figur 26.



Figur 26. Halter i jord inom bruksområdet jämförda med Naturvårdsverkets riktvärden för MKM.

#### 11.9.1.1 Representativa halter i jord inom bruksområdet

I tidigare undersökning har bruksområdet delats in i tre egenskapsområden (Liljemarks Consulting AB, 2020) och representativa halter har tagits fram för respektive egenskapsområde.

I denna rapport har egenskapsområdena frångåtts då det statistiska underlaget för två av egenskapsområdena bedömts som alltför litet. Generellt gäller dock att den östra delen är relativt väl undersökt, medan den västra delen är glest undersökt.

Dimensionerande föroreningar med halter över riktvärden för MKM i jord inom bruksområdet bedöms vara alifater >C16-C35, PAH-M, PAH-H, arsenik, barium, bly, koppar, nickel och zink.

Statistiska beräkningar har genomförts för dimensionerande föroreningar med syfte att bättre kunna bedöma faktiska risker inom bruksområdet.

Medelvärden, medianvärden, UCLM95 samt variationskoefficienten har beräknats m.h.a. SGI:s beräkningsverktyg (SGI, 2017) och redovisas i Tabell 10 nedan tillsammans med max- och min-värden samt antal prover.

De framräknade statistiskt beräknade, representativa halterna nyanserar riskbedömningen något.

Med 95 % sannolikhet så ligger halterna mellan UCLM95 lower och upper, vilket innebär att de flesta halter av dimensionerande parametrar underskrider riktvärden för MKM. Halter av koppar, bly och tyngre alifater överskrider riktvärden för MKM.

För tyngre alifater är variationen stor.

Tabell 10. Representativa halter av dimensionerande parametrar i jord inom bruksområdet.

Ämnen	As, arsenik	Cu, koppar	Ni, nickel	Pb, bly	Zn, zink	summa PAH M	summa PAH H	summa PCB 7	alifater >C16-C35
KM	10	80	40	50	250	3,5	1	0,008	100
MKM	25	200	120	180	500	20	10	0,2	1000
FA	1000	2500	1000	2500	2500	1000	50	10	10000
Antal prover	44	44	44	44	44	32	32	6	27
Minhalt	<0,5	1,08	1,15	3,11	9,90	<0,25	<0,3	<0,007	<20
Maxhalt	38,50	1900	212	3300	1070	30	49	12	13000
Medelvärde	5,82	135,42	21,14	175,75	217,01	3,54	4,90	2,21	610,86
Medianvärde	2,60	23,25	6,90	26,00	103,35	1,55	2,00	0,19	56,50
UCLM95 upper	7,90	222,43	30,78	308,95	288,97	5,29	7,26	6,17	1400,41
LCLM95 lower	3,74	48,40	11,51	42,55	145,05	1,78	2,54	-1,74	-178,70
CV	1,41	2,54	1,80	2,99	1,31	1,65	1,74	2,18	4,02

Med tiden kommer petroleumkolväten sannolikt att brytas ned till kortare fraktioner, men hälso- och miljörisker kvarstår även i framtiden på grund av förorening i mark.

I nuläget föreligger hälso- och miljörisker med hänvisning till föroreningshalter över riktvärden för MKM i jord.

#### 11.9.2 F.d. sågverket

Analyserade halter i jord underskrider riktvärden för MKM.

Analysresultat påvisar halter av dioxiner och PAH-H över riktvärden för KM.

Inga miljö- eller hälsorisker föreligger vid nu aktuell markanvändning.

I Knarrbysjön strax norr om sågverket uttogs friktionsjord från botten vid badstranden. Låga halter avseende petroleumkolväten, PAH och metaller påvisas. Dioxinhalten i sand från botten överskrider riktvärdet för KM.

Låga halter i ytvattnet från Knarrbysjön påvisas.

För framtida markanvändning campingområde föreligger inga miljö- och hälsorisker p.g.a dioxin i jord.

### 11.9.3 Mesaupplaget

Markanvändningen mindre känslig markanvändning (MKM) bör vara tillämpbar inom området då det är ett utfyllt område. Utifrån analyserade prover (22AF16 och 22AF32) ligger halterna under riktvärdena för nuvarande markanvändning.

Samtliga påvisade halter i proverna från mesaupplaget underskrider riktvärden för MKM. Styrande riktvärden så som det hälsobaserade riktvärdet, skydd av markmiljö och grundvatten överskrider inte enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Bedömningsvis föreligger inga miljö- eller hälsorisker i området.

För framtida markanvändning i naturmark föreligger inga miljö- och hälsorisker.

### 11.9.4 Deponi med tunnor öster om mesaupplaget

I förstudien av Golder (Golder Associates AB, 2015) noterades små hål i tunnornas nedre del med troligt syfte att innehållet långsamt skulle sippra ut.

Tidigare förstudie och analyserat innehåll i tunnorna påvisade PAH-halter som tangerar det styrande riktvärdet (10 mg/kg TS) samt överskrider haltkriterier för FA för alifater <C16-C35. Skydd av markmiljö är styrande för dessa parametrar. Detta innehåll lakar sannolikt ej då det utgörs av en stelnad massa.

Underliggande jord har nu provtagits och analyserats. Halter i jord överskrider riktvärden för MKM avseende barium och PCB-7. Skydd av markmiljö är styrande för barium och skydd av grundvatten är styrande för PCB-7 enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Det sekundära riktvärdet, det hälsobaserade riktvärdet överskrider också för PCB-7.

Miljö- och hälsorisker förekommer p g a halter av barium och PCB-7 över riktvärden för MKM.

För framtida markanvändning i naturmark föreligger miljö- och hälsorisker avseende barium och PCB-7.

### 11.9.5 Klarningsdammar och upplag slam från Dorren

Nu utförd undersökning påvisar ställvis förhöjda halter av PCB-7 över MKM och FA. Vanadin över riktvärdet för MKM påvisas.

Dimensionerande exponeringsväg för PCB-7 är skydd av grundvatten och den sekundära är skydd av ytvatten. Den styrande exponeringsvägen för vanadin är skydd av markmiljö.

Uppmätta halter av PCB-7 i provgropen som grävdes strax bredvid de fyra klarningsdammarna överskrider också det styrande riktvärdet samt det sekundära. Inga fältobservationer antydde att gropen var fylld med slamavfall. PCB-7 halterna bedöms härledas från förorenat grundvatten från slamavfall från den norra sidan av vägen vid Dorren. Inga analyser påvisar förekomst av slamavfall i provgroparna som

grävdes i de f d klarningsdammarna, dock antydde fältobservationer att det eventuellt kunde finnas slamavfall i en av groparna. Denna observation får dock ses med en stor osäkerhet, med hänsyn till analysresultatet.

Bedömningsvis kan det finnas högre halter i och intill de f d klarningsdammarna eftersom sediment/slamprovet (19LC\_YS10) påvisade förhöjda halter, dock kan dessa halter eventuellt härledas från förorenat grundvatten från slamavfallet.

Det sedimentprov (19LC\_YS10) som uttogs på ett djup av 0-0,15 m u my i utloppsdiket från mesaupplaget där halter av PCB-7 påvisades på 2,6 mg/kg TS medför att det styrande riktvärdet som är skydd av grundvatten överskrids. Likaså överskrids de sekundära riktvärdena avseende det hälsobaserade riktvärdet och skydd av markmiljö.

Utifrån analyserat prov av Liljemarks ligger halten över riktvärdena för nuvarande markanvändning, MKM. Det sedimentprov/jordprov (0-0,5 m u my) på vad som bedöms vara mesaslam (22AF16) visade halter av dioxin (upperbound) och PCB-7 över KM. Eftersom mesan i sig inte har dessa föroreningar bedöms det ha blivit förorenat av grundvatten från slamavfall från Dorren. Utifrån det resultatet överskrids inte det styrande riktvärdet som är skydd av grundvatten eller de sekundära riktvärdena så som det hälsobaserade riktvärdet och skydd av markmiljö.

Bedömningsvis föreligger oacceptabla risker för hälsa och miljö på grund av avfallet/slam från Dorren. De uppmätta PCB-halterna bedöms härstamma från avfall från "Dorren", slam från brukets f d avloppsreningsanläggning, och bedöms även kräva åtgärder för att hindra spridningen av PCB till Knarrbyån och sjön Ärr.

Utbredningen och omfattningen av området med det dumpade slamavfallet är osäker.

För framtida markanvändning i naturmark föreligger miljö- och hälsorisker avseende vanadin och PCB-7.

#### 11.9.6 Nyupptäckt deponi

I området norr om sjön Ärr, vilket har utpekats som den nyupptäckta deponin med upplagda massor med inslag av avfall, påvisas halter av barium, kobolt, bly och nickel över riktvärden för MKM.

Skydd av markmiljön är dimensionerande för barium, kobolt och nickel.

Gällande bly så är den styrande exponeringsvägen hälsoriskbaserad och avser intag av jord. Den sekundära exponeringsvägen är skydd av markmiljö.

Bedömningsvis föreligger oacceptabla risker för hälsa och miljö på grund av upplagda massor.

Vid stor nederbörd och avrinning från upplaget bedöms föroreningsspridning kunna ske till omgivningen. Vid höga vattennivåer i Knarrbyån och högt vattenstånd i Ärr bedöms kontakt med vatten kunna förekomma och spridning därmed att kunna ske till vatten och omgivande mark.

För framtida markanvändning i campingområde föreligger miljö- och hälsorisker avseende barium, kobolt, nickel och bly.

### 11.9.7 Vatten och sediment

Vad gäller vattenmiljön är det polyklorerade bifenyl (PCB) och dioxiner som utgör risker för miljön. Dessa risker uttrycks genom de halter som har observerats i fisk fångad från sjön Ärr.

Sannolikt är det sediment i Kristinedalsdammen och i sjön Ärr samt slam i området nedströms mesaupplaget (klarningsdammarna, upplag från Dorren) som är källan till dessa föroreningar.

Miljörisiker föreligger pga. förhöjda halter av PCB-7 och dioxiner som har påvisats i sediment i Ärr och Kristinedalsdammen.

Inga hälsorisker i samband med bad i Knarrbysjön och/eller Ärr föreligger på grund av föroreningar i ytvatten. I sediment-friktionsjord- påvisas halter av dioxiner över riktvärden för KM, men underskrider riktvärden för MKM. Ingen hälsorisk bedöms föreligga.

Risker med badvattenkvalitet hänger samman med bl a E-coli-bakterier och mikroorganismer. Dessa parametrar har inte undersökts inom ramen för denna undersökning. Ingen utpekad badplats finns anvisad inom nu undersökt område i Ärr.

Inga hälsorisker kan ses kopplat till rapporterade halter i grundvatten. Uttag av grundvatten sker i dagsläget inte inom undersökta områden eller områden eventuellt påverkade av tidigare verksamheter.

### 11.9.8 Risker vid konsumtion av fisk och kräftor

Sverige har undantag från gränsvärde från EU för försäljning av strömming som överskrider gränsvärde för PCB:er och dioxiner från Östersjön just för att det är en avvägning mellan nyttan och det negativa riskerna med att äta förorenad fisk. Den som vill bli gravid i framtiden, barn, ungdomar, gravida och ammande bör därför inte äta fisk från Östersjön oftare än högst 2-3 gånger/år. Övriga kan äta dessa fiskar högst en gång i veckan. Samma regler gäller för hela Östersjön trots skillnader mellan områden.

Tolerabelt veckointag för en person är enligt EUs livsmedelssäkerhetsmyndighet (Efsa) 2 pg/kg kroppsvikt för dioxiner och dioxinlika PCB:er (Efsa, 2018). Detta gränsvärde ses för närvarande över tillsammans med en värdering av nyttan med att äta fisk. En rapport från Efsa beräknas komma 2025, därefter kan en uppdatering av Livsmedelsverkets rekommendationer komma för t ex fisk från Östersjön och insjöar i Sverige. Enligt beräkningen av hur mycket dioxiner och dioxinlika föreningar en person på 60 kg får i sig per kg kroppsvikt från en portion fisk från Ärr eller Ånimmen överskrider veckointaget (Tabell 11). För fisk från Ärr med mellan 10 och 30 gånger, men i Ånimmen även för fisk med halter under gränsvärdena från Livsmedelsverket (6,5 pg/g). Dessa ämnen finns även i annan mat vilket ska vägas in i det totala intaget. Eftersom det trots allt är nyttigt att äta kan man inte enbart utgå från beräkning av intag i förhållande till Efsas gränsvärde.

Tabell 101. Beräkning av intag av dioxiner och dioxinlika föreningar av en portion fisk à 150 g från Ärr och Ånimmen. Beräknad belastning per kg kroppsvikt för en person som väger 60 kg. De små abborrarna från Ånimmen är inte i konsumtionsstorlek men har tagits med som jämförelse då inga stora abborrar har analyserats från sjön. Efsas rekommendation är att inte överstiga 2 pg/kg kroppsvikt och vecka. Det finns dock andra fördelar med att äta fisk, varför fisk från Ånimmen kan ätas enligt kostråden för fisk från Östersjön. Små abborrar från Ånimmen har satts inom parentes då dessa inte är i konsumtionsstorlek.

Sjö	Art	Dioxiner och dioxinlika föreningar, TEQ pg/g medel	En person som väger 60 kg får i sig x pg/kg kroppsvikt
Ärr	Abborre	9,45	23
Ärr	Gädda	10	25
Ärr	Siklöja	24,9	62
Ånimmen	(små abborre)	(2,15)	(5)
Ånimmen	Siklöja	2,65	7

I Ärr är uppmätta halter i konsumtionsabborrar och gäddor av dioxiner och dioxinlika PCB:er i nivå med de högsta halterna i strömning i Östersjön som uppmäts i Livsmedelsverkets undersökningar i Bottenviken (Bergkvist, Ahmed, Broman, & Aune, 2021). Strömning (5-10 %) är betydligt fetare än både siklöja, gädda och abborre (0,1-2%). Halterna i siklöja från Ärr är mer än dubbelt så höga än de i strömningen i Bottenviken. Abborre och gädda från Ärr ger inte samma positiva effekt som att äta den feta strömningen med rikt innehåll av fettsyror. Fisk från Ärr rekommenderas därmed inte att ätas oavsett art.

Kräftorna i norra Ärr (lokalen Ä1) var i nivå med gränsvärdet, vilket är väldigt högt för att vara kräftor. Det är i detta område samt längre norrut det finns förorenade sediment. Kräfter från norra Ärr bör rekommenderas att undvikas. Däremot visar undersökningen att kräftor från mellersta delen av Ärr och södra går bra att äta likt rekommendationerna för Ånimmen och Östersjöfisk.

Både fisk och kräftor bedöms kunna intas från Ånimmen i enlighet med kostråden för Östersjön (se första stycket) då de ligger på i snitt samma halter som för genomsnittet i fet fisk i Östersjön (Bergkvist, Ahmed, Broman, & Aune, 2021). Inga konsumtionsabborrar har analyserats från Ånimmen. Motsvarande kostråd gäller i insjöar i Sverige för abborre och gädda på grund av halterna av kvicksilver.

Halterna av PCB:er och dioxiner och dioxinlika föreningar kan även påverka fåglar som intar fisk från Ärr. Ämnena kan ge tunna äggskal som gör att de går sönder, men om fåglar drabbas i området beror även på hur stor del av intagen föda som kommer från Ärr.

#### 11.9.9 Halter av PCB:er i fisk efter sanering

För att halterna i fisk ska kunna underskrida MKN och riktvärden för intag som föda för PCB:er behöver sanering ske av källor som bidrar med spridning via Knarrbyån och av sedimenten i Ärr. Efter sanering kommer påverkan från den atmosfäriska depositionen av kvicksilver och PBDE kvarstå vilket kommer ge fortsatta kostråd som nämnts ovan i stycke 11.9.8.

Spridningen av PCB:er (dioxinlika och icke dioxinlika) sker till fisk och kräftor via vatten från Knarrbyån och från sedimenten i Ärr. Djurplankton och fisk intar PCB både



via gälar och via föda (Sobek, 2005). Alla arter och trofinivåer i Ärr är inte undersökta men på grund av trofinivå och skillnad i medellivslängd kommer halterna i respektive art minska på olika lång tid.

Vid sanering av förorenade sediment i Öresrumsviken i Västerviks kommun hade halterna halverats av PCB-7 i de abborrarna (3-åriga, 15-20 cm) vid uppföljningen sex år efter saneringen (Högskolan i Kalmar, 2008). Om saneringen lyckas på samma sätt i Fengersfors bör det vara möjligt även för de små abborrarna i Ärr då inga andra betydande källor bedöms finnas.

Om alla källor åtgärdas bedöms snabbast effekt uppnås i de små abborrarna 15-20 cm. För övriga arter och abborrar i konsumtionsstorlek är det mer svårbedömt då livslängden för kräftor är upp till 20 år, siklöja 14 år och gäddor ända upp till 30 år. Successivt sker dock en utspädning av halterna i fiskbeståndet. Bästa sättet att veta när fisken har så låga halter att den kan ätas igen är att ta prover på den. Lämpligt intervall kan vara vart 5:e till vart 10:e år. Även om det kan dröja 30 år innan fisken i sjön inte behöver undvikas för konsumtion är det betydligt kortare tid än om ingen sanering av sediment sker. Sker ingen sanering av sediment bedöms det på grund av de förorenade ämnenas egenskaper ta mycket lång tid innan halterna i fisk och kräftor i norra Ärr uppnår MKN och riktvärden för konsumtion.

## 11.10 Sammanfattning risker

Sammanfattningsvis föreligger risker med föroreningshalter i jord över riktvärden för MKM inom bruksområdet.

Vid det f.d. sågverket invid Knarrbysjön påvisas halter i jord under riktvärden för MKM. Inga risker föreligger vid nuvarande markanvändning. Vid framtida markanvändning med camping kan miljö- och hälsorisker föreligga pga. halter av dioxiner i jord.

Badvattenkvaliteten i Knarrbysjön -invid f.d. sågverket- har inte undersökts specifikt, men halter i ytvatten påvisar låga halter och inga risker bedöms föreligga för badande. Analyserade halter från sand/friktionsjord vid strandkanten till Knarrbysjön påvisar halter under riktvärden för MKM. Inga hälsorisker föreligger vid nuvarande markanvändning.

Grundvattnet bedöms vid nuvarande markanvändning inte utgöra någon risk för hälsa. Vid eventuellt framtida uttag av grundvatten för bevattning eller dricksvatten bedöms hälsorisker kunna uppstå.

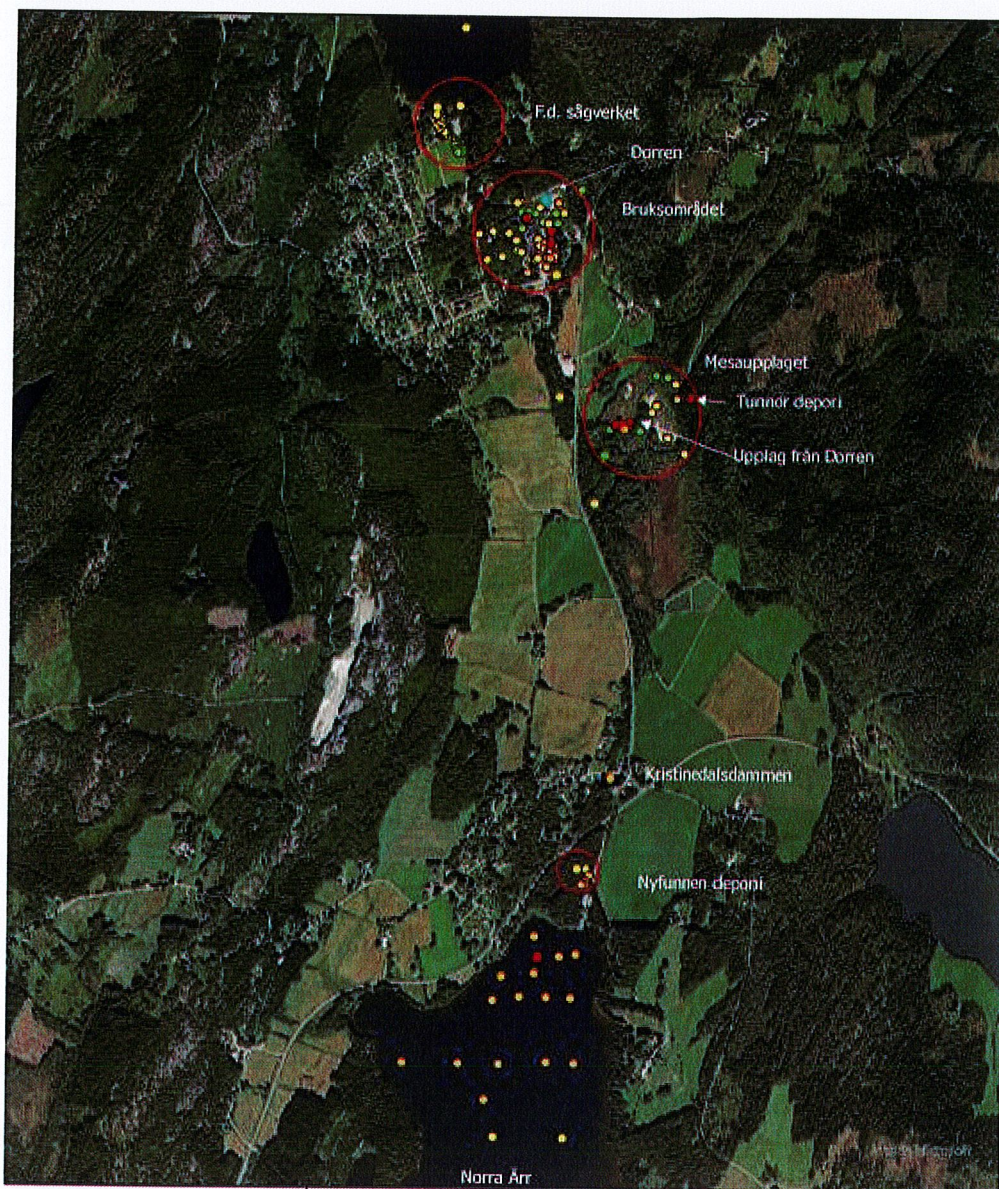
Miljö- och hälsorisker förekommer vid upplag från Dorren och klarningsdammarna, i området med deponerade tunnor och avfall samt vid den nyupptäckta deponin p g a halter över riktvärden för MKM och platsspecifika riktvärden.

Miljörisker föreligger avseende transport av förorening i Knarrbyån.

Miljörisker föreligger avseende föroreningshalter i sediment i sjön Ärr.

Miljörisker föreligger för vattenmiljön i sjön Ärr uttryckta som halter över MKN i biota (fisk och kräftor). Hälsorisker föreligger i samband med intag av fisk från hela Ärr. Hälsorisker föreligger i samband med intag av kräftor från norra Ärr. Avhjälpande åtgärder bedöms därför som nödvändiga.

Hälso- och miljörisker föreligger i provpunkter med halter över riktvärden för MKM och FA, se orange och röd färgmarkering i Figur 26 nedan. I Bilaga 2.2.7 redovisas samma figur i större format.



Figur 26. Föroreningshalter i jord och sediment färgmarkerade. Orange: >MKM, röd:>FA. Halter över FA har analyserats från material i tunnor.

### 11.11 Osäkerheter och risker

Osäkerheter föreligger avseende förorenade massors volymer jord inom bruksområdet. Avgränsning av förorening i jord är endast delvis genomförd i plan- och djupled. Hinder i mark och ledningar försvårar avgränsningen.

Enstaka provpunkter har genomförts i området för mesaupplaget, klarningsdammarna, upplag från Dorren samt inom de två deponiområdena. Fyllnadsmassor, slam och avfall är inte tydligt avgränsade.

I Kristinedalsdammen förekommer fibersediment. Omfattning och utbredningen av förhöjda föroreningshalter i dammen är dock osäker.

I norra Ärr påvisas sediment med fibersediment och förhöjda föroreningshalter. Utbredningen och omfattningen av fibersediment och inslag av fiber i sediment bedöms avta mot söder i Ärr med hänvisning till lägre halter i fisk och kräftor. Sambandet mellan miljörisker i sediment och hälsorisker med intag av fisk och kräftor i södra Ärr är inte tydligt klarlagt och bör utredas.

Växters upptag av förekommande föroreningar har inte undersökts och är därmed en osäkerhet.

## 12 Behov av riskreduktion

I de områden som föroreningshalter överskrider generella riktvärden och riktvärden för respektive marktypsområde så bedöms risker föreligga och åtgärder bedöms som nödvändiga.

Riskreduktion kan vara nödvändig genom att volymer förorening reduceras och att spridning av förorening därmed minimeras.

Inom undersökningsområdet föreligger miljö- och hälsorisker på grund av föroreningar över riktvärden och riskreducerande åtgärder bedöms som nödvändiga. Nedan listas de områden där riskreduktion bedöms som nödvändiga.

Inom bruksområdet föreligger miljö- och hälsorisker på grund av föroreningar i jord över riktvärden för MKM och FA.

Ställvis påvisas föroreningshalter över riktvärden för MKM i massor med avfall från Dorren, klarningsdammarna och nedströms mesaupplaget.

Vid deponin öster om mesaupplaget påvisas föroreningshalter i material från tunnor med föroreningshalter över haltkriteriet för FA och i halter i underliggande jord över riktvärdet för MKM, vilka behöver åtgärdas. I samband med åtgärder bör tunnor och annat synligt avfall borttransporteras med syfte att förbättra områdets attraktivitet.

I Kristinedalsdammen påvisas fibersediment och sannolikt föreligger risker med fibersediment.

Inom området vid den nyupptäckta deponin norr om Ärr påvisas föroreningshalter över riktvärden för MKM och riskreducerande åtgärder bedöms som nödvändiga.

I sediment påvisas förhöjda halter av PCB:er, vilka har bioackumulerats i fisk och kräftor. Risker med halter i sediment i norra Ärr behöver åtgärdas.

I norra delen av Ärr påvisas höga PCB-halter i sediment närmast Knarrbyåns mynning. I samma sediment påvisas inslag av fibersediment, men förhöjda PCB-halter finns även i sediment med inslag av fibersediment.

Med beaktande av risker för människors hälsa och för akvatiskt liv i norra Ärr föreligger ett behov av åtgärder.

Även i södra delen av Ärr påvisas förhöjda halter av PCB-7 i ytligt sediment, men halter i fisk och kräftor är lägre i detta område.

## 13 Åtgärdsutredning

Åtgärdsutredningen redovisar möjliga åtgärder med syfte att minimera miljö- och hälsorisker. Möjliga alternativ kan vara att ta bort eller reducera föroreningskällan alternativt installera/anlägga olika skyddsåtgärder för att begränsa spridning och exponering.

Nollalternativet ska finnas med som ett åtgärdsalternativ. Nollalternativet innebär att inga åtgärder genomförs. En viss kostnad kan dock uppkomma i samband med avhjälpande åtgärder i förorenad mark samband med markarbeten.

Följande åtgärdstekniker/-metoder studeras nedan. Därefter bedöms de som tillämpliga eller inte lämpliga.

1. Schakt av förorenad jord inom bruksområdet.
2. Schakt av förorenat slam och jord i f.d. klarningsdammar och upplag Dorren, avfallsupplaget (öster om mesadeponin) och vid nyupptäckta deponin vid norra Ärr.
3. Administrativa åtgärder (restriktioner) avseende intag av fisk.
4. Muddring av fibersediment/förorenade sediment, avvattning och deponering (Kristinedalsdammen, Ärr).
5. Övertäckning av sediment med aktivt kol genom så kallad tunnskiktstäckning.

Åtgärdstekniker enligt punkt 6-9 har studerats och diskuterats och bedömts som mindre lämpliga

6. Övervakad naturlig självrening.
7. Vertikal, permeabel, reaktiv barriär nedströms mesaupplaget, klarningsdammarna, upplag från Dorren och deponin öster om mesaupplaget har diskuterats, men bedömts som en ej lämplig åtgärd då området periodvis är översvämmat. Barriären ska dessutom följas upp med ett kontrollprogram omfattande kontrollprovtagning nedströms. Barriären mättas sannolikt efter en tid och måste då bytas ut och ersättas av nytt material. Åtgärden med barriär bedöms därför som en ej hållbar metod.
8. Åtgärder med en tät barriär nedströms mesaupplaget, klarningsdammarna, upplag från Dorren och deponin öster om mesaupplaget har diskuterats, men bedömts som olämpliga då området riskeras att dämmas uppströms, med översvämning och erosion som följd.
9. Alternativa åtgärder inom delområden som till exempel fytosanering, inneslutning av förorening eller in situ nedbrytning av olja inom t ex bruksområdet och nedströms upplag vid Dorren innebär att man kvarlämnar förorening över en längre tid med fortsatt förorenings-spridning nedströms. Åtgärder med att lämna kvar föroreningar bedöms därför som en ej hållbar metod.

En förutsättning för att kunna åtgärda förorening i sediment och bioackumulering i fisk är att sanera i respektive medium -främst avseende PCB och dioxiner- uppströms.

Inledningsvis studeras möjliga åtgärder kopplade till föroreningsituationen och risker. Därefter föreslås åtgärdsalternativ som omfattar kombinationer av tillgängliga åtgärdsalternativ. Dessa värderas i Riskvärderingen.

Föreslagna åtgärdsmetoder som bedöms som lämpliga beskrivs nedan med fokus på följande.

- Tekniskt genomförande
- Förväntat resultat / förväntad riskreduktion med koppling till åtgärds mål
- Ekonomi. Kostnadsuppskattningarna ska betraktas som grova. Syftet med nu framtagna kostnadsuppskattningar är främst att kunna visa storleksordningen på kostnaden för att kunna jämföra de olika åtgärderna. Till kostnaderna tillkommer kostnad för framtagande av anmälningar, tillstånd, projektering, osäkerheter etc.
- Tidplan
- Risker, osäkerheter med åtgärd
- Konsekvenser

Inga kostnader för åtgärdsförberedelser, till exempel kompletterande undersökningar är inräknade i ekonomiska kalkyler nedan.

### 13.1 Administrativa åtgärder

Åtgärdsförslaget omfattar administrativa restriktioner avseende intag av fisk och kräftor. Administrativa restriktioner bör införas omgående och oberoende av vilka avhjälpande åtgärder som genomförs i övrigt.

#### *Tekniskt genomförande*

Restriktioner och rekommendationer avseende intag av fisk utarbetas och allmänheten informeras via kommunens hemsida och med hjälp av tydliga skyltar vid sjön Ärr. Skyltar ska underhållas.

#### *Förväntat resultat / förväntad riskreduktion*

Hälsorisker förväntas minska pga. att intag av fisk och kräftor minimeras. Miljörisker i den akvatiska miljön och i sediment kvarstår och bioackumuleringen fortgår i näringsväven.

#### *Ekonomi*

Kostnad omkring 100 000 SEK.

#### *Tidplan*

Administrativa åtgärder kan genomföras omgående med kommunens stöd.

#### *Risker, osäkerheter med åtgärd*

Risk finns att restriktioner inte följs. Risk finns också att förhöjda halter kvarstår över en längre tid.

#### *Konsekvenser*

Risk finns att friluftslivet och turismen påverkas negativt på grund av restriktioner i nuläget och på längre sikt. Detta kan i sin tur påverka lokalsamhället, friluftsliv och företagsklimatet negativt. Dock bedöms det som nödvändigt att införa administrativa restriktioner på grund av hälsorisker med intag av fisk och kräftor från sjön Ärr.

## 13.2 Schaktsanering (jord, slam, avfall)

Schaktsanering med urgrävning och borttransport av förorenad jord, slam och avfall bedöms inom de flesta områdena uppströms sjön Ärr som det enda möjliga åtgärdsalternativet då föroreningar i mark måste tas bort för att kunna minimera/-förhindra fortsatt förorenings-spridning till Ärr och bioackumulation i dess akvatiska miljö (fisk och kräftor).

Ex situ-sanering innebär avhjälpande åtgärder med schakt och transport av förorenade massor till mottagningsanläggning. Schaktmassor från aktuellt undersökningsområde antas generellt vara av heterogen sammansättning, men sortering av massor på plats, innan borttransport, kan ändå vara möjligt inom delområden.

Länshållning och rening av förorenat vatten i samband med urschaktning inom respektive område bedöms som nödvändigt i anslutning till schaktåtgärder.

Åtgärdsförslag omfattar urschaktning av förorenade massor inom följande markanvändningstyper. Vilka geografiska områden som bedöms som respektive markanvändningstyp redovisas efter respektive markanvändningstyp. Vid avhjälpande åtgärder i mark tillämpas plats-specifika riktvärden.

- Verksamhetsområden  
Bruksområdet -från markytan och ned till 1 m djup, djupare än 1 m-
- Naturmarksområden  
Klarningsdammarna, område med upplagsmassor från Dorren och jord i anslutning till deponi med tunnor.
- Framtida campingområden  
F d sågverksområde vid Knarrbysjön  
Nyupptäckt deponi norr om sjön Ärr.

Med hänsyn till framtida klimatförändringar med preliminärt ökade temperatur, nederbörds-mängder- och intensitet så bör avhjälpande åtgärder genomföras i sådan omfattning att risker för förorenings-spridning nedströms minimeras.

### 13.2.1 Verksamhetsområde

#### *Tekniskt genomförande*

Inom bruksområdet schaktas jord med föroreningshalter över riktvärdet för MKM och plats-specifika riktvärden för massor på större djup än 1 m ur och borttransporteras till närmaste mottagningsanläggning. Preliminärt åtgärdas även förorening av PCB i jord vid kraftstationen. Urschaktning, borttransport och behandling är en beprövad metod där förorening tas bort från området. Området återfylls med rena, tekniskt lämpliga massor. Förorenade massor läggs på en mottagningsanläggning.

Oljeförorening i fri fas inom bruksområdet bör inledningsvis pumpas ur och borttransporteras med sugbil till en godkänd mottagningsanläggning. Därefter schaktas oljeförorenad jord ur och slutprover i jord uttas med syfte att kontrollera att åtgärds-mål har uppfyllts.

Länshållning och rening av förorenat vatten bedöms som nödvändig vid schaktarbeten.

#### *Förväntat resultat/riskreduktion*

Åtgärden innebär att föroreningskällan avlägsnas och därmed minimeras föroreningsspridningen. Riskreduktionen förväntas kunna säkerställas genom schakt och miljökontroll. En viss kvarvarande spridning med grundvattnet kan kvarstå en tid. Åtgärden innebär dock att förorening flyttas till annat område och lämnas till kommande generationer, vilket inte är hållbart på längre sikt.

#### *Ekonomi*

Kostnadsuppskattningarna ska betraktas som grova. Syftet med nu framtagna kostnadsuppskattningar är främst att kunna visa storleksordningen på kostnaden för att kunna jämföra de olika åtgärderna.

Volym förorenad jord inom bruksområdet uppskattas till 1500 m<sup>3</sup>. Densiteten på schaktmassorna antas vara 1,7 ton/m<sup>3</sup>. Kostnader för urschaktning, borttransport, mottagning och återfyllnad bedöms till ca 2000 SEK/ton. Kostnader för avhjälpande åtgärder inklusive anmälan miljöfarlig verksamhet, miljökontroll, länshållning och återfyllning bedöms till 16 MSEK.

Åtgärdsförberedelser med avgränsning av föroreningar i jord och uppföljande miljökontroll ingår ej i kostnader.

#### *Tidplan*

Schaktarbeten kan genomföras inom en snar framtid. Bedömningsvis bör förorenade massor avgränsas inför avhjälpande åtgärder nedströms.

#### *Risker, osäkerheter med åtgärd*

Osäkerheter bedöms förekomma pga. att föroreningar inte är tydligt avgränsade och att det kan finnas ännu ej upptäckta föroreningar eller förorenade områden. Schakt i närhet till byggnader kan innebära rasrisk.

#### *Konsekvenser*

Entreprenadarbeten innebär temporärt påverkan på närområdet med ökade transporter, utsläpp, buller och damning. På längre sikt så reduceras miljö- och hälsorisker i området och förutsättningar för en god markmiljö och naturresurser i området förbättras. Åtgärden innebär deponering av föroreningar, vilket är det minst önskvärda enligt Avfallshierarkin. Att förorening lämnas på annan plats till kommande generationer är inte hållbart på längre sikt.

### 13.2.2 Naturmarksområden

#### *Tekniskt genomförande*

Massor med föroreningshalter över platsspecifika riktvärden schaktas ur och borttransporteras till närmaste mottagningsanläggning. Området återfylls med rena, tekniskt lämpliga massor.

Förutsättningar inom området skiljer sig från bruksområdet genom att området genomkorsas av vattendrag och delvis och temporärt är sankt och svårtillgängligt. Ställvis är området tätt bevuxet. Vissa delar av området kan

temporärt vara översvämmade, vilket medför att risken för förorenings-spridning kan vara större än i till exempel bruksområdet. Åtgärden skulle eventuellt kunna genomföras genom att delområde för delområde avdelas med till exempel spont, torrläggs och urschaktas i torrhet. Spontning ingår ej i denna kostnadsbedömning.

Omhändertagande av avfall med tunnor, m m öster om mesaupplaget bör genomföras i samband med urschaktning av underliggande jord med förorening av PCB-7 och barium. Kostnader för omhändertagande av avfall ingår ej i kostnader.

#### *Förväntat resultat/riskreduktion*

Åtgärden innebär att föroreningskällan avlägsnas och därmed minimeras förorenings-spridningen. Riskreduktionen förväntas kunna säkerställas genom schakt och miljökontroll. En viss kvarvarande spridning med grund- och ytvatten kan kvarstå. Åtgärden innebär deponering av föroreningar, vilket är det minst önskvärda enligt Avfallshierarkin. Att förorening lämnas på annan plats till kommande generationer är inte hållbart på längre sikt.

#### *Ekonomi*

Volymen förorenade massor inom området är osäker, men bedöms i nuläget till omkring

16 000 m<sup>3</sup>. Densiteten för schaktmassor antas till 1,7 ton/m<sup>3</sup>. Kostnader för urschaktning, borttransport, mottagning och återfyllnad bedöms till ca 2500 SEK/ton. En något högre kostnad ansätts inom områdena, vilka ställvis och temporärt är översvämmade.

Kostnader för avhjälpande åtgärder inklusive anmälan miljöfarlig verksamhet, miljökontroll, länshållning, vattenrening och återfyllning bedöms till 60,4 MSEK.

Åtgärdsförberedelser med avgränsning av föroreningar i jord ingår ej.

#### *Tidplan*

Schaktsanering bör föregås av åtgärdsförberedande, avgränsande undersökning, men kan genomföras inom en snar framtid.

#### *Risker, osäkerheter med åtgärd*

Osäkerheter bedöms förekomma pga. att föroreningar inte är tydligt avgränsade och att det kan finnas ännu ej upptäckta föroreningar eller förorenade områden. Risker med översvämmade områden kan innebära att mark ställvis och temporärt saknar bärighet för större arbetsmaskiner och att jordmassor innehåller mycket vatten.

#### *Konsekvenser*

Entreprenadarbeten innebär temporärt ökade transporter, utsläpp, buller och damning. På längre sikt så reduceras miljö- och hälsorisker i området och förutsättningar för en god markmiljö och naturresurser i området förbättras. Hälsorisker med vistelse och intag av bär, svamp och växter från området bör därmed kunna möjliggöras.



### 13.2.3 Framtida campingområden

Avhjälpan åtgärder med schakt i framtida campingområden vid f.d. sågverk och den nyupptäckta deponin vid Ärr.

#### *Tekniskt genomförande*

Massor med föroreningshalter över platsspecifika riktvärden schaktas ur och borttransporteras till närmaste mottagningsanläggning. Området återfylls med rena, tekniskt lämpliga massor.

#### *Förväntat resultat/riskreduktion*

Åtgärden innebär att föroreningskällan avlägsnas och därmed minimeras föroreningsspridningen. Riskreduktionen förväntas kunna säkerställas genom schakt och miljökontroll. En viss kvarvarande spridning med grund- och ytvatten kan kvarstå. Åtgärden innebär deponering av föroreningar, vilket är det minst önskvärda enligt Avfallshierarkin. Att förorening lämnas på annan plats till kommande generationer är inte hållbart på längre sikt.

#### *Ekonomi*

Volymen förorenade massor inom framtida campingområden bedöms i nuläget till omkring 1100 m<sup>3</sup>. Densiteten för schaktmassor antas till 1,7 ton/m<sup>3</sup>. Kostnader för urschaktning, borttransport, mottagning och återfyllnad bedöms till ca 2500 SEK/ton. En något högre kostnad ansätts för området vid den nyupptäckta deponin som ställvis och temporärt kan vara översvämmad p.g.a närheten till Knarrbyån och sjön Ärr.

Kostnader för avhjälpan åtgärder inklusive anmälan miljöfarlig verksamhet, länshållning, vattenrening och återfyllning bedöms till 12 MSEK.

Åtgärdsförberedelser med avgränsning av föroreningar i jord ingår ej.

#### *Tidplan*

Schaktanering bör föregås av åtgärdsförberedande, avgränsande undersökning, men kan genomföras inom en snar framtid.

#### *Risker, osäkerheter med åtgärd*

Osäkerheter bedöms förekomma p.g.a. att föroreningar inte är tydligt avgränsade och att det kan finnas ännu ej upptäckta föroreningar eller förorenade områden. Risker med ställvis och periodvis översvämmade områden kan innebära att förorening sprids till omgivningen vid schaktarbeten vid t.ex. den nyupptäckta deponin.

#### *Konsekvenser*

Entreprenadarbeten innebär temporärt ökade transporter, utsläpp, buller och damning. På längre sikt så reduceras miljö- och hälsorisker i området och förutsättningar för att området kan planeras och användas som campingområde förbättras.

## 13.3 Muddring

Muddring av omfattar förorenat sediment och fibersediment i Kristinedalsdammen och norra Ärr, avvattning och deponering.

### *Tekniskt genomförande*

Grävuddring eller mekanisk muddring av förorenade sediment utförs företrädesvis med en s.k. miljöskopa som kan slutas helt vid upptag av sediment och som efterlämnar plana snitt på botten, vilket medför att sedimenten kan avverkas med hög precision. I de fall sedimenten är svåra att avverka och hinder förekommer kan enskopeverk behövas. Vid muddringen sker viss inblandning av vatten, vilket medför ett behov av efterföljande avvattning. Sugmuddring eller hydraulisk muddring innebär att sedimenten sugs upp med vatteninblandning och kan transporteras vidare genom pumpning i en sluten ledning till land. Metoden medger muddring med minimerad grumling och spridning av partiklar, men kan medföra att stora volymer vatten blandas med muddermassorna och att behovet av avvattning blir stort (SGF, 2023).

Avvattning på land kan genomföras i geotuber med kontroll av utgående vatten till recipient.

Muddring bör föregås av åtgärdsförberedande, avgränsande undersökning och avhjälpande åtgärder på land.

Tillstånd för vattenverksamhet krävs.

### *Förväntat resultat / förväntad riskreduktion*

I och med att källtermen i Kristinedalsdammen och Ärr avlägsnas bedöms belastningen av PCB och dioxiner minimeras. En saneringsåtgärd kan medföra stora ingrepp i vattenområdet genom att de naturliga sedimenten som finns på plats ändras, tas bort eller täcks över. Eftersom målet med en saneringsåtgärd vanligtvis är att förbättra möjligheterna för akvatiskt liv och människors hälsa är det viktigt att restaurera området efter åtgärden för att gynna ekosystem och biologisk mångfald.

På sikt, om samtliga källtermer avlägsnas, förväntas halter i biota (fisk, kräftor) avta.

### *Ekonomi*

Volymen (ytligt) förorenat sediment i Kristinedalsdammen bedöms till 2500 m<sup>3</sup> och volymen i norra Ärr bedöms till omkring 30 000 m<sup>3</sup>. Densiteten för sediment antas till 1,3 ton/m<sup>3</sup>. Kostnader för muddring, avvattning, transport och mottagning bedöms till 3000 SEK/m<sup>3</sup>.

Åtgärder med muddring är en tillståndspliktig verksamhet. En Ansökan om tillstånd för vattenverksamhet -exkl undersökningar- bedöms kosta omkring 500 000 SEK.

Kostnader för avhjälpande åtgärder med muddring av sediment inklusive Ansökan om tillstånd för vattenverksamhet bedöms därmed till 43,8 MSEK.

Åtgärdsförberedande undersökningar krävs inför muddringsarbeten. Restaurering och övervakning av området efter åtgärder bedöms som nödvändiga. Åtgärdsförberedelser och efterföljande arbeten ingår ej i kostnader.

### *Tidplan*

Åtgärder med förorenade massor på land bör genomföras innan åtgärder i vatten vidtas. Tidsrestriktioner för arbete i sötvattenmiljöer ska följas. Om tillståndet medger kan muddring med fördel utföras under höst/vinter innan isläggning.

Ansökan om tillstånd för vattenverksamhet är i regel en längre process som bör påbörjas i tidigt skede.

Åtgärdsförberedelser med avgränsning av förorenat sediment bör genomföras.

#### *Risker, osäkerheter med åtgärd*

Risker med grumling och spridning av föroreningar föreligger vid muddring. Spridningsbegränsande skyddsåtgärder, exempelvis "bubbelridå" eller siltgardin, bör vidtas. Osäkerheter bedöms förekomma pga. att föroreningar inte är tydligt avgränsade och att det kan finnas ännu ej upptäckta föroreningar eller förorenade områden. Osäkerheter föreligger även avseende kvarstående föroreningshalter i sediment och hur halter i fisk påverkas av åtgärder.

#### *Konsekvenser*

Entreprenadarbeten i vattenområden innebär temporärt ökade transporter, utsläpp och buller. På längre sikt reduceras miljö- och hälsorisker i området och förutsättningar för att uppnå god kemisk och ekologisk status i ytvattenförekomsten Ärr förbättras.

### 13.4 Övertäckning av sediment

Spridning av föroreningar i sediment och biotillgängligheten av föroreningar kan minimeras genom att ytan av förorenat sediment täcks över och fastläggs mot botten.

#### *Tekniskt genomförande*

Övertäckning av förorenat sediment i norra Ärr med ett tunt lager aktivt kol kan vara en möjlig metod. AC-baserad tunnskiktstäckning är en in situ-behandling av förorenade sediment och innebär att täckning sker med ett relativt tunt lager av aktivt kol. Skiktet med aktivt kol binder föroreningar, vilket minskar spridning och begränsar föroreningarnas biotillgänglighet. När lagret med reaktivt material placerats ut blandas det sedan in i de ytliga sedimenten på naturlig väg, genom så kallad bioturbation.

Uppföljning och övervakning av genomförda åtgärder bedöms som nödvändig.

#### *Förväntat resultat/Riskreduktion*

Metodiken är relativt ny, men har bedömts som lämplig för bioackumulerande föroreningar, t ex PCB. Metodiken kräver en längre tids kontrollprogram med övervakning och uppföljning av halter i porvattnet och biota med syfte att studera haltreduktioner.

#### *Ekonomi*

Kostnader för övertäckning med aktivt kol bedöms till omkring 400 SEK/m<sup>2</sup> övertäckt yta (SGF, 2023).

Arean med sediment med höga halter som ska täckas med aktivt kol bedöms till ca 3 ha, vilket ger en kostnad om 18,6 MSEK.

Åtgärdsförberedande undersökningar krävs inför övertäckningen. Avgränsning av förorenat sediment bör genomföras. Restaurering och övervakning av området efter åtgärder bedöms som nödvändiga. Åtgärdsförberedelser och efterföljande arbeten ingår ej i kostnader.

#### *Tidplan*

Åtgärdsförberedelser med referensundersökningar och kompletterande undersökningar skulle kunna påbörjas inom en snar framtid. Övertäckningen kan därefter genomföras. Ansökan om tillstånd för vattenverksamhet är i regel en längre process som bör påbörjas i tidigt skede.

Övervakningen med uppföljning av halter i sediment och biota bedöms ta lång tid och bör pågå i minst 5 år efter åtgärd.

#### *Risker, osäkerheter med åtgärd*

Osäkerheter avseende fibersedimentens utbredning vid Knarrbyåns mynning ut i Ärr och syrehalt föreligger. Detta kan påverka effekter av bioturbationen.

Osäkerheter avseende gasavgång och sedimentens låga skjuvhållfasthet föreligger. En geotextilduk kan läggas m syfte att stödja täckningen.

Risker med temporär grumling och spridning av föroreningar föreligger vid nedläggning av lagret med aktivt kol. Osäkerheter kan föreligga med själva täckningens utbredning och tjocklek. Osäkerheter bedöms föreligga p g a metodiken är relativt ny och ej helt etablerad i Sverige.

#### *Konsekvenser*

Entreprenadarbeten i vattenområden innebär temporärt utsläpp och buller från entreprenadmaskiner. På längre sikt reduceras sannolikt miljö- och hälsorisker i området och förutsättningar för att uppnå god kemisk och ekologisk status i ytvattenförekomsten Ärr förbättras.

### 13.5 Övervakad naturlig självrening

Övervakad naturlig självrening innebär att sediment med tiden överlagras och att bottenfauna på sikt inte får någon kontakt med förorenat sediment. Metoden förutsätter att överlagring sker och att källor på land och i Kristinedalsdammen är åtgärdade eller kommer att åtgärdas. Metoden fungerar bäst på föroreningar som inte bioackumuleras. Denna metod bedöms därmed inte som tillämplig i aktuellt fall.

Till viss del kan naturlig självrening bidra till att reducera halter i sediment och fisk efter åtgärd med tunnskiktstäckning med aktivt kol enligt ovan.

## 14 Åtgärdsalternativ

Administrativa restriktioner avseende intag av fisk bör genomföras omgående oavsett vilket åtgärdsalternativ som väljs.

Åtgärdsalternativ som har bedömts som tillämpliga har kombinerats nedan och riskvärderas därefter. Följande åtgärdsalternativ och kombinationer av alternativ beskrivs nedan.

- Åtgärdsalternativ 0 Nollalternativet
- Åtgärdsalternativ 1 Avhjälpande åtgärder med schakt
- Åtgärdsalternativ 2 Avhjälpande åtgärder kombination schakt och muddring
- Åtgärdsalternativ 3 Avhjälpande åtgärder med schakt och övertäckning

I avhjälpande åtgärder med schakt ingår schakt i samtliga områden med förorenad jord över riktvärden.

#### 14.1 Åtgärdsalternativ 0: nollalternativ

Nollalternativet innebär att inga åtgärder vidtas och att miljö- och hälsorisker kvarstår.

Administrativa åtgärder med restriktioner avseende intag av fisk bör genomföras.

#### 14.2 Åtgärdsalternativ 1: avhjälpande åtgärder med schakt

Schakt, borttransport och uppläggning på annan plats av förorenade massor från bruksområdet, upplag från Dorren, deponi öster om mesaupplaget och den nyupptäckta deponin vid Ärr.

Entreprenadarbeten påverkar omgivningen med ökade transporter, sämre luftkvalitet, energiförbrukning, buller i åtgärdsskedet. Miljö- och hälsorisker minimeras pga. åtgärder m.h.t. nuvarande och framtida markanvändning. Förutsättningar för markekosystem förbättras på sikt. Om inget intag av fisk sker så föreligger sannolikt inga hälsorisker. Bioackumulation av föroreningar i akvatiskt liv i Ärr fortgår.

#### 14.3 Åtgärdsalternativ 2: kombination schakt och muddring

Avhjälpande åtgärder med schakt av förorenade massor, borttransport till mottagningsanläggning, återställning i mark inom bruksområdet, mesaupplag, slam från Dorren samt två deponiområden.

Efter att avhjälpande åtgärder har genomförts i mark kan muddring genomföras i Kristinedalsdammen och norra Ärr.

Miljö- och hälsorisker minimeras på land pga. åtgärder i mark och i recipient. Förutsättningar för markekosystem och akvatisk miljö förbättras på sikt. På längre sikt kan fisk och kräftor från norra Ärr sannolikt intas utan risk för hälsa.

#### 14.4 Åtgärdsalternativ 3: schaktsanering och övertäckning

Schakt, borttransport och uppläggning på annan plats av förorenade massor från bruksområdet, upplag från Dorren, deponi öster om mesaupplaget och deponi norr om Ärr samt övertäckning av förorenade sediment.

Avhjälpande åtgärder på land bör genomföras innan övertäckning i Kristinedalsdammen och norra Ärr påbörjas.

Entreprenadarbeten påverkar omgivningen med ökade transporter, sämre luftkvalitet, energiförbrukning, buller i åtgärdsskedet. Miljö- och hälsorisker minimeras pga. åtgärder m.h.t nuvarande markanvändning. Risker med intag av fisk kvarstår. Bioackumulation av föroreningar i akvatiskt liv i Årr fortgår.

Miljö- och hälsorisker minimeras på land pga. åtgärder i mark och recipient. Förutsättningar för markekosystem förbättras på sikt. På längre sikt förbättras förutsättningar för den akvatiska miljön och fisk och kräftor från norra Årr kan sannolikt intas utan risk för hälsa.

## 15 Riskvärdering

För att kunna värdera de olika åtgärdsalternativen bedöms en kombination av åtgärder.

Riskvärderingen av olika åtgärdsalternativ i samband med riskvärderingsfasen vid efterbehandling av förorenade områden har genomförts genom en poängbaserad riskvärdering i SAMLA 2.5 (SGI, 2023) och med stöd av vägledning 7 från SGI (SGI, 2022).

SAMLA 2.5 bygger på så kallad multikriterieanalys som är en flexibel metod för att jämföra alternativ inför beslut.

SAMLA har sin utgångspunkt i konceptet hållbar utveckling, d.v.s. de åtgärder som vidtas vid förorenade områden ska vara hållbara ur ett miljömässigt, socialt och ekonomiskt perspektiv. En mängd olika aspekter (kriterier) kan värderas och metodiken är enkel och bygger på poängbaserad riskvärdering. Vid tillämpning av verktyget är tanken att de olika aktörerna i projektet ska involveras aktivt i värderingsarbetet.

Kriterierna värderas genom att de tilldelas poäng som anger hur väl respektive åtgärdsalternativ presterar. Målet är att poängen ska spegla storleksordningen på de effekter som åtgärderna leder till. Eftersom kriterierna kan vara olika betydelsefulla kan de tilldelas vikter som speglar deras betydelse; stor betydelse ger hög vikt. Hur bra respektive åtgärdsalternativ är kan därefter beräknas med hjälp av poängen och vikterna. Beräkningen är illustreras enligt följande.

1. Poäng och vikt multipliceras för varje kriterium
2. För varje åtgärdsalternativ summeras den viktade poängen för samtliga kriterier
3. Det åtgärdsalternativ med högst viktad poäng bedöms som det lämpligaste

Enligt SGI Vägledning 7 ska principen om enkelhet följas så att ett robust beslut kan fattas.

### 15.1 Förslag på kriterier

Inledningsvis så viktas ett antal kriterier inbördes för respektive hållbarhetsdimension ekologisk, social och ekonomisk.

För varje kriterium bedöms den relativa viktningen för respektive hållbarhetsdimension. Om de sociala, miljömässiga och ekonomiska kriterierna bedöms som lika viktiga så viktas de med 1/3 vardera.

Kriterierna värderas genom att de tilldelas poäng som anger hur väl respektive åtgärdsalternativ presterar. Målet är att poängen ska spegla storleksordningen på de effekter som åtgärderna leder till. Eftersom kriterierna kan vara olika betydelsefulla kan de tilldelas vikter som speglar deras betydelse; stor betydelse ger hög vikt.

För den ekologiska dimensionen viktas följande kriterier, beroende på hur viktiga de bedöms vara för aktuellt område.

1. Utsläpp till luft, växthusgaser, försurning
2. Jord och mark, till exempel markekosystem, återfyllnadsmassor
3. Grundvatten, föroreningshalter
4. Ytvatten och sediment, föroreningshalter
5. Ekologi, effekter på skyddsobjekt, näringsväven med sekundärförgiftning
6. Naturresurser och avfall, energiförbrukning, generering av avfall

För den sociala dimensionen finns följande kriterier:

7. Hälsa och säkerhet, risker, effekter p g a föroreningar
8. Etik och jämlikhet, rättvisa åt nuvarande och kommande generationer, till exempel vid kvarlämnande av förorening
9. Närmiljö, buller, störningar (damning, trafik, lukt) i entreprenadskedet, vitalisering av området
10. Lokalsamhälle, påverkan på områdets attraktionskraft, fastighetsvärde, rekreation
11. Osäkerhet och evidens, kvalitet på undersökningar, konceptuell modell, åtgärdsteknik

Den ekonomiska dimensionen omfattar följande kriterier:

12. Direkta kostnader och nyttor, avhjälpande åtgärders direkta kostnader och intäkter, minskade kostnader för pågående skyddsåtgärder som upphör,
13. Indirekta kostnader och nyttor – ekonomiska störningar i omgivningen p g a åtgärder, tillfälligt minskade intäkter, fastighetsvärdesförändring, förändrat företagsklimat
14. Inducerade kostnader och nyttor, etablering av nya företag, ekonomiska verksamheter p g a åtgärd, ekonomiska nyttor av ny åtgärdsteknik, effekter på lokal arbetsmarknad, kunskapshöjning, ökad anställningsbarhet för individer
15. Beständighet och flexibilitet, åtgärders beständighet, behov av längre tids kontrollprogram, övervakning, eventuella restriktioner avseende intag av fisk under åtgärdsfasen, åtgärdens motståndskraft mot klimatförändringar, möjligheter att justera åtgärd om kunskap om föroreningssituationen ändras, åtgärdens ekonomiska känslighet för förändringar i projektbudget över tid

## 15.2 Bedömning och viktning av kriterier

För aktuellt område Fengersfors Knarrbyn så bedöms den sociala dimensionen påverka lokalsamhället och följande kriterier viktas något högre inbördes jämfört med andra kriterier.

- Hälsa och säkerhet med koppling till risker och effekter med intag av fisk
- Lokalsamhället och påverkan på områdets attraktionskraft
- Etik och jämlikhet om att lämna föroreningar till kommande generationer

- Indirekta kostnader och nyttor m h t förändring av företagsklimat, ekonomiska störningar

Varje åtgärdsalternativ Nollalternativet samt Alternativ 1-3 bedöms m h t respektive kriterium på kort sikt (i entreprenadskedet) och lång sikt (framtiden).

### 15.3 Genomförande riskvärdering

SAMLA 2.5 utgår från relativ värdering, vilket innebär att man ska bedöma hur mycket bättre eller sämre ett alternativ är jämfört med referensalternativet (Alt 0, nollalternativet).

Bedömningarna ska göras jämfört med nollalternativet på kort sikt. Det innebär att man kan sätta "0" i alla celler på översta raden (nollalternativet, kort sikt). Alla jämförelser görs därefter med nollalternativet som referens.

Metodiken enligt SAMLA 2.5 genomgås nedan flik för flik i excelfilen.

#### 15.3.1 Beskrivning metodik

I fliken *Inställningar* redovisas grundinställningarna med två olika tidsperspektiv, referensalternativ (nollalternativet), poäng- och viktningsskala, fördefinierade kriterier och hållbarhetsdimensioner.

Fliken *Förslag kriterier* redovisar samtliga kriterier inom respektive dimension.

I fliken *Matris 1* redovisas övergripande åtgärds mål kortfattat tillsammans med Åtgärdsalternativ 0 till Åtgärdsalternativ 3 tillsammans med risker och konsekvenser. Åtgärdsalternativen beskrivs mer ingående i Åtgärdsutredning ovan.

Längst ned i Matris 1 kan användares egna kommentarer skrivas in.

I *Matris 2* går man därefter igenom viktning och påverkan för respektive kriterium på kort och lång sikt. Motivering till bedömning redovisas kortfattat i respektive ruta och poäng jämfört med Alternativ 0, nollalternativet, ansätts.

Längst ned i Matris 2 kan användarens egna kommentarer skrivas in.

Fliken *Matris 3* redovisar den oviktade bedömningen.

Fliken *Matris 4* redovisar den viktade bedömningen. Den viktade bedömningen ska gruppen med berörda som deltar vid Riskvärderingsmötet vara eniga kring. Bedömningen ska redogöras för.

Man kan därefter gå tillbaka till respektive flik och justera vikt och poäng så att man kan enas kring hållbarhetsdimensionerna.

### 15.4 Resultat riskvärdering

Resultat efter riskvärderingsmötet med berörda kommer att sammanställas.

## 16 Projekteringsdirektiv

Anmälan miljöfarlig verksamhet för avhjälpande åtgärder ska tas fram.



En Ansökan om tillstånd för vattenverksamhet ska tas fram inför avhjälpande åtgärder i vatten -muddring och/eller övertäckning av sediment-.

Kontrollprogram för både miljöfarlig verksamhet och vattenverksamhet ska tas fram.

## 17 Slutsatser och rekommendationer

Genomförda undersökningar i jord, grundvatten, ytvatten, sediment och fisk påvisar miljö- och hälsorisker. Miljö- och hälsorisker förekommer ställvis inom bruksområdet, nedströms mesaupplaget, inom två deponiområden, i sediment i Kristinedalsdammen och i Ärr. Hälsorisker föreligger i samband med intag av fisk från hela Ärr. Hälsorisker föreligger i samband med intag av kräftor från norra Ärr. Avhjälpande åtgärder bedöms därför som nödvändiga.

Sambandet mellan miljörisker i sediment och hälsorisker med intag av fisk och kräftor från Ärr är inte tydligt klarlagt och bör utredas. Ett platsspecifikt åtgärds mål bör utredas inför åtgärder.

Administrativa åtgärder med restriktioner avseende intag av fisk och kräftor från Ärr bör införas omgående.

Avhjälpande åtgärder bör föregås av kompletterande undersökningar och avgränsning av föroreningshalter i jord inom bruksområdet, väster och söder om mesaupplaget, upplag från Dorren och inom två deponiområden.

Avhjälpande åtgärder på land bör genomföras innan åtgärder i sediment genomförs.

Åtgärdsutredningen har studerat möjliga åtgärdsalternativ med syfte att minska miljö- och hälsorisker inom undersökningsområdet.

Åtgärdsutredningen beskriver möjliga åtgärder och åtgärdsalternativ har utarbetats. Åtgärder som bedöms som möjliga är schakt av förorenad jord med halter över riktvärden för MKM och platsspecifika riktvärden, muddring av sediment samt övertäckning av sediment i norra Ärr.

Åtgärdsalternativ med avhjälpande åtgärder med schakt och borttransport av förorenade jordmassor, administrativa restriktioner, muddring och övertäckning av sediment med aktivt kol har riskvärderats.

Riskvärderingen har genomförts som en multikriterieanalys i SAMLA 2.5. I riskvärderingen har respektive åtgärdsalternativ, inklusive nollalternativet, värderats inom respektive hållbarhetsdimension, ekologisk, social och ekonomisk. Inom respektive hållbarhetsdimension har varje kriterium viktats efter hur stor påverkan de bedöms ha på undersökningsområdet på kort och lång sikt.

Ett riskvärderingsmöte kommer att genomföras med samtliga berörda.

## 18 Referenser

- AFRY. (2022-08-03). *Provtagningsplan Huvudstudie Fengersfors Knarrbyn*.
- Avfall Sverige. (2019). *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor (Rapport 2019:01)*. Malmö: Avfall Sverige.
- Bergkvist, P., Ahmed, T. M., Broman, F., & Aune, M. (2021). *L2021 nr 15 Kontroll av dioxiner och PCB i livsmedel 2014-2020. Livsmedelsverkets rapportserie*. Uppsala: Livsmedelsverket.
- CCME. (2023). *Summary table-Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Freshwater and Marine ISQG/PEL*. Hämtat från CCME Canadian Council of Ministers of the Environment: <https://ccme.ca/en/summary-table>
- Efsa. (den 20 11 2018). *Dioxins and related PCBs: tolerable intake level updated*. Hämtat från esfa European Food Safety Authority: <https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/dioxins-and-related-pcb-tolerable-intake-level-updated>
- Enell, M., & von Post, H. (1989). *Utredning angående möjliga metoder för PCB-sanering av Järnsjön - Rapport B930*. Stockholm: Institutet för vatten och luftvårdsforskning (IVL).
- Fröberg, M., Wernersson, A-S., Hermansson, S., & Bengtsson, H. (2021). *Bedömning av förorenade områdets belastning på yt- och grundvatten*. Hämtat från SGI: <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:swedgeo:diva-974>
- Golder Associates AB. (2014). *UTKAST-Förstudie, Historik - Fengersfors-Knarrbyån, 2014-06-04*. Golder Associates AB.
- Golder Associates AB. (2015). *Förstudie av bruksområde och recipient, Fengersfors-Knarrbyn, 2015-05-15*. Golder Associates AB.
- Hannah, T. J., Megson, D., & Sandau, C. D. (2022). A review of the mechanisms of by-product PCB formation in pigments, dyes and paints. *Science of the Total Environment* 852(5), 158529.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2016). *Miljögifter i vatten, klassificering av ytvattenstatus Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Rapport 2016:26*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten.
- Havs- och Vattenmyndigheten. (2019). *Klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25)*. Havs- och vattenmyndighetens.
- KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 . (den 19 december 2006). *KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel*.
- Lantmäteriet. (2021). *Min karta*. Hämtat från <https://minkarta.lantmateriet.se/>
- Liljemarks Consulting AB. (2020). *Fengersfors-Knarrbyn, Förstudie, 2019-11-29 rev. 2020-01-24*. Liljemarks Consulting AB.

- Livsmedelsverket. (den 18 Januari 2023). *Kvicksilver*. Hämtat från Livsmedelsverket: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver>
- Länsstyrelserna. (den 02 12 2021). *EBH-kartan*. Hämtat från EBH-kartan: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>
- Miljödirektoratet. (2020). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020*. Miljödirektoratet.
- Naturvårdsverket. (2009). *Rapport 5977. December2009. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2009, rev 2016, rev 2022). *Riktvärden för förorenad mark: Modellbeskrivning och vägledning (Rapport 5976)*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2010). *Återvinning av avfall (Handbok 2010:1)*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (04 2023). *PCB i miljön*. Hämtat från Naturvårdsverket: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/organiska-miljogifter/pcb-i-miljon/>
- Naturvårdsverket. (2023a). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet*. Hämtat från <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/miljoovervakning/bedomningsgrunder/>
- Naturvårdsverkets. (1999). *Rapport 4913 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag*. Stockholm: Naturvårdsverkets.
- SGF. (2023). *Åtgärdsportalen*. Hämtat från <https://www.atgardsportalen.se/>.
- SGI. (2008). *Information 1, Jords egenskaper, 5:e utgåvan*. SGI.
- SGI. (2016). *In-situ övertäckning av förorenade sediment. SGI Publikation 30-1*. Linköping: SGI.
- SGI. (den 07 04 2017). *Att utvärdera data-Mer information-Beräkningsvertyg och hjälpmedel-Beräkningsvertyg för statistisk utvärdering version 2 (excel format)*. Hämtat från Statens geotekniska institute-SGI: <https://www.sgi.se/sv/vagledning-i-arbetet/foroerade-omraden/fran-inventering-till-atgard/undersokning-och-datautvardering/datautvardering/>
- SGI. (2022). *Vägledning 7. Riskvärdering vid förorenade områden. Arbetsgång för hållbara åtgärder*.
- SGI. (2023). <https://www.sgi.se/sv/produkter--tjanster/verktyg/samla-foroerade-omraden/>.
- SGU. (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU-rapport 2013:01*. SGU.
- SGU. (2017). *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment, Rapport 2017:12*. Uppsala: SGU.

- SGU. (den 12 11 2021a). *Jordarter 1:25000-1:100000*. Hämtat från SGU kartvisare:  
<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html#>
- SGU. (den 12 11 2021b). *Jorddjup*. Hämtat från SGU Kartvisare:  
<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jorddjup.html#>
- SGU. (den 12 11 2021c). *Brunnar*. Hämtat från SGU Kartvisare:  
<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-brunnar.html>
- Sobek, A. (2005). *Uptake Processes of Polychlorinated Biphenyls at the Base of the Pelagic Food Web*. Stockholm: Stockholms universitet.
- Vattenmyndigheterna. (2021). *Miljögifter i ytvatten – Vattenmyndigheternas kompletterande riktlinjer för statusklassificering och riskbedömning under vattenförvaltningscykel 2016-2021*. VISS.
- Versar, Inc. (1977). *PB-271 017-PCBs involvement in the pulp and paper industry.1977-02-25*. Washington D.C.: Environmental Protection Agency.
- VISS. (2022). *Vattenkartan*. Hämtat från VISS Vatteninformationssystem Sverige:  
<https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399>
- Västra Götalands län. (den 09 03 2023). *Informationskartan Västra Götaland*. Hämtat från Område av riksintresse för friluftsliv i Västra götaland län, Dalslands sjö- och kanalsystem: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=023f6dde755f41c5a719b111ddfb80ed>
- Åmåls kommun. (2021). *Teknisk beskrivning Fengersfors, 2021-05-17*. Åmåls kommun.
- Åmåls kommun. (2023a). *Översiktsplan (ÖP) 2013, Åmåls kommun, April 2014*. Hämtat från Åmåls Kommun:  
[https://www.amal.se/media/369179/%C3%96P\\_%C3%85m%C3%A5L\\_LK%20april%202014\\_webb.pdf](https://www.amal.se/media/369179/%C3%96P_%C3%85m%C3%A5L_LK%20april%202014_webb.pdf)
- Åmåls kommun. (2023b). *LIS-plan, Landsbygdsutveckling i strandnära lägen (LIS). Tematiskt tillägg till ÖP 2013*. Hämtat från Åmåls Kommun:  
<https://www.amal.se/media/472397/lis-plan-for-amals-kommun.pdf>