

Grovanalys för riskvärdering av förorenade områden i tidigt skede – GRAF

RAPPORT 5892 • FEBRUARI 2009



Kunskapsprogrammet

**HÅLLBAR
SANERING**



Grovanalys för riskvärdering av förorenade områden i tidigt skede - GRAF

Metod för sammanvägning av ekologiska, ekonomiska och
sociokulturella aspekter vid miljöriskvärdering

Sonja Blom, FB Engineering AB
Maria Nilsson, FB Engineering AB
Elisabeth Hansson, FB Engineering AB
Ann-Sofie Wernersson, FB Engineering AB

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5892-0

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB

Omslag: Foto: Jesper Mårtensson, FB Engineering AB

Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Denna rapport redovisar projektet ”Grovanalys för riskvärdering av förorenade områden i tidigt skede - GRAF” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Rapporten beskriver en metod för riskvärdering av förorenade områden i ett tidigt skede där förutom hälsa/miljöaspekter även ekonomiska och sociokulturella aspekter undersöks. Dessutom ges förslag på metodik för hur värden av varierande karaktär sedan kan sammanvägas och vara vägledande under prioriteringsprocessen inför eventuellt fortsatta studier av området, exempelvis MIFO fas 1 och/eller 2, en platsspecifik bedömning eller annan utredning/insats.

I arbetet med att utveckla metoden har en referensgrupp använts, bestående av experter inom relevanta discipliner såsom medicin och hållbar utveckling, miljöjuridik, ekotoxikologi, förorenad mark och riskanalys. Referensgruppen har deltagit vid två seminarier/workshops då metoden presenterats och testats. Metoden har sedan validerats genom att ett fiktivt/halvt verkligt fall prövats 3 gånger dels med referensgruppen dels med personer från Länsstyrelse och kommun. Ytterligare validering bör dock ske för att undersöka och konfirmera att metoden ger ett utfall som är representativt och riktigt för fler fall än de som använts vid valideringen.

Rapporten har författats av Sonja Blom (dr i ekotoxikologi), Maria Nilsson (dr i naturgeografi), Elisabeth Hansson (med mångårig erfarenhet från kommunalt arbete med förorenad mark) och Ann-Sofie Wernersson (dr i ekotoxikologi, med bland annat erfarenhet av undersökningar av förorenade sediment samt miljöriskbedömning av kemikalier enligt EU-lagstiftning), samtliga vid FB Engineering AB. I projektgruppen har även ingått Gert Swenson (riskanalytiker, FB Engineering AB), Göran Davidsson (riskanalytiker, FB Engineering AB som bland annat skrivit "Handbok i riskanalys"), Sara Nimark (fil mag Miljövetenskap FB Engineering AB), och Jonathan Moses (dr i Medicin, FB Engineering AB).

Värdefulla synpunkter och förslag till ändringar har mottagits av referensgruppen bestående av professor Karl-Henrik Robért, grundare av "Det naturliga steget", professor i hållbar produktutveckling vid Blekinge tekniska Högskola; dr Jenny Norrman forskare på SGI och aktiv i flera projekt inom ”Hållbar sanering”; professor Åke Larsson, ingår i bl a Naturvårdsverkets expertgrupp för miljökvalitetsnormer, professor i Tillämpad Miljövetenskap vid Göteborgs Universitet; Monica Börjesson, ledamot i Miljödomstolen, universitetsadjunkt i miljöjuridik vid Göteborgs Universitet. Värdefulla kommentarer har även erhållits från Astrid Nuñez, doktorand i Miljöekonomi vid Göteborgs Universitet samt de personer som deltagit vid test av metoden i Lerum och Göteborg.

Författarna vill särskilt tacka följande personer som deltagit vid test av modell och gett värdefulla kommentarer vilka, i många fall, har inarbetats i rapporten: dr Hillevi Upmanis, Länsstyrelsen Västra Götaland; Per Haglind, Stadsläkare, Miljöförvaltningen Göteborgs Stad; Eva Mathson, Miljöinspektör, Miljöförvaltningen Göteborgs Stad; Evelina Eriksson, Miljöplanerare, Stadsbyggnadskontoret, Översiktsplaneavdelningen

Göteborgs Stad; Ove Skillbäck, Fastighetsvärderare, Fastighetskontoret Göteborgs Stad; Anna Pettersson, Samhällsbyggnadssektorn Miljöenheten Lerums kommun; Karolina Embring, Samhällsbyggnadssektorn Plan och markenheten Lerums kommun samt Gunilla Romvall, Sektor Individ och Familjeomsorg Lerums kommun

Mats Tysklind, Umeå Universitet var kontaktperson för Hållbar Sanering. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket februari 2009

Innehåll

SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	9
1 INLEDNING	11
1.1 Bakgrund	11
1.2 Syfte	13
1.3 Metod/Genomförande	13
1.4 Rapportens upplägg	14
2 UTVÄRDERING AV METODER	15
2.1 Val av metod till GRAF	15
2.2 MIFO fas 1 och 2	17
2.3 Riskanalysmetoder för tekniska och organisatoriska system	18
2.3.1 Grovanalys	18
3 METODBESKRIVNING GRAF	21
3.1 Faktorer för konsekvensbedömning	22
3.2 Osäkerhetsbedömning	23
3.3 Riskmatris - sammanvägning av uppskattade värden	24
3.4 Analysunderlag	25
3.4.1 Analysgrupp	25
3.4.2 Analysprotokoll	26
3.4.3 Ledord- Frågebas	28
4 EKOLOGISKA FAKTORER I GRAF	30
4.1 Föroreningars farlighet	30
4.2 Exponeringsgrad	35
4.3 Spridningsförutsättningar	36
5 EKONOMISKA OCH ANDRA VÄRDEFAKTORER I GRAF	38
5.1 Pågående användning och potentiellt värde	40
5.2 Skyddsvärden	41
6 SOCIOKULTURELLA FAKTORER I GRAF	43
6.1 Oro	44
6.2 Beteendeförändringar	45
6.3 Delaktighet	46
7 RESULTAT FRÅN UTFÖRT TESTFALL	48

8 SLUTSATSER OCH FORTSATT ARBETE	53
8.1 Frågor från genomförda test av metoden	54
9 REFERENSER/LITTERATUR	56
BILAGA A: VÄRDERING AV KONSEKVENSER ENLIGT BEFINTLIG MIFO	59
BILAGA B: DETALJERADE KRITERIER FÖR UTFASNINGSSÄMNER I PRIORITERINGSDATABASEN (PRIO)	63
BILAGA C: DETALJERADE KRITERIER FÖR RISKMINSKNINGSSÄMNER I PRIORITERINGSDATABASEN (PRIO)	67
BILAGA D EXEMPEL PÅ IFYLLDA BLANKETTER	69
BILAGA E TABELLER OCH BLANKETTMALLAR	77

Sammanfattning

Ett av de svenska miljömålen är "Giftfri Miljö" och två av delmålen berör efterbehandling av förorenade områden. Åtgärder på förorenade områden är dock ofta förknippade med höga kostnader. På kort sikt är det därför inte möjligt att åtgärda samtliga objekt som identifierats, varför det är nödvändigt att prioritera mellan olika projekt samt avgöra en rimlig omfattning av efterbehandlingsinsatserna vid de utvalda projekten. Ekologiska, ekonomiska och sociala dimensioner ska beaktas vid denna prioritering.

Miljöriskbedömningar för förorenade områden görs idag utifrån Naturvårdsverkets "Metod för Inventering av Förorenade Områden", MIFO¹. Här läggs stor vikt vid ekologiska och hälsorelaterade aspekter. Dessutom har de som arbetar med dessa bedömningar ofta en naturvetenskaplig bakgrund. Därför behandlas sociokulturella och ekonomiska aspekter oftast i betydligt mindre omfattning, vilket kan ge upphov till en felaktig prioritering sett ur ett hållbarhetsperspektiv. Ytterligare ett steg i beslutsfattandet har därför behövts, där även samhällsrelaterade aspekter beaktas i miljö- och hälsoriskvärderingen på ett systematiskt sätt. Flera tidigare rapporter inom programmet Hållbar sanering har även tidigare pekat på detta behov^{2,3}.

Målsättningen med detta arbete har varit att ta fram ett användbart verktyg för att kunna göra en tvärvetenskaplig bedömning som tidigt leder till en kostnadseffektiv prioritering av områden som ska efterbehandlas. Modellen ska vara enkel att använda trots att den inkluderar många kunskapsfält.

Den metod som till slut valdes ut är bland annat baserad på den ursprungliga MIFO-metoden men även sk "grovanalys" - en metod för tekniska och organisatoriska riskanalyser som görs i ett tidigt skede och där risker för påverkan på människa, miljö och ekonomi traditionellt värderas samlat. Denna metod används traditionellt inom industrin men har här applicerats och modifierats för förorenade områden. Frågeställningar i metoder som redan finns för övergripande ekologiska/medicinska, ekonomiska och sociala riskbedömningar i Sverige och internationellt har värderats, för att hitta angreppssätt som är tillämpbara på förorenade områden.

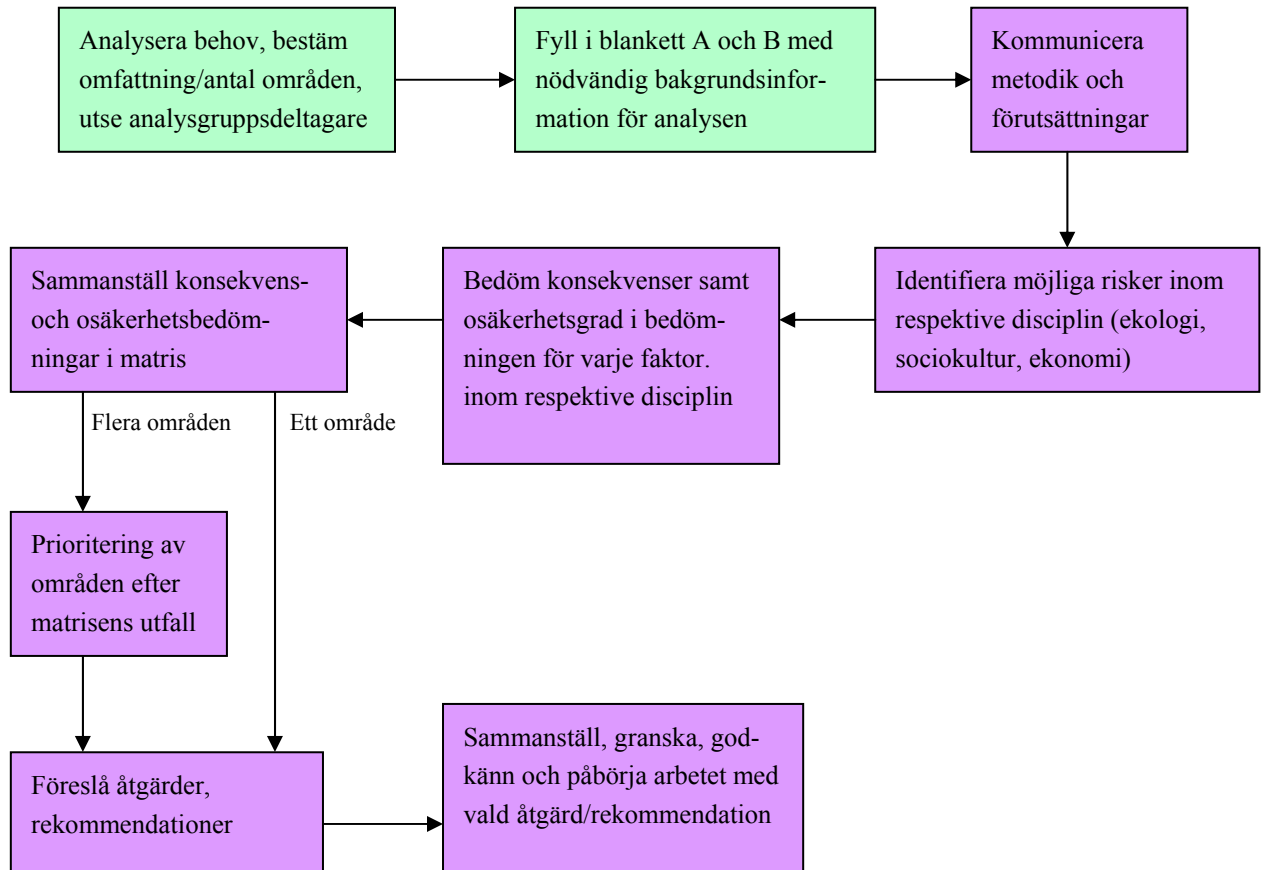
Metoden som beskrivs i denna rapport redovisas schematiskt och förklaras i figur 4 och i kapitel 3 samt kortfattat här nedan. Metoden bygger på att en analysgrupp bestående av personer med goda och kompletterande kunskaper om objektet gör en övergripande riskidentifiering för objektet. Förutom hälsa/miljö-aspekter undersöks även ekonomiska och sociokulturella aspekter, varför det är bra om samtliga discipliner är representerade. De faktorer som värderas inom respektive disciplin är föroreningars farlighet, exponeringsgrad, spridningsförutsättningar, nuvarande värde, potentiellt värde, skyddsvärde, oro, beteendeförändringar och delaktighet. För att bedömningen ska bli så systematisk som möjligt har de till sin hjälp tabeller för konsekvens- och osäkerhetsbedömningar, analysprotokoll och checklista med ledord/frågor. Sammanvägningen av de olika faktorerna görs med hjälp av en riskmatris, vilken är vägledande under prioriterings-

¹ Naturvårdsverkets rapport 4918

² Naturvårdsverkets rapport 5615

³ Naturvårdsverkets rapport 5537

processen inför eventuellt fortsatta studier av området, exempelvis MIFO fas 1 och/eller 2, en platsspecifik bedömning eller annan utredning/insats.



Figur 4 Schematisk beskrivning av arbetsflödet i GRAF som beskrivs i denna rapport. Gröna rutor utförs innan analystillfället; lämpligen av representant från miljökontor eller liknande. Lila rutor utförs under analystillfället gemensamt av analysgruppen.

Test av modellen har genomförts med tre olika testgrupper. Vid första tillfället med en referensgrupp, andra tillfället med representanter från stadsbyggnadskontoret, sociala kontoret och miljökontoret i en mindre kommun och vid tredje tillfället med representanter från en större kommun samt länsstyrelse. Själva testfallet har bestått av ett fall där uppgifter från en genomförd riskbedömning enligt MIFO placerats på en annan ort än i det verkliga fallet.

Resultatet har jämförts med den riskbedömningen enligt MIFO som genomförts för området. Trots att analysen utfördes på mycket kort tid (ca 1-2 timmar) och med begränsad mängd ingångsdata lyckades grupperna göra i stort sett samma värdering för de faktorer som är gemensamma med MIFO (föroreningars farlighet, spridningsförutsättningar och skyddsvärde). Detta visar på att metoden kan vara en bra översiktlig och tidsbesparande metod för att prioritera de områden där en komplett MIFO riskbedömning bör utföras.

Summary

One of Sweden's Environmental Objectives is "A Non-Toxic Environment" and two of its interim targets are related to the remediation of contaminated sites. However, remediation measures are often connected to high costs. In a short term perspective it is not possible to remediate all identified areas. Therefore it is necessary to prioritize between different projects and to choose as to what extent the remediation measures are reasonable, considering aspects related to ecology, economy and social dimensions.

Environmental risk assessments for contaminated areas are today performed according to a method called "Metod för Inventering av Förorenade Områden" MIFO¹. This method is largely dealing with ecological and health related aspects. In addition, the persons responsible for assessing these areas usually have a background in natural sciences. Therefore, economic and social aspects are considered in a much lower degree, which may be in conflict with a sustainability perspective. Another stage in decision making is necessary where aspects related to society are assessed in a systematic way. Several previous reports in the programme "Hållbar Sanering" (Sustainable Remediation) have also pointed out this need^{2,3}.

The aim of this project was to develop a useful tool for multiscientific assessments of contaminated areas at an early stage, to obtain a cost effective prioritization of areas to be remediated. The model should be simple to use in spite of involving many disciplines of knowledge. Methods already in use to perform ecological/medical, economical and social risk assessments in Sweden and world wide have been evaluated to find those suitable for contaminated sites.

The method that was finally chosen is in part based on the present model (MIFO) but also on Preliminary Hazard Analysis - a risk assessment method used for applications in technical and organizational areas in industry at an early stage and where it is a tradition to include factors related to humans, environment and economy. The method is schematically described in figure 1.

The method described in this report is graphically presented in figure 4 below (further described in chapter 3). A working group consisting of people with good knowledge about the contaminated area, its surroundings and the community will identify general risks related to health/environment, economy and social aspects. All disciplines should therefore be represented. To obtain a systematic assessment, the working group is analysing the situation based on tables with assessment factors for different consequences and uncertainties, analytical protocols and checklists. The evaluation based on all factors and used in the prioritisation process for what further action to take (such as in depth investigations, information efforts or remediation) will be done using a risk matrix.

¹ Swedish environmental agency report 4918

² Swedish environmental agency report 5615

³ Swedish environmental agency report 5537

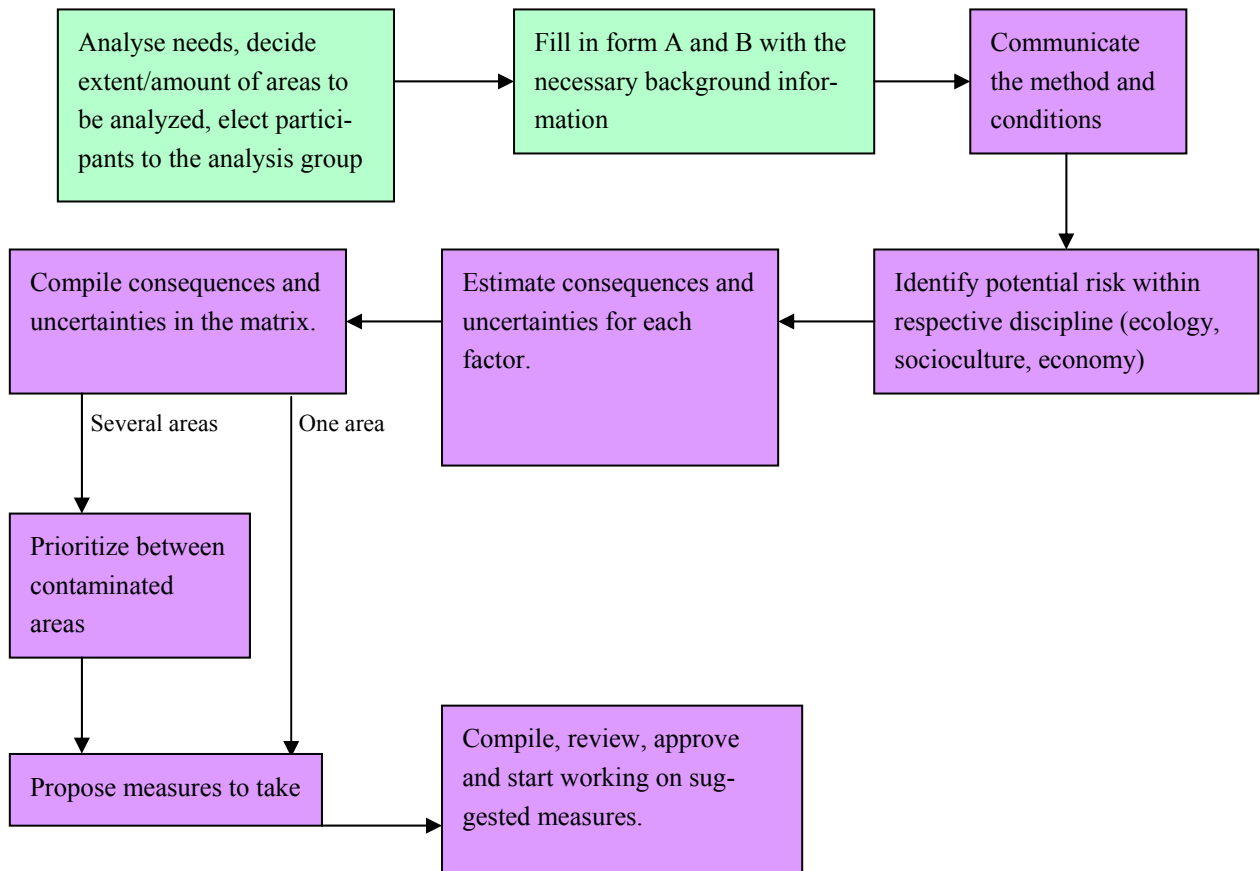


Figure 4 Graphic description of the work flow in GRAF. Green boxes shall be performed before the analysing meeting by a representative or group from the environmental office in the municipality. Purple boxes shall be performed during the analysing meeting by the analysing group.

The method has been tested with three different test groups. The first test was performed with a reference group, the second with a smaller municipality and the last with a larger municipality and local authorities representing different areas such as for example city planning office, the environmental office. The test case were based on a case were a MIFO judgement has been performed but the location were changed in the test case.

The result has been compared to the already performed MIFO judgment. The analysing groups made nearly the same judgment as MIFO even though the test was performed during a short meeting (1-2 hours) and with limited amount of information. This shows that the method can be a good survey and time saving method to prioritize between contaminated sites.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Ett förorenat område är en deponi, mark, grundvatten, sediment eller byggnad som är så förorenat av en punktkälla att halterna påtagligt överskrider lokala/regionala bakgrundshalter. Numera räknar Naturvårdsverket med att de flesta potentiellt förorenade områden är identifierade och det totala antalet uppgår till cirka 80 000⁴, varav ett trettioal⁵ innebär akuta risker för miljö och hälsa.

Under Sveriges miljömål "Gifrfri Miljö" finns två delmål relaterade till förorenad mark.

Delmål 6: "Samtliga förorenade områden som innebär akuta risker vid direktexponering och sådana förorenade områden som i dag, eller inom en nära framtid, hotar betydelsefulla vattentäkter eller värdefulla naturområden skall vara utredda och vid behov åtgärdade vid utgången av år 2010."

Delmål 7: "Åtgärder skall under åren 2005–2010 ha genomförts vid så stor andel av de prioriterade förorenade områdena att miljöproblemet i sin helhet i huvudsak kan vara löst allra senast år 2050."

Troligen kommer en majoritet av det trettioalet områden som idag innebär akuta risker att vara under åtgärdande eller åtminstone vara temporärt åtgärdade till år 2010⁶, men samtliga områden kommer troligen inte att hinnas med. Antalet förorenade områden kommer dessutom troligen att fortsätta öka i takt med att flera områden utreds/exploateras och den allmänna kunskapsnivån inom miljöområdet ökar. Omfattande undersökningar och särskilt åtgärder på förorenade områden är ofta förknippade med mycket höga kostnader. Det är därför inte möjligt att åtgärda samtliga identifierade objekt, utan en prioritering måste göras. Denna bör ske på ett tidigt stadium för att man ska kunna fokusera resurserna på de objekt som bör utvärderas ytterligare och senare eventuellt åtgärdas.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering är en del av Naturvårdsverkets arbete med att nå miljömålet Giftfri miljö. Bidrag ges därmed till olika aktiviteter i syfte att stärka utveckling och kunskapsspridning inom området "Efterbehandling av förorenade mark- och vattenområden". Ett femtiotal projekt inom sju olika delområden har beviljats anslag: "Miljö- och samhällsekonomi", "Riskbedömning", "Riskkommunikation", "Riskvärdering", "Undersökningsmetoder", "Utbildning" och "Åtgärdslösningar". Denna rapport ingår i delområdet "Riskvärdering".

Riskvärdering av förorenade områden innebär att väga samman miljömässiga, tekniska, ekonomiska och andra aspekter för att bestämma en rimlig nivå för efterbehandling. Riskvärdering är en relativt ny företeelse i saneringsprojekt och denna rapport föreslår en metodik som väger samman både ekologiska, hälsomässiga, ekonomiska och sociokulturella faktorer. Projektet berör därmed även andra delområden

⁴ Miljömålsportalen, indikatorn förorenad mark, 2007-10-05

⁵ Miljömålen – i ett internationellt perspektiv, de Facto 2007

⁶ Miljömålen – i ett internationellt perspektiv, de Facto 2007

inom kunskapsprogrammet, såsom Miljö- och samhällseconomiska avvägningar och Riskkommunikation.

Några rapporter som publicerats inom programmet Hållbar sanering och som beaktats i denna rapport undersöker också ekonomiska och sociokulturella faktorer i samband med marksanering, t ex utifrån ett begreppsanalytiskt perspektiv⁷, acceptansnivåer för olika miljörisiker i Sverige och internationellt inklusive erfarenheter av några metoder för att värdera risker och acceptansnivåer², litteratursammanställning av erfarenheter och fallstudier av hur riskkommunikation (eller frånvaro av sådan) påverkar genomförandet av saneringsprojekt⁸ samt kartläggning av tillämpade metoder, internationella rekommendationer och erfarenheter av olika sätt att värdera risker vid efterbehandling av förorenad mark³. Innehållet i rapporterna diskuteras vidare i respektive sammanhang.

I MIFO (metod för inventering av förorenade områden), som är den metod som idag används för att riskvärdera förorenad mark, läggs stor vikt vid ekologiska samt för människor direkt hälsorelaterade aspekter. De som arbetar med inventeringarna har ofta en naturvetenskaplig bakgrund. Därför behandlas sociokulturella och ekonomiska faktorer oftast i betydligt mindre omfattning, vilket kan ge upphov till en felaktig prioritering sett ur ett hållbarhetsperspektiv. Även samhällseconomiska avvägningar är nödvändiga för att kunna prioritera och optimera enskilda saneringsinsatser, jämföra sanering med andra miljöåtgärder samt med insatser inom andra samhällsområden. Kostnader som accepteras beror till stor del på riskuppfattningen hos berörda parter, vilket gör att även sociokulturella faktorer behöver undersökas och värderas så som tidigare påpekats inom ramen för Hållbar sanering^{2,3}.

Prioriteringsprocessen för val av vidare studier/åtgärder när det gäller efterbehandling av förorenade områden sker i flera steg:

- Övergripande riskidentifiering
- Integrering av resultat och en jämförelse av effekter
- Övergripande riskbedömning
- Utvärdering av resultat och kartläggning av behov av fördjupad riskbedömning
- Fördjupad riskbedömning
- Prioritering

En tvärvetenskaplig bedömning bör göras tidigt för att en prioritering mellan områden och åtgärder skall kunna göras på ett kostnadseffektivt sätt. Eftersom många kunskapsfält är inblandade är det nödvändigt att bedömningsverktyget enkelt kan förstås av representanter från samtliga kunskapsdiscipliner.

Den utvecklade metoden som beskrivs i denna rapport berör främst de två första stegen och ska således komma in i ett tidigt skede. Metoden genomförs lämpligen innan eller efter MIFO fas 1 för att kunna prioritera de förorenade områden där MIFO fas2 bör genomföras.

⁷ Naturvårdsverkets rapport 5539 ("Riskvärdering av förorenad mark - etiska och ekonomiska perspektiv")

² Naturvårdsverkets rapport 5537 ("Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi")

⁸ Naturvårdsverkets rapport 5664 ("Vem kan man lita på?")

³ Naturvårdsverkets rapport 5615 ("Riskvärdering - metodik och erfarenheter")

1.2 Syfte

Denna rapport har som syfte att presentera en praktisk metod för hur man på ett enkelt sätt kan väga samman ekologiska, sociokulturella och ekonomiska aspekter i en riskvärdering. Även personer utan expertkunnskap ska kunna bidra med sina kunskaper och tanken är att metodiken ska komma in i ett tidigt skede i processen. Därmed erhåller man ett bedömningsunderlag i prioriteringsprocessen där dessa aspekter har beaktats systematiskt och överskådligt.

Målsättningen är att metoden ska kunna bjuda in fler discipliner att delta i riskidentifiering och beslut rörande åtgärder på förorenade områden, öka transparensen i prioriteringsprocessen, effektivisera riskidentifieringen och indikera behov av fortsatta studier, provtagning, undersökning, informationsspridning eller andra åtgärder.

1.3 Metod/Genomförande

Arbetet med att utveckla en metod för en multidisciplinär riskvärdering utfördes kortfattat i följande steg:

- litteraturinventering av befintliga metoder
- utvärdering av metoder och deras ingående faktorer
- val av metod och faktorer
- test och granskning av metod med hjälp av referensgrupp
- test inom kommuner/länsstyrelse.

Den projektgrupp som har varit med om att ta fram den föreslagna metodiken består av personer med gedigen erfarenhet av såväl industriell och infrastrukturell riskvärdering samt miljöriskvärdering och riskbedömning av kemikalier.

Till sin hjälp har projektgruppen även haft en referensgrupp bestående av professor Karl-Henrik Robért, grundare av "Det naturliga steget", professor i hållbar produktutveckling; Dr Jenny Norrman forskare på SGI och aktiv i flera projekt inom "Hållbar sanering"; professor Åke Larsson, ingår i bl a Naturvårdsverkets expertgrupp för miljökvalitetsnormer, professor i Tillämpad Miljövetenskap; Monica Börjesson, ledamot i Miljödomstolen, universitetsadjunkt i miljöjuridik vid Göteborgs Universitet.

Projektgruppen har som ett första steg inventerat befintliga metoder som finns för övergripande ekologiska, ekonomiska och sociala riskbedömningar i Sverige, EU, USA och Kanada genom samråd med referensgruppen, sökningar i vetenskapliga databaser och hemsidor för myndigheter och miljöorganisationer.

Utifrån litteraturinventeringen och projektdeltagarnas erfarenheter arbetades sedan ett förslag fram med parametrar som bör undersökas vid en övergripande riskidentifiering. Referensgruppen medverkade i ett första riskseminarium/workshop, med syfte att identifiera vilken information som krävs för att en sammanvägning mellan de olika aspekterna ska vara möjlig. Därefter har kända befintliga riskvärderingsmetoder utvärderats med avseende på deras brukbarhet för att erhålla sammanvägda resultat från ekologiska, ekonomiska och sociala riskbedömningar. Förslag till modell/verktyg/vägledning för miljöriskvärdering utarbetades.

Förslag till modell redovisades åter för referensgruppen, varefter ett andra riskseminarium hölls då metodiken prövades med projektdeltagare och referensgrupp. Därefter modifierades metodiken efter referensgruppens åsikter/förslag och testades ytterligare två gånger med länsstyrelse och kommun.

1.4 Rapportens upplägg

Efter en kort genomgång av de verktyg som idag används vid miljöriskvärdering samt riskvärdering i samhällliga och industriella projekt i kapitel 2 ges i denna rapport förslag på en sammanvägningsmetod som är tillämpbar på faktorer av olika karaktär och där värdena är beskrivande. I kapitel 3 beskrivs kortfattat hur metoden används och de hjälpmedel som behövs för att genomföra metoden. De delar av metoden som behöver en mer detaljerad genomgång redovisas sedan mer ingående i kapitel 4-6. Vidare beskrivs i de avslutande kapitlen utfallet av de tre testtillfällen som genomförts samt hur osäkerheter i bedömningen av faktorerna kan hanteras och hur metodiken kan fungera som en vägledning under prioriteringsprocessen inför eventuellt fortsatta studier av området (t ex MIFO fas 1 och/eller 2 respektive en platsspecifik bedömning eller annan utredning/insats).

2 Utvärdering av metoder

I detta kapitel beskrivs kortfattat utvärderingen som ledde fram till den metod som beskrivs i denna rapport. Därefter beskrivs metoderna MIFO och grovanalys övergripande, vilka är de två metoder som främst legat till grund för GRAF.

2.1 Val av metod till GRAF

De metoder och modeller som framkom under litteraturinventeringen värderades med avseende på;

- om metoden kan användas till att bedöma flera faktorer inom olika områden/discipliner
- om metoden kan användas utan expertkunskap inom alla områden/discipliner
- om metoden är enkel att använda och förstå

De metoder som inventerades finns listade i figur 1 samt i litteraturlista och består av både metoder och modeller för miljöriskvärdering, ekonomisk riskvärdering och social riskvärdering. Även intryck och erfarenheter av metodik som är utvecklad för bl a industri och samhälle har utvärderats.

Den metod som till slut valdes ut är bland annat baserad på den ursprungliga MIFO-metoden men även såkallad "grovanalys" - en metod för tekniska och organisatoriska riskanalyser som görs i ett tidigt skede och där risker för påverkan på människa, miljö och ekonomi traditionellt värderas samlat. Denna metod används traditionellt inom industrin men har här applicerats och modifierats för förorenad mark.

Med inspiration från grovanalysen är tanken med GRAF att man ska arbeta i en analysgrupp, med representanter från vitt skilda fält och med varierande erfarenheter. Personer från alla discipliner ska vara representerade, och inte bara experter på förorenad mark utan snarare personer med en allmän uppfattning om aspekter som berör dennes område/disciplin. Hur MIFO-modellen och grovanalysen har modifierats, till en metod där både ekologiska, ekonomiska och sociokulturella värden används för riskidentifiering av ett förorenat område, redovisas i kommande kapitel.

2.2 MIFO fas 1 och 2

Miljöriskbedömningar av förorenade områden görs idag oftast utifrån Naturvårdsverkets "Metod för Inventering av Förorenade Områden", MIFO¹. Metodiken delas in i två faser, orienterande studier (fas 1) respektive översiktliga undersökningar (fas 2).

Fas 1 inleds med en identifiering av objekt och branscher. Därpå följer uppgiftsinsamling där tillgänglig information via kart- och arkivstudier används tillsammans med intryck från platsbesök och intervjuer.

Fas 2 inleds med rekognosering på platsen och upprättandet av en så kallad geokarta och en provtagningsplan. Sedan görs provtagningar på strategiskt utvalda punkter och analyser av relevanta parametrar.

Förorenade områdena delas enligt MIFO in i fyra olika riskklasser, se figur 2, där klass 1 utgör mycket stor risk, klass 2 stor, klass 3 måttlig och klass 4 liten risk.

Riskklassningen baseras på en samlad bedömning av:

- 1) "*Föroreningarnas farlighet*": vilka föroreningar som finns på objektet, samt hur farliga dessa är för människa och miljö.
- 2) "*Föroreningsnivå*": vilka föroreningshalter i respektive medium som förekommer och även totala mängder föroreningar och förorenade volymer. Bedömning görs av hur allvarliga effekter (vilket tillstånd) respektive hur mycket avvikelse från jämförvärden (påverkan av punktkällor) dessa halter innebär, samt huruvida den totala mängden respektive volymen är liten eller stor.
- 3) "*Spridningsförutsättningar*": hur fort spridning sker i olika medier.
- 4) "*Känslighet och skyddsvärde*": hur människor, växter och djur exponeras för föroreningarna idag och i framtiden samt vilken känslighet respektive vilket skyddsvärde exponerade grupper och miljön har.

Hur respektive faktor bedöms inom MIFO idag¹ beskrivs utförligare i bilaga A.

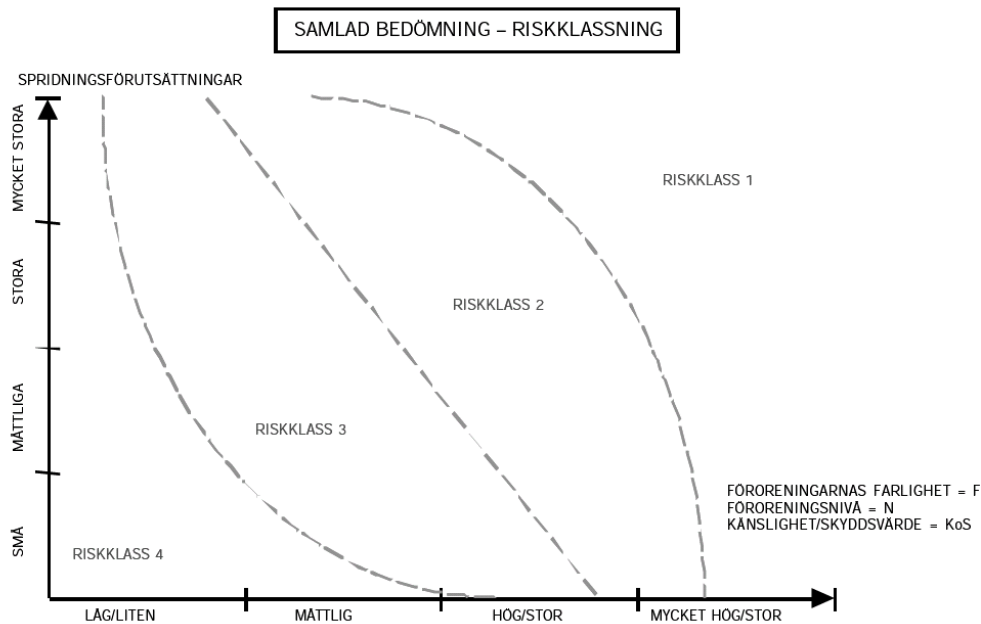
MIFO - bakgrund

Två av de mest kända modeller som legat till grund för MIFO är Le Grand och Drastic. Dessa används främst för att värdera grundvattnets sårbarhet eller för att riskklassa olika typer av deponier. I båda systemen används en numerisk modell för att värdera och integrera olika parametrar. Le Grand är avsett för enskilda föroreningskällor medan DRASTIC är anpassat för större områden. Vid Geologiska institutionen (Chalmers/GU) har arbete utförts med att anpassa dessa system till svenska förhållanden.

Andra modeller som utvecklats är bland annat Växjömodellen, BKL- metodiken som användes för inventering av kommunala deponier samt Örebromodellen som utvecklats specifikt för gruvavfall. Ingen av dessa modeller ansågs kunna uppfylla de krav som ställs vid inventering och klassning av förorenade områden i Sverige, varför MIFO utvecklades.

Gemensamt för ovanstående modeller inklusive MIFO är att de ingående parametrarna är ekologiska såsom geologi, hydrologi, spridningsprofil, påverkan på omgivning m.m.

¹ Naturvårdsverkets rapport SNV 4918



Figur 2. Åskådliggörande av riskklass enligt MIFO, referens SNV rapport 4918. Bedömaren placerar in spridningsförutsättning på y-axeln och övriga parametrar på x-axeln. Efter en sammanvägning av de fyra faktorerna dras en slutsats om områdets riskklass.

2.3 Riskanalysmetoder för tekniska och organisatoriska system

Risicanalys har under de senaste decennierna i ökande grad använts som ett stöd inom riskhantering och beslutsfattande, framförallt inom system som i händelse av "fel" (tekniskt fel, felaktig handling, felaktigt beslut) kan ge upphov till allvarlig påverkan på människa, miljö eller egendom.

Några metoder för tekniska och organisatoriska riskanalyser som görs i ett tidigt skede och där risker för påverkan på människa, miljö och ekonomi traditionellt värderas samlat är bl a grovanalys även kallad what-if-metoden. Om riskbedömningen visar att risknivån är hög görs i ett senare skede, när fler detaljer är kända, en kvantifierad riskanalys där tidigare bedömda risknivåer kvantifieras genom beräkningar av sannolikhet och konsekvens.

2.3.1 Grovanalys

En grovanalys utgör en typ av kvalitativ riskanalys som i detaljeringsgrad kan variera från grov till detaljerad. Analysen kan utföras tidigt i ett projekt eller vid granskning av en redan existerande verksamhet. Metoden går ut på att granska en verksamhet/system genom att identifiera riskkällor och möjliga skadehändelser.

Analysen kompletteras ofta med en värdering av sannolikhet och konsekvens för de olika skadehändelserna, eftersom värderingen ger möjligheter att bedöma riskerna och rangordna de olika skadehändelserna, se tabell 1. Bedömningen av riskerna sker genom att föra in skadehändelserna i en matris - en metod som ger en bra överblick över analysresultatet.

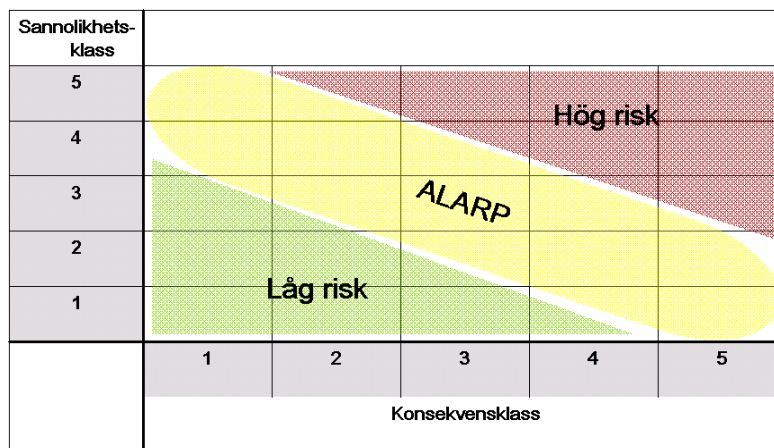
TABELL 1. Exempel på klasser för konsekvensbedömning av personskada

Konsekvensklass	1	2	3	4	5
Beskrivning	Övergående, lindriga obehag	Enstaka svårt skadade varaktiga obehag	Enstaka svårt skadade, svåra obehag	Enstaka dödsfall eller flera svårt skadade	Flera dödsfall eller 10-tals svårt skadade

Grovanalysen syftar till att identifiera och värdera möjliga olyckor, incidenter och störningar med konsekvenser i form av personskador, miljöpåverkan och egendomsskador. Proceduren baseras på layouter och flödesschemor över anläggningen där man grovt delar in anläggningen i delområden. Varje delområde granskas av en grupp med bred erfarenhet av systemet ifråga, med hjälp av checklistor, erfarenhet och fantasi. Tänkbara skadehändelser, orsaker och konsekvenser diskuteras och dokumenteras. Sannolikhet och konsekvenser för varje händelse uppskattas och graderas på en skala från 1-5. Risk definieras som sannolikheten för skadehändelser kombinerat med allvarlighetsgraden för dessa händelser. Denna kombination definieras ofta som:

$$\text{Risk} = \text{Sannolikhet} * \text{Konsekvens}$$

Ett enkelt och överskådligt sätt att illustrera detta är att föra in skadehändelser i en riskmatris med sannolikhet längs den ena axeln och konsekvens längs den andra, se exempel i figur 3.



Figur 3. Exempel på Riskmatris. ALARP (As Low As Reasonably Practicable)

Genom grovanalysen hittar man de händelser där riskreducerande skyddsåtgärder skall införas (rött område i matrisen) eller bör diskuteras ur kostnads-nytta synpunkt (gult område ALARP). Riskmatrisen motsvarar den matris som finns i Räddningsverkets "Handbok för riskanalys"⁹.

⁹ Publikation U30-626/02 ISBN 91-7253-178-9]

För att utföra en grovanalys används följande hjälpmedel:

- en analysgrupp med god kännedom om det objekt som skall analyseras
- tabeller för konsekvensklass och sannolikhet för att kunna göra en konsekvensbedömning
- ett grovanalysprotokoll där identifierade händelser beskrivs med avseende på orsak till händelsen, sannolikhet för händelsen, konsekvens av händelsen och förslag till åtgärd
- checklistor med frågor/ledord som hjälp till att identifiera olyckshändelser
- riskmatris

Grovanalysen är en metod som är enkel att använda och inte kräver någon expertkunskap utan kan göras av personer som har god kännedom om objektet. Metoden går även att använda utan speciella förberedelser eller undersökningar. Metoden valdes även på grundval av att den går att anpassa till att bedöma risken med förorenade områden genom en anpassning av de faktorer som bedöms så att ekologiska, ekonomiska och sociokulturella aspekter kan tas med.

Räddningsverket (1997; 2003) beskriver principer för värdering och hur den acceptabla risknivån, kan variera beroende på förutsättningarna, bl a de ekonomiska. Dessa principer, exempelvis ALARP (As low As Reasonably Possible), innebär ett mera flexibelt sätt att definiera acceptabla risknivåer än vad som för närvarande tillämpas för förorenade områden. En grovanalys går även att kombinera med delar av befintlig MIFO, t ex de delar där ekologiska faktorer bedöms såsom föroreningars farlighet, mängd förorening och spridningsförutsättningar.

Riskanalys - ett begrepp med många tillämpningar

Riskanalys kan göras inom många olika områden, såsom ekonomi (för t ex kapitalplaceringar), industriella (t ex risk för explosion under tillverkningsprocesser) och för yttre miljö (t ex risker med kemikalier för sedimentlevande organismer).

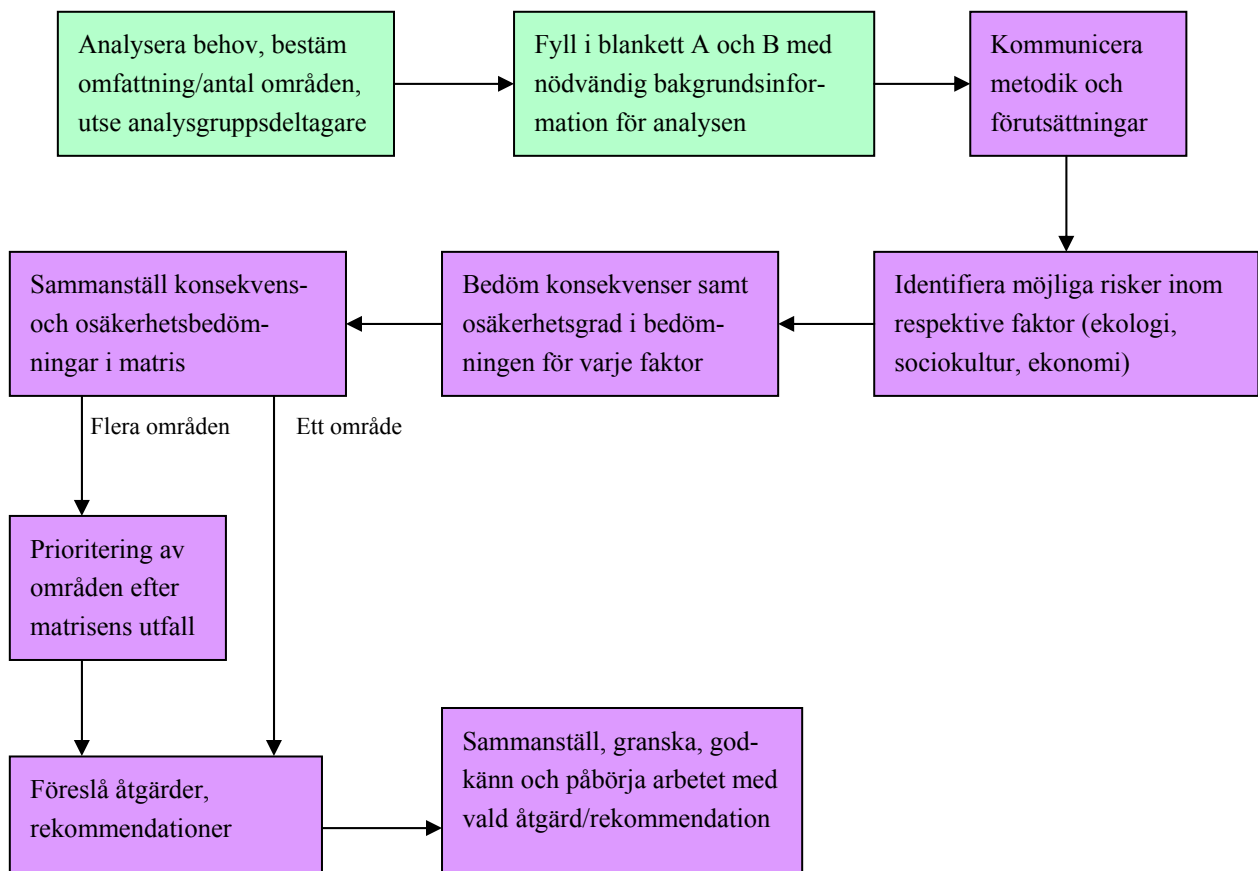
Beroende på tillämpningsområde finns olika begreppsdefinitioner och arbetssätt, men gemensamt är att man systematiskt identifierar och bedömer risker i ett visst sammanhang genom att inventera vilka risker som kan tänkas förekomma, identifiera konsekvenser av de befarade händelserna samt uppskatta sannolikheten för att de befarade händelserna ska inträffa. Riskanalysen kan indelas i fyra faser enligt: riskinventering (översikt), riskidentifiering (faroanalys), riskkvantifiering och riskvärdering. Metodiken kan antingen vara kvantitativ (värden på faktorer och uppskattade risker kan uttryckas med hjälp av siffrvärden) eller kvalitativ (dvs snarare beskrivande till sin karaktär). I vissa fall är det en kombination av båda sätten.

3 Metodbeskrivning GRAF

Detta kapitel kommer att beskriva hur metoden GRAF ska användas vid en initial risk-identifiering av förorenade områden. För att utföra en analys enligt GRAF krävs likt en grovanalys följande hjälpmedel (hjälpmedel 2-4 finns bifogat i bilaga E, samtliga punkter beskrivs även utförlig i kommande avsnitt/kapitel):

- 1) en analysgrupp med god kännedom om det område som skall analyseras
- 2) blankett A-B med kortfattad information som fylls i inför analysmötet
- 3) tabeller för konsekvens och osäkerhetsgrad för att kunna göra en klassad bedömning av området
- 4) ett analysprotokoll där identifierade risker beskrivs med avseende på orsak, konsekvens, osäkerhet i bedömning, rekommendationer och förslag till åtgärd samt ansvarig för att åtgärd utförs
- 5) checklistor med frågor/ledord som hjälp till att identifiera risker
- 6) riskmatris

I figur 4 (även visad i sammanfattningen) beskrivs arbetsflödet i analysen GRAF schematiskt.



Figur 4 Schematisk beskrivning av arbetsflödet i GRAF som beskrivs i denna rapport. Gröna rutor utförs innan analystillfället lämpligtvis av representant från miljökontor eller liknande. Lila rutor utförs under analystillfället gemensamt av analysgruppen.

Inför analysmötet krävs att en handläggare eller arbetsgrupp på lämpligtvis miljökontoret ser över var det finns behov av att göra en riskidentifiering av förorenade områden. De områden som valts ut beskrivs därefter kortfattat genom att handläggaren fyller i Blankett A och B (se bilaga E). En lämplig analysgrupp utses med representanter som har kunskap om områdets ekologi, sociokultur samt ekonomiska och andra värden till exempel person med kännedom om den verksamhet som bedrivits, handläggare på miljökontor, socialkontor/stadshälsa, stadsbyggnadskontor/fastighetskontor.

Analystillfället inleds med att analysledaren förklarar metodiken i GRAF och förklarar hur värderingen i konsekvens- och osäkerhetsklasser görs. Därefter görs en kortfattad genomgång av området som först ska analyseras varefter analysen kan börja. Respektive steg i analysen beskrivs mer utförligt i de underkapitel som följer.

3.1 Faktorer för konsekvensbedömning

Till sin hjälp för att göra sin riskidentifiering har analysgruppen ett antal tabeller som graderar konsekvens och osäkerhet för en risk på en skala. Jämför med avsnitt 2.3 som beskriver grovanalys.

I klassisk grovanalys används ofta fem nivåer för konsekvensbedömning. Inom MIFO har dock 4 nivåer använts, och eftersom ambitionen i detta projekt har varit att ta fram en metod som kompletterar den befintliga MIFO modellen, kommer även GRAF att använda 4 nivåer för konsekvensbedömning. Första steget efter att ha valt metod för att riskbedöma förorenade områden ur ett perspektiv där både ekologi, ekonomi och sociokultur används, var att bestämma vilka faktorer som ska användas för konsekvensbedömning likt den som redovisats i tabell 1.

För att bestämma vilka faktorer som skall värderas inom respektive område/disciplin listades samtliga faktorer som används i de modeller som var med i litteraturinventeringen, se figur 1. Dessa faktorer utvärderades med avseende på följande aspekter:

- Faktorerna ska ha stor relevans
- Faktorerna ska vara enkla att använda/förstå
- Det ska vara lätt att erhålla data/underlag
- Referensmaterial ska finnas lättillgängligt
- Faktorer som representerar alla tre discipliner (ekologi, ekonomi och sociokulturella aspekter) ska finnas med
- Antal faktorer inom respektive disciplin ska vara lika många
- Faktorerna inom respektive område ska kunna användas för att göra en prioritering av lämpliga framtida åtgärder (ytterligare studier av området, informationsinsatser, efterbehandling, etc) på det förorenade området

Utvärdering av faktorerna utmynnade slutligen i att följande faktorer ska konsekvensbedömas i GRAF:

Disciplin: Ekologi/Miljö (M)

Faktorer:

- M₁** Föroreningars farlighet (*modifierad från MIFO*)
- M₂** Exponeringsgrad
- M₃** Spridningsförutsättningar (*modifierad från MIFO*)

Disciplin: Ekonomi (E)

Faktorer:

- E₁** Pågående/nuvarande värde
- E₂** Potentiellt/förväntat värde
- E₃** Skyddsvärde (*från MIFO*)

Disciplin: Sociokultur (S)

Faktorer:

- S₁** Oro
- S₂** Beteendeförändringar
- S₃** Delaktighet

Respektive disciplin/ faktor och val av konsekvensklass beskrivs utförligt i kapitel 4-6. Den konsekvensbedömning som görs placeras på x-axeln i den riskmatris som redovisas i stycke 3.3. Det är viktigt att observera att i GRAF har vi valt att, till skillnad från dagens MIFO, värdera bedömningarna så att en högre siffra motsvarar en mer riskfylld nivå.

3.2 Osäkerhetsbedömning

För att kunna göra en riskmatris är det även nödvändigt med en faktor som ska bedömas för y-axeln. I traditionella riskanalyser är detta sannolikhet och i MIFO har man använt sig av spridningsförutsättning. I GRAF går dock ingen av dessa att använda. Att använda spridningsförutsättningar som en faktor på y-axeln är inte möjligt då spridningsförutsättningar har liten eller ingen påverkan på de ekonomiska och sociokulturella faktorerna.

När det gäller förorenade områden så har skadan egentligen redan skett (dvs sannolikheten är 100% för samtliga fall och ger ingen variation på y-axeln), även om det kan vara osäkert hur stor påverkan av föroreningen är. Detta kan kallas för en retroaktiv riskbedömning och istället för att uppskatta sannolikhet att skada sker så uppskattas istället osäkerheter i bedömningen av konsekvensernas omfattning.

Inom GRAF har vi därför valt att använda oss av graden av osäkerhet i utförda bedömningar som en faktor att bedöma för riskmatrisens y-axel, se tabell 2.

TABELL 2. Principer för indelning efter osäkerhet i bedömningen.

Liten (A)	Måttlig (B)	Stor (C)	Mycket stor (D)
Liten osäkerhet i bedömningen. Bedömningen är gjord på kända fakta.	Måttlig osäkerhet i bedömningen. Bedömningen är utförd på viss del fakta samt tydliga indikationer.	Stor osäkerhet i bedömningen.	Mycket stor osäkerhet i bedömningen. Bedömningen är till största delen baserad på dåligt underbyggda antaganden.

3.3 Riskmatris - sammanvägning av uppskattade värden

Resultatet från analysmötets bedömning av konsekvens och osäkerhet i bedömningen ska sammanställas grafiskt i en riskmatris med osäkerhet på y-axeln och konsekvens på x-axeln, se figur 5. En bedömd faktors nivåplacering i riskmatrisen indikerar på olika behov av åtgärd.

Totalt finns det ~6000 olika nivåkombinationer för alla faktorer så det är inte möjligt att ge några exakta riktlinjer/förslag på åtgärder för varje enskild kombination. Men om värdet på faktorerna hamnar främst i nedre högra hörnet krävs någon form av åtgärd, medan om de främst hamnar i det nedre vänstra hörnet så kan man avvakta med åtgärder. Värden i det övre högra hörnet indikerar istället att ytterligare undersökningar måste till för att minska osäkerheten i bedömningen eftersom konsekvenserna kan vara stora. Även i övre vänstra hörnet behövs mer undersökningar för att minska osäkerheten, men dessa har möjligen lägre prioritet eftersom konsekvenserna bedöms som lägre.

Utifrån placeringen av de olika värdena kan man på ett illustrativt sätt få en indikation på hur man ska gå vidare. Om "oro" t ex är en viktig faktor kanske mycket är vunnet genom att tänka igenom hur kommunikationen med allmänheten fungerar lite extra. Att planera sin kommunikation och att hantera problem som uppstår i saneringsprojekt på ett bra sätt, skapar tilltro och ger goda resultat utan onödig tidsförlust.

Mycket stor D	Åtgärder för att minska osäkerheten kan vara nödvändiga		Undersökningar/-provtagning för att minska osäkerheten är nödvändiga	
Stor C				
Måttlig B				
Liten A	Avvakta		Hög prioritet föreslå åtgärder	
Osäkerhet Konsekvens	Liten 1	Måttlig 2	Stor 3	Mycket stor 4

Figur 5. Riskmatris där bedömningen av konsekvens och osäkerhet för varje faktor förs in.

Riskmatrisen kan dels användas för att jämföra mellan flera olika projekt och kunna prioritera de projekt där flest punkter ligger på den högra sidan av riskmatrisen dels inom ett enskilt projekt för att se vilken typ av åtgärd som föranleds baserat på analysens resultat.

3.4 Analysunderlag

Utöver de tabeller som används för att bedöma konsekvens inom den ekologiska, ekonomiska och sociokulturella disciplinen, vilka redovisas i kapitel 4-6, används i GRAF analysen tre hjälpmedel: ett analysprotokoll (avsnitt 3.4.2 samt bilaga E), en checklista med ledord/frågor (avsnitt 3.4.3) och ovanstående redovisad riskmatris. Hur övriga hjälpmedel används i analysen redovisas i detta avsnitt. Inför analysen är det av relevans att miljöhandläggaren har kunskap om vissa parametrar som analyseras i MIFO fas 1 och fyller i två blanketter med bakgrundsinformation som sedan delges övriga analysdeltagare, se bilaga D och E. Blanketterna utgår från Blankett A och B i dagens MIFO men har avgränsats till de frågor som är mest relevanta för analysen och frågor som går att besvara utan omfattande sökning efter information.

3.4.1 Analysgrupp

Analysgruppens sammansättning är avgörande för hur framgångsrik GRAF metoden är när det gäller att värdera och prioritera val av åtgärd för olika förorenade områden. Analysgruppen ska representera personer inom kommunen/företaget som har god kunskap om det förorenade området och den verksamhet som har bedrivits där, kunskap om planer och utveckling samt sociala aspekter i området/omgivningen.

Representanter från hela kommunen bör således delta, vilket skiljer sig markant från nuvarande arbetssätt där det oftast är en handläggare (oftast med naturvetenskaplig bakgrund) som ska ta ställning till alla tänkbara aspekter utifrån ett verktyg som bygger på uppskattning av främst ekologiska faktorer. För att denna grupp ska kunna analysera situationen övergripande men på ett systematiskt sätt behövs således en enkel modell och de värden som ska uppskattas bör kunna förstås av samtliga inblandade. De ekologiska faktorerna ska kunna förstås av personer som saknar naturvetenskaplig bakgrund. Omvänt gäller även att sociokulturella och ekonomiska aspekter ska kunna förstås av personer som inte har dessa faktakunskaper. All denna kunskap ryms inte i en person varför en analysgrupp kan bestå av nedanstående sammansättning:

- Analysordförande - vars uppgift är att vara expert på metoden GRAF och leda analysen samt hjälpa gruppen i konsekvensbedömningen genom att ställa ledordslänkande frågor från checklista
- Analyssekreterare - som antecknar det analysgruppen kommer fram till i analysprotokoll
- Representant från den verksamhet som bedrivits/bedrivs på det förorenade området (historik om området)
- Representant från miljökontoret/länsstyrelsen (miljö, ekologi m.m.)
- Representant från stadsbyggnadskontoret/plan (översiktsplaner ÖP m.m.)
- Representant från socialkontoret (sociokultur)
- Representant från tekniska kontoret/fastighetskontoret (ekonomi)

Analysordförande och analyssekreterare kan vara samma person om analysgruppen är liten (<4 personer). För att vara analysordförande är det en fördel med erfarenhet av hur traditionella kvalitativa riskanalyser genomförs.

3.4.2 Analysprotokoll

I samband med att GRAF genomförs under ett analysmöte fylls ett analysprotokoll i för att dokumentera bakgrunden till de värderingar av konsekvens och osäkerhet som görs, se tabell 3. Det är viktigt att analysprotokollen fylls i med fullständiga meningar för att man i efterhand ska kunna se bakgrunden till en värdering och ha möjligheten att jämföra med en annan värdering för till exempel ett annat område. Varje värdering av en faktor beskrivs under rubrikerna:

Identifierat tillstånd/ händelse – beskriv tillståndet för den faktor som bedöms för området. Alternativt för vissa faktorer, till exempel oro, beskriv händelser som ska värderas. Det kan för vissa faktorer finnas flera händelser/tillstånd, dessa värderas i så fall separat med var sin bedömning av osäkerhet och konsekvens.

Orsak –orsak/bakgrund till identifierat tillstånd/problem.

Konsekvens – beskriv i ord/mening de konsekvenser som skadehändelsen kan ge upphov till. Om det kan leda till flera olika konsekvenser, beskriv samtliga men gå vidare i bedömningen enbart med den konsekvens som är värst.

Befintligt skydd/vidtagna åtgärder – beskriv åtgärder/skydd som redan genomförts för att minska risken.

K-klass – bedöm konsekvensen enligt tabellerna i kapitel 4-6 samt bilaga E, där siffran 1 står för en låg konsekvensklass och siffran 4 för en hög konsekvensklass.

O-klass – bedöm osäkerheten enligt tabell 2 där A står för en liten osäkerhet och D för mycket stor osäkerhet.

Rekommendation föreslagen åtgärd för de skadehändelser som fått en hög riskfaktor, rekommendationer ges efter att alla faktorer värderats och analysmötet har identifierat de faktorer/områden som har högst riskfaktor. Därefter föreslås lämpliga åtgärder.

Ansvarig –person, befattning eller verksamhet som ska ha ansvaret för att åtgärden blir genomförd enligt föreslagen rekommendation.

Tabell 3 visar hur ett analysprotokoll från ett analysmöte enligt GRAF kan se ut, ett exempel är ifyllt för ”förorenings farlighet” för att förtydliga hur de olika kolumnerna ska fyllas i.

TABELL 3. Analysprotokoll från ett analysmöte med GRAF, exempel ifyllt för föroreningars farlighet (M₁).

Projekt: Bruket AB							Senaste rev:	
Objekt: Område A							Utförd av:	
Närvarande: Anna Andersson (Miljökontoret), Hans Hansson (Planavdelningen), Nina Nilsson (Fastighetskontoret), Lars Larsson (Socialkontoret)								
Nr	Händelse/ tillstånd	Orsak/bakgrund	Konsekvens	Befintligt skydd/ Viktiga åtgärder	K- klass	O- klass	Rekommendation	Ansv
Föroreningars farlighet (M₁)								
1	Påvisade föroreningar i mark intill äldre produktionsbyggnad	Produktion av xxx har förenat vilket innefattar dessa ämnen:	Ämne X är "mycket farligt" - kan ge mycket stora effekter på hälsa och ekosystem.	Kontrollprogram för provtagning i närliggande vattendrag finns.	4	B	Påbörja provtagning enligt MIFO fas 2.	A.A
Exponeringsgrad (M₂)								
Spridningsförutsättningar (M₃)								
Pågående användning/värde (E₁)								
Potentiellt värde (E₂)								
Skyddsvärde (E₃)								
Oro (S₁)								
Beteendeförändring (S₂)								
Delaktighet (S₃)								

3.4.3 Ledord- Frågebas

Nedanstående huvudfrågor med exempel på ledord används av analysledaren för att garantera att analysmötet gör sin bedömning på all tillgänglig information som finns om området.

Frågor relaterade till risk för människa och miljö.

Föroreningarnas farlighet

Vilka föroreningar finns på objektet? Hur hög är farligheten hos dessa?

Låg <—————> mycket hög

Ledord: Aktiviteter som bedrivits på platsen, vad har tillverkats, vilka ämnen har ingått i tillverkningen, finns ämnet/ämnena/ämnesgruppen med i PRIO, finns provtagningar gjorda i området/närområdet, vilket av de ämnen som kan finnas i marken har störst konsekvenser?

Exponeringsgrad

I vilken utsträckning exponeras människor för föroreningar på området?

Liten <—————> mycket stor

Ledord: I vilken utsträckning vistas människor i området, hur nyttjar människor området, svamplockning, fiske, motion, vandring, arbete, boende, fritid etc. Vilka typer av ekosystem som inte är påverkade av föroreningskällan finns det inom eller i omedelbar anslutning till det förorenade området och hur kan dessa komma att påverkas av föroreningarna inom området till exempel särskilt skyddsvärda fågel eller insektsarter?

Spridningsförutsättningar

Hur fort sker spridning av föroreningar i olika medier? Betraktas dessa spridningsförutsättningar som små eller stora?

Små <—————> mycket stora

Ledord: Närhet till vattendrag, finns det övervakningsprogram för vattendragen, ytavrinning, jordart (genomsläpplig / tät), fyllnadsmassor, ledningsgravar, andra ändrade förutsättningar för spridning?

Frågor relaterade till ekonomi/värden

Pågående användning/Nuvarande värde

Vad används området till och vilket värde har området idag? Finns det byggnader på området? Om det finns: vilket skick har de och vad används de till idag?

Lågt <—————> mycket stort

Ledord: Fastighetsvärde, användningsområde i friluftssändamål, naturskönt, unika miljöer (svamp-, bärplockning, klättring, bad med mera)?

Potentiellt värde

Vilket värde har området i framtiden? Kan områdets värde förändras genom en sanering? Om det finns byggnader på området behöver/kan de renoveras?

Lågt <—————> mycket stort

Ledord: Utvecklingspotential, närhet till attraktiva områden, möjlighet till framtida användning efter eventuell sanering?

Skyddsvärde

Vilken exponering av miljön kan ske i dag och i framtiden? Vilket skyddsvärde har exponerad miljö?

Lågt <—————> mycket stort

Ledord: K-märkt, naturskydd, naturreservat, friluftsområde, fiske, miljömål, ekosystemtjänster (åtminstone lokala såsom filtrering av grundvatten)?

Frågor relaterade till sociopsykologi

Oro

Föreligger det oro kring närvaron av föroreningar och deras eventuella farlighet?

Liten <—————> mycket stor

Ledord: Folkhälsoenkäter (medborgare index), protester/klagomål till kommun/myndigheter, insändare i media, fysisk/psykisk/medicinsk ohälsa?

Beteendeförändringar

Finns det risk för att personer ändrar sitt beteende i hur de utnyttjar området på grund av närvaron av föroreningar?

Liten <—————> mycket stor

Ledord: Boendetid, historiskt utnyttjande av marken, nutida utnyttjande av marken (i fritidsändamål t ex svamplockning, fiske, bad, utflykter), avflyttning/minskad inflyttning, uppfattas området som attraktivt?

Delaktighet

Vilket behov av delaktighet och information om beslut och markens tillstånd finns bland invånarna?

Litet <—————> mycket stort

Ledord: Röstdeltagande, insändare, information efterfrågas, protestgrupper, kontakter tagna med kommunen?

4 Ekologiska faktorer i GRAF

Med utgångspunkt från att GRAF ska kunna komplettera befintlig MIFO så kommer samma ekologiska faktorer som i MIFO att konsekvensbedömmas. De har dock modifierats och förenklats något för att göra det lättare för personer utan naturvetenskaplig bakgrund att göra bedömningarna och för att det ska vara möjligt att göra en sammanvägning med faktorer av annan karaktär. Följande faktorer har valts ut i detta projekt för att ingå i en konsekvensbedömning av ekologi:

- Föroreningsfarlighet (M_1)
- Exponeringsgrad (M_2)
- Spridningsförutsättningar (M_3)

Miljörisksbedömning av kemikalier

Miljörisksbedömning av kemikalier görs enligt ECB (European Chemicals Bureau) i tre steg: effektbedömning, exponeringsbedömning samt riskkaraktärisering.

Under effektbedömningen identifieras först faror, dvs de negativa effekter som substansen har en inneboende kapacitet att orsaka. Sedan görs en dos-responsbedömning, då man uppskattar sambandet mellan exponeringsnivå och i vilken omfattning en effekt kan tänkas uppstå. Oftast beräknas PNEC värden (Predicted No Effect Concentration), dvs de koncentrationer som inte anses ge effekter på levande organismer. Dessa baseras främst på uppmätta effekter som observerats i standardiserade laboratorieförsök samt säkerhetsmarginaler som framför allt beror på antalet och typ av försök som gjorts.

Under exponeringsbedömningen uppskattas de koncentrationer som miljön utsätts eller kan utsättas för, utifrån utsläpps- och spridningsmodellering och/eller övervakningsdata. För miljörisksbedömningar beräknas därmed på motsvarande sätt PEC-värden (Predicted Environmental Concentration).

Slutligen görs en riskkaraktärisering varvid man jämför effekt- med exponeringsdata, för att uppskatta sannolikhet och omfattning av negativa effekter pga aktuell eller förväntad exponering av substanser. Man räknar då ut kvoten PEC/PNEC för att få en indikation om hur stor risken är. Riskkaraktäriseringen ligger sedan till grund för beslut om förbud eller riskreducerande åtgärder.

Parallellt med detta görs även en separat bedömning av särskilt farliga egenskaper som i sig är tillräckligt allvarliga för att man bör överväga en utfasning eller riskreducerande åtgärder. Till dessa egenskaper hör ämnen som räknas som PBT (dvs de är både långlivade/persistenta, bioackumulerbara och toxiska), vPvB (mycket långlivade och bioackumulerbara), samt CMR ämnen (cancerogena, mutagena eller reproduktionsstörande). Det är även denna grupp av ämnen som - förutom högvolymkemikalierna - kommer att prioriteras i registreringsprocessen under EUs nya kemikalielagstiftning, REACH (Registration Evaluation and Authorisation of Chemicals; EG 1907/2006).

4.1 Föroreningsfarlighet

Eftersom GRAF kommer in under ett mycket tidigt skede under prioriteringsprocessen finns sannolikt inga omfattande analysresultat från det förorenade området. I de flesta fall

kommer man därför inte att ha några uppgifter om exakt identitet hos de föroreningar som finns på objektet, vilket krävs för t ex att kunna kontrollera ämnets klassificering. Precis som i nuvarande MIFO får man i dessa fall nöja sig med en kvalificerad gissning. Denna kan baseras på kunskaper om branschen (t ex från Naturvårdsverkets branschkartläggning), vilka kemikalier som hanterats, hur de hanterats, erfarenheter från tidigare inventeringar, observationer på plats och muntlig information. Detta resulterar då istället i en uppskattning av vilka ämnen/ ämnesgrupper/ produkttyper som sannolikt förekommer på objektet.

Om det inte är känt eller går att gissa sig till enskilda ämnen, behövs ett verktyg för att, utifrån information om ämnesgrupper eller produkttyper, på ett enkelt sätt kunna avgöra sannolik inneboende fara, utan ingående kemiska kunskaper. Vi valde att utgå från PRIO-databasen och dess kriterier för att identifiera de föroreningar som bör rangordnas högst och näst högst vad gäller deras farlighet, se tabell 4.

TABELL 4. Principer för indelning av föroreningars farlighet på platsen (omarbetad från MIFO 1). Resultatet från denna tabell fylls i som M₁ i analysprotokollet.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Är inte klassad som miljö- eller hälsofarlig enligt klassificeringsdatabasen (KIFS 2005:5)	Klassad som miljö- och/eller hälsofarlig enligt klassificeringsdatabasen (KIFS 2005:5)	Riskminskningsämne enligt PRIO eller motsvarande kriterier (se bilaga C)	Utfasningsämne enligt PRIO eller motsvarande kriterier (se bilaga B)

PRIO-databasen är ett redskap lättillgängligt för allmänheten¹¹, den uppdateras regelbundet och sökningar är lätta att göra. Om man inte känner till exakt identitet hos föroreningen kan man även söka på ämnes- respektive produktgrupper och därmed få en indikation på om gruppen som sådan kan tänkas innehålla farliga kandidater.

KEMI Prioriteringsguiden - PRIO
 Kemikalieinspektionen

Startsida Innan du börjar Kriterier Steg för steg Kemikalier i praktiken Sök i PRIO Ordlista In English

Sökresultat Tillbaka Ny sökning Spara som fil

Du har sökt på *koppar och kopparföreningar, miljöfarliga* [ämnesgrupp]; *Metallytbehandlingsmedel, andra* [produkttyp].
 Sökningen gav 1 träffar.

Sidan 1 av 1. Ämnen per sida: 25

Ämne	EG-nr	CAS-nr	Prioriteringsnivå	Kriterier
Koppar(sulfat)	231-847-6	7758-98-7	Prioriterat	Miljöfarligt, långtidseffekter
<i>Cupric sulfate</i>			riskminskningsämne	
<i>Cupric sulfate anhydrous</i>				
<i>CuSO4</i>				
<i>Koppar(II)sulfat</i>				

SnabbGuide

Tänk på att det kan finnas andra koppar och kopparföreningar, miljöfarliga i Metallytbehandlingsmedel, andra som uppfyller PRIO-kriterierna. Detta är bara några exempel. [Läs mer](#)

Viktigt om kopparföreningar

Observera att fler kopparföreningar än de som finns i databasen kan ha samma miljöfarliga egenskaper.

Miljöfarligheten hos kopparföreningar beror i första hand av den mängd kopparjon som frisätts.

De kopparföreningar som finns i

Figur 6. I PRIO-databasen är det möjligt dels att söka på namn CAS-nr, ämnes eller produktgrupp eller hälso- och miljöfarliga egenskaper, bild från PRIO-databasen.

¹⁰ <http://apps.kemi.se/klassificeringslistan/default.cfm>

¹¹ <http://www.kemi.se/prio>

Kriterierna för PRIO databasen är till stor del framtagna för beredningar och varor men de potentiella egenskaperna hos ämnen är oberoende av tillämpningen och indelningen kan därför även användas på förorenade områden. I PRIO delas ämnena in i två grupper, dels utfasningsämnen, dels prioriterade riskminskningsämnen. Utfasningsämnen anses ha sådana egenskaper att de, oberoende av hur, inte bör användas. Prioriterade Riskminskningsämnen har egenskaper som bör ges särskild uppmärksamhet.

Kriterierna speglar bl a "Giftfri miljö" (delmål 3 för utfasningsämnen samt 4 för riskminskningsämnena) samt REACH, Stockholms- och Genève konventionen¹². Man tar därvid särskild hänsyn till bl a ämnen som kan innebära en storskalig ackumulation (PBT, vPvB, ozonförstörande ämnen), men även sådana som egentligen inte anses ha några tröskelvärden - dvs man kan inte uppskatta koncentrationer som är garanterat säkra (såsom mutagena och cancerogena ämnen). Detaljerade kriterier för PRIO återfinns i bilaga B och C och kortfattat i tabell 5.

TABELL 5. Kriterier för utfasningsämnen och riskminskningsämnen i PRIO

Kriterierna för utfasningsämnen:	Kriterierna för prioriterade riskminskningsämnen:
CMR (Cancerogen, mutagen eller reproduktionsstörande), kategori 1 och 2	Mycket hög akut giftighet (hälsa)
PBT/vPvB (Persistenta, bioackumulerande och toxiska/mycket persistenta och mycket bioackumulerande)	Allergiframkallande
Särskilt farliga metaller (kvicksilver, kadmium, bly och deras föreningar)	Mutagen, kategori 3
Hormonstörande	Hög kronisk giftighet (hälsa)
Ozonnedbrytande	Miljöfarligt, långtidseffekter
	Potentiell PBT/vPvB

¹² www.unece.org/env/lrtap/welcome.html

Kriterierna i PRIO-databasen är baserade på bl a två av delmålen i "Giffri Miljö".

Utfasningsämnen baseras på delmål 3 och prioriterade riskminskningsämnen på delmål 4.

Delmål 3: Utfasning av farliga ämnen

"I fråga om utfasning av farliga ämnen skall följande gälla. Nyproducerade varor skall så långt det är möjligt vara fria från: nya organiska ämnen som är långlivade (persistenta) och bioackumulerande, nya ämnen som är cancerframkallande, arvsmassepåverkande och fortplantningsstörande samt kvicksilver så snart som möjligt, dock senast 2007, övriga cancerframkallande, arvsmassepåverkande och fortplantningsstörande ämnen, samt sådana ämnen som är hormonstörande eller kraftigt allergiframkallande, senast år 2010 om varorna är avsedda att användas på ett sådant sätt att de kommer ut i kretsloppet, övriga organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande, samt kadmium och bly, senast år 2010. Dessa ämnen skall inte heller användas i produktionsprocesser om inte företaget kan visa att hälsa och miljö inte kan komma till skada. Redan befintliga varor, som innehåller ämnen med ovanstående egenskaper eller kvicksilver, kadmium samt bly, skall hanteras på ett sådant sätt att ämnena inte läcker ut i miljön. Spridning via luft och vatten till Sverige av ämnen som omfattas av delmålet skall minska fortlöpande. Delmålet omfattar ämnen som människan framställt eller utvunnit från naturen. Delmålet omfattar även ämnen som ger upphov till ämnen med ovanstående egenskaper, inklusive dem som bildas oavsiktligt."

Delmål 4, 2010. Fortløpande minskning av hälso- och miljöriskerna med kemikalier

"Hälso- och miljöriskerna vid framställning och användning av kemiska ämnen skall minska fortlöpande fram till år 2010 enligt indikatorer och nyckeltal som skall fastställas av berörda myndigheter. Under samma tid skall förekomsten och användningen av kemiska ämnen som försvårar återvinning av material minska. Delmålet avser ämnen som inte omfattas av delmål 3."

Först om ämnet *inte* står med i databasen måste man gå vidare och kontrollera huruvida ämnet är klassificerat som miljö/hälsosfarligt och i så fall vilka riskfraser/symboler som angivits för att se om ämnet uppfyller några av PRIO-kriterierna. Många aktiva substanser i bekämpningsmedel kommer att hamna i denna kategori eftersom dessa bara är med i databasen om de även används i något annat sammanhang.

För de ämnen som inte uppfyller kriterierna i PRIO behöver bedömare dock bara avgöra huruvida ämnet är klassificerat som miljö- och hälsosfarligt överhuvudtaget för att avgöra vilken rangordning ämnet ska ha (lägst eller näst lägst). Att så långt som möjligt frångå behovet att i detalj kontrollera klassningen kommer även att underlätta anpassningen till det nya klassificeringssystem¹³ som troligen kommer att råda från år 2010 (för ämnen, och från 2015 för blandningar). Ämnen med en harmoniserad (bindande) klassificering finns med i KIFS 2005:5. KIFS 2005:5 har dock inte med de ämnen som ej har bedömts av myndigheterna. Det kan för dessa ämnen vara lämpligt att göra ytterligare sökningar i bl a vetenskapliga databaser för att bilda sig en uppfattning om ämnets

¹³ GHS: Global Harmonised System är ett globalt system men viss variation kommer att finnas i olika länder. För förslag på klassificering inom EU, se: "Förslag till Europaparlamentets och rådets förordning om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar och om ändring av direktiv 67/548/EEG och förordning (EG) nr 1907/2006. Bryssel den 27.6.2007. KOM."

inneboende egenskaper. Prevents databas "Kemiska Ämnen"¹⁴ kan också ge värdefull information och förslag på klassificering.

Efter det att föroreningars farlighet bedömts enligt tabell 5 görs en osäkerhetsbedömning. I denna tar man hänsyn till hur säkert man känner till identiteten hos ämnet, ämnesgrupp eller kanske t o m produktgrupp det rör sig om på platsen. Om man enbart kan gissa sig till ämnesgrupp och man återfinner kandidater i gruppen som antingen markeras som riskminsknings- eller utfasningsämnen i PRIO bör av försiktighetsskäl den högsta faroklassen anges, men med en indikation i osäkerhetsbedömningen.

Vidare bör man vara uppmärksam på att ett ämne som inte har klassificerats som miljö och/eller hälsofarligt inte självklart är ofarligt. Flera ämnen har fortfarande inte undersökts med avseende på deras miljö och hälsofarliga egenskaper. Såvida det är känt att ämnet har bedömts och data finns tillgängliga som stöder att det inte ska klassas som farligt är säkerheten att anse som stor. Om ämnet däremot inte har bedömts (och därför inte klassats som farligt) är osäkerheten mycket stor.

För att underlätta bedömningen ytterligare samt illustrera den faroindelning av föroreningar som kommer att ske i GRAF har en exempellista tagits fram för sådana ämnen, ämnesgrupper, blandningar och produkter som ofta förekommer på förorenade områden, se tabell 6. Vissa produkter kan dessutom vara svåra att placera även utifrån tillgång till PRIO och klassificeringslistan och här har vi utgått ifrån den indelning som råder i den befintliga MIFO-modellen, vilken i dessa fall ofta utgått från de generella riktvärden¹⁵ som finns. Listan är dock inte komplett utan behöver kompletteras med ämnen och ämnesgrupper och produkttyper utifrån branschspecifik information.

TABELL 6. Förslag på faroindelning av några ämnen, ämnesgrupper, blandningar och produkter som ofta förekommer inom förorenade områden. Sådana som markerats med ☐ har placerats utifrån tabell 3 i befintlig MIFO¹.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Papper☐ Trä☐	Träfiber☐ Bark☐ Metallskrot☐	Vissa arsenikföreningar (t ex aluminiumarsenid) Vissa kromföreningar (ej Cr VI) Klorfenoler Cyanid 1,2-diklorbensen Vissa klorerade lösningsmedel (t ex 1,1,2,2-tetrakloretan)	Vissa arsenikföreningar (t ex arseniksyra) Vissa kromföreningar (Cr VI) Blyföreningar Kvicksilverföreningar Kadmiumföreningar Eldningsolja Bensen Kreosot Stenkolstjära Dioxiner Vissa klorerade lösningsmedel (t ex 1,2-dikloretan och 1,1,1-trikloretan)

¹⁴ http://www.prevent.se/verktyg/kemiska_amnen/default.asp

¹⁵ Riktvärde: den halt av en förorening över vilken risk för oönskade effekter på människor eller miljö kan föreligga. Se särskilt: Naturvårdsverket (1996): Generella riktvärden för förorenad mark - beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning - Naturvårdsverkets Rapport 4638.

¹ Naturvårdsverkets rapport 4918

En del föreningar kommer att placeras i antingen högsta eller näst högsta kategorin beroende på den exakta identiteten. Denna osäkerhet kommer generellt att gälla komplexa kolväten. Dessa är visserligen blandningar av olika organiska ämnen och ofta klassificerade som giftiga och cancerframkallande, dvs utfasningsämnen i PRIO, pga deras innehåll av bland annat bensen och PAH. Det går dock att behandla dem kemiskt så att halterna av de cancerframkallande beståndsdelarna minskar och om halterna då understiger bestämda gränsvärden klassificeras blandningen inte längre som cancerframkallande. Huruvida denna behandling har skett kommer dock att vara svårt att känna till varför vi förordar att komplexa kolväten såsom eldningsolja m fl produkter placeras i högsta farokategorin men att man beaktar osäkerheten i denna bedömning. En liknande situation råder för t ex metallskrot som betecknas som måttligt farligt i tabell 6. Om materialet kan tänkas vara behandlat med blymönja eller någon annan farlig metall bör man överväga att höja nivån till mycket hög farlighet av försiktighetsskäl.



Bild 1. Utfasning av kvicksilver från en gammal tandläkarmottagning vid Härlanda Fängelse i Göteborg.

4.2 Exponeringsgrad

I ett tidigt prioriteringsskede kan det vara svårt att uppskatta halter, volymer massor och totala mängder av föroreningarna. Sett ur ett riskperspektiv är det viktigare att känna till exponeringen, dvs hur mycket människa och miljö är utsatt för föroreningarna. I tabell 7 fokuseras främst på den exponering som sker av människor medan miljöexponeringen beaktas under spridning och skyddsvärde. Ett isolerat område som sällan besöks av människor borde prioriteras lägre än om det finns bostäder i närheten. I ett tidigt skede har man dessutom oftast ingen information om halter, volymer och total mängd förorening. I detta skede görs bedömningen på individnivå, dvs bedömningen blir densamma oavsett hur många människor det är som exponeras. Sett ur ett samhällsperspektiv är det naturligtvis mer relevant ju fler människor som drabbas men detta beaktas senare under nuvarande och potentiellt värde.

TABELL 7. Principer för indelning av mänsklig exponeringsgrad (ersätter tabell tillstånd, jämförvärde och mängd i MIFO1), fylls i som M₂ i riskmatris och analysprotokoll.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Människan exponeras i mycket liten grad för föroreningar	Människan exponeras vid enstaka tillfällen för föroreningar	Människan exponeras vid flera tillfällen per månad för föroreningar	Människan exponeras kontinuerligt för föroreningar.
Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras i mycket liten grad för föroreningar.	Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras vid enstaka tillfällen för föroreningar.	Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras vid flera tillfällen per månad för föroreningar.	Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras kontinuerligt för föroreningar.

4.3 Spridningsförutsättningar

Faktorer som i hög grad styr spridningshastigheten, såsom ämnets karaktär, topografi (t ex närhet till vattendrag) och miljöfaktorer (t ex jordartstyp) kan observeras relativt lätt och föreslås här som grundbedömning av spridningsförutsättningar. Här kan flygfoton och kartor vara till hjälp. Denna typ av bedömning är en förenkling av den bedömning som görs i MIFO-modellen där spridningshastigheten uppskattas i och från olika medier och anläggningar. Uppskattningarna uttrycks med kvantitativa termer såsom <5% eller <0,1 km/ år. För personer utan expertkunnskap är denna uppskattning svår att göra. Därför har tabellen förenklats och modifierats så att en bedömning kan göras utan ingående och detaljerade expertkunskaper om spridningsförutsättningarna i området.

Jordarten är ofta inte "naturlig" i tätorter och vid anläggningar består översta lagret vanligen av fyllnadsmassor. Fyllnadsmassor kan bestå av t ex muddermassor, lera, makadam eller rent avfall. I dessa fall är det i stort sett omöjligt att veta transporttiden, liksom transportvägen (oftast söker sig "lakvattnet" till ledningsgravar som är fyllda med makadam). Detta bör särskilt beaktas i osäkerhetsbedömningen.



Bild 2. Färgburkar intill Göta älvs strand. En uppenbar spridningsrisk.

Observera att tabellen för spridningsförutsättningar, tabell 8, är en vägledning för bedömning av konsekvenser där de förutsättningar som är kända och aktuella för området används för det aktuella fallet. Finns till exempel inga byggnader är raden spridningsrisk till och från byggnader inte aktuell.

TABELL 8. Principer för indelning av spridningsförutsättningar (omarbetad från MIFO). Resultatet fylls i som M₃ i analysprotokoll och riskmatris.

	Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Från/till byggnad	Tät grund ex. tjock betonggrund utan brunnar Inga flyktiga föroreningar	Grund med en till flera golvavlopp	Otät grund utan golvavlopp ex. asfalterat golv utan avlopp	Otät grund ex. flera golvavlopp jordtrampat/asfalterat golv Flyktiga föroreningar. Klorerade lösningsmedel*
I mark och grundvatten	Lera Fettlösliga ämnen.	Lerig-siltig morän. kompakterad torv	Siltig-sandig morän, Fyllnadsmassor, rörgravar/diken	Sandig-grusig morän Fyllnadsmassor, rörgravar/diken Vattenlösliga ämnen.
Till ytvatten	Försumbar skredrisk (1**) Avstånd till vattendrag > 1000 m Plan markyta, inga diken, rörgravar eller avlopp Fettlösliga ämnen Lättnedbrytbara ämnen	Någon skredrisk (2**) Avstånd till vattendrag 200-1000 m Markens lutning < 1%, diken, rörgravar eller avlopp finns	Viss skredrisk (3**) Avstånd till vattendrag 50-200 m Markens lutning 1-10 % diken, rörgravar eller avlopp finns	Påtaglig skredrisk (4**) Avstånd till vattendrag 0-50 m Markens lutning >10-15% diken, rörgravar eller avlopp finns Vattenlösliga ämnen Persistenta (långlivade) ämnen
I ytvatten	Föroreningar i fast form Stilla vatten, stor utspädning	Partikelbundna föroreningar Små bäckar och diken som oftast är torra	Partikelbundna föroreningar Bäckar och diken som det oftast finns rinnande vatten i	Föroreningar lösta i vatten Kontinuerligt rinnande vatten (älv, fors, flod, å)
I sediment	Accumulationsbottnar Livlösa bottnar	Accumulationsbottnar Levande bottnar	Erosionsbottnar Omsedimenterade föroreningar Levande bottnar	Mekanisk omrörning (mudderverksamhet, kraftiga vågrörelser, båttrafik,) Levande bottnar
Damning	Ej partikelbundna föroreningar Ytmaterial inom området består inte av finkorniga jordarter	Partikelbundna föroreningar Ytmaterial inom området består eventuellt av finkorniga jordarter	Partikelbundna föroreningar Ytmaterial inom området består delvis av mycket finkorniga jordarter	Partikelbundna föroreningar Mycket finkornigt ytmaterial inom området som lätt dammar

* Tunga relativt olösliga ämnen som sjunker i vatten såsom kloretylener och metylenklorid med gemensamt namn kallade DNAPL (dense non-aqueous phase liquid).

**Underlag för skredriskbedömning kan hämtas från SGIs hemsida (www.swedgeo.se).

5 Ekonomiska och andra värdefaktorer i GRAF

Det finns ett pris för hur mycket människor är beredda att betala för att inte bli utsatta för föroreningar, dvs hur mycket annan välfärd de är beredda att avstå ifrån ifall föroreningarna begränsas. Inom miljöekonomin har man föreslagit flera olika metoder för att fastställa individens betalningsvilja för ren miljö. De tre kanske vanligaste av dessa är:

- contingent valuation
- travel-cost valuation
- hedonic pricing

En sammanställning av dessa metoder för att bedöma ekonomiska aspekter vid en riskvärdering av förorenad mark återfinns i SNV rapport 5539. Ingen av dessa tre metoder är invändningsfri. Kriterierna är ofta individualistiskt grundade, dvs bygger på enskilda personers attityder, erfarenheter, information och kunskap. Metoderna lämpar sig därför mycket väl i vissa situationer men mindre i andra. En av de rapporter som använts som bakgrund i litteraturinventeringen¹⁶ har undersökt potentiella ekonomiska fördelar som erhålls vid sanering av förorenade sediment i vattendrag, eller den ekonomiska kostnaden vid ingen åtgärd. Dessutom bedömdes tillgängliga verktyg för ekonomisk värdering för att kunna identifiera vilka som är bäst lämpade för att bedöma behovet av sanering av förorenade sediment. I rapporten angavs användbara metoder för klassificering av ekonomiska fördelar. Dessa indelas i direkta metoder (Damage function approach och Contingent valuation) och indirekta metoder (Averting behaviour, Travel costs, Hedonic methods). Dessutom ingick några metoder som bara värderar hälsoaspekterna: mortalitet respektive morbiditet, se vidare i faktatext härintill.

Flera av de projekt som pågår inom Hållbar sanering har pekat på nödvändigheten av att ekonomi/kostnad ingår som en bedömningsparameter i riskvärdering/bedömning av förorenad mark samt val av åtgärd. I SNV rapport 5615 utfördes enkätstudier som visade att användarna av metoder för riskbedömning av förorenad mark önskar att flera olika ekonomiska faktorer ingår i bedömningen, bland annat att kostnader inkluderas i bedömningen, hur kostnader vägs mot miljö, hur man prioriterar mellan objekt och att en risk- och kostnadsbedömning av vad som händer efteråt ingår. I SNV rapport 5537 undersöks flera tillgängliga verktyg för ekonomisk riskvärdering och några konkreta exempel ges på hur de kan tillämpas. Vidare visar arbetet hur en ekonomisk värdering kan struktureras med hjälp av besluts- och kostnads-nyttoanalys. Med hänsyn till det stora antalet förorenade områden och de förväntade höga efterbehandlingskostnaderna i Sverige bör den ekonomiska dimensionen av reducerade risker till följd av efterbehandling ha en viktig roll i beslutsunderlaget. Arbetet visar dock att det krävs delvis förändrade sätt att arbeta med riskbedömningar för att kunna utföra välgrundade ekonomiska riskvärderingar.

16 Identifying and assessing the economic benefits of contaminated aquatic sediment cleanup (2000)

Med utgångspunkt från vad tidigare projekt inom "Hållbar sanering" redovisat, angående behovet av att ekonomiska faktorer ska ingå i en riskbedömning av förorenad mark, samt en utvärdering av de faktorer som beaktats i litteraturinventeringen har följande faktorer valts ut i detta projekt för att ingå i en konsekvensbedömning av ekonomi/värden:

- pågående/nuvarande värde (E_1)
- potentiellt värde (E_2)
- skyddsvärde (E_3)

Några befintliga ekonomiska värderingsmetoder i miljösammanhang

Damage function approach (produktionsfunktionsmetoden)

I denna metod påverkar föroreningen produktion eller konsumtion av en vara som kan köpas på marknaden, t ex fisk. Fördelarna med sanering kan mätas genom den ökade mängden av konsumerad fisk. Då det går att mäta hur efterfrågan och utbud förändras pga den förändrade tillgången på ekosystemtjänsten kan man även värdera denna förändring i ekonomiska termer. Den främsta fördelen med denna metod är att den använder riktiga värden för marknadsvaror och bedömer föroreningen utifrån den skada den åsamkar detta värde. Nackdelen är dess oförmåga att värdera non-use värden (många ekosystemtjänster är inte marknadsvaror).

Contingent valuation

Denna metod använder undersökningar av allmänhetens värdering av miljö och natur. Fördelen med denna metod är att den kan värdera alla fördelar även non-use. Den är även flexibel och kan värdera det som undersökningen är intresserad av. Undersökningen genomförs genom en enkät där allmänheten värderar sin villighet att betala för ett saneringsprogram som förbättrar naturmiljön, dvs man inrättar en hypotetisk marknad. På detta sätt kan man t ex beskriva förändringen i tillgången på en ekosystemtjänst, och följa upp med frågor om individers betalningsvilja för att motverka förändringen. Metoden ställer dock stora krav på t ex utformning av enkäten och kritiseras för att inte grunda sig på faktiskt beteende. En fördel är att man även får med värderingar hos personer som just nu inte använder sig av ekosystemtjänsten.

Averting behaviour (ersättningskostnadsmetoden eller skyddsutgiftsmetoden)

I denna metod värderas de ekonomiska fördelarna av en sanering som de kostnader som personer och företag lägger ner, för att undvika effekterna av en förorening, t ex köp av buteljerat vatten, resa till andra områden för rekreation etc. Denna metod kan bara användas om föroreningen kan förhindras genom privata utlägg (dvs om en marknadsvara i någon mening kan ersätta en ekosystemtjänst), och om föroreningen kan saneras bort helt och hållet. Den är inte applicerbar på non-use värden.

Travel costs

Med resekostnadsmetoden kan man värdera de rekreativsmöjligheter som ett naturområde erbjuder. Värdet skattas genom att mäta hur mycket tid och pengar folk lägger ner för att ta sig till området. Fördelarna med en sanering kan därmed mätas genom att skatta skillnaden i tid och pengar för människor att resa till ett alternativt naturområde som ligger längre ifrån hemmet. Största fördelen med metoden är att den är baserad på individers reella kostnader. Nackdelen är att den är begränsad till rekreation och inte går att använda för att värdera non-use värden. Det finns även en förfinad metod som undersöker hur olika egenskaper hos ett rekreativsvärde påverkar efterfrågan.

Hedonic methods (fastighetsvärdesmetoden)

Denna metod använder oftast värdet på fastigheter och tomter för att värdera den ekonomiska fördelen av en sanering. Fastighets- och tomtpriser inom det förorenade området jämförs mot ett liknande närliggande område. Skillnaden mellan dessa värden motsvarar den ekonomiska fördelen med en sanering. Har man tillräckligt detaljerade data kan ett indirekt marknadspris på t ex en sanering skattas och i vissa fall även betalningsviljan för en bättre miljö i något specifikt avseende. Måttet man väljer för miljökvalitet bör ha samband med individens observationer.

Mortality

Här värderas värdet av ett statistiskt liv. Problemet är hur värdet, av en liten reduktion i en liten sannolikhet, för att dö värderas (marginalvärdet). Värdet kan skattas antingen genom den framtida inkomst som en utsatt individ kommer att erhålla eller genom att individer värdesätter en minskad sannolikhet för att dö, vilket delas med antal liv som en sanering antas rädda.

Morbidity

Denna metod kan utföras på två vis; antingen genom att värdet av en sjukdom bedöms genom förlorad inkomst eller genom att använda WTP (willingness to pay) genom att värdesätta undvikandet av sjukdagar.

5.1 Pågående användning och potentiellt värde

Utöver skyddsvärde och känslighetsvärde, vilka beskriver dels hur känslig marken är för en förorening dels om där finns ekologiska system som är värda att skyddas, bör andra värden, såsom rekreativvärde och ekonomiska värden beaktas vid riskbedömning av ett förorenat område.

Valet av nuvarande och potentiellt värde som faktorer att använda för riskvärdering i GRAF baseras på:

- att det i både enkätstudier² och andra rapporter inom programmet Hållbar sanering pekats på behovet av att ekonomiska värden, både nuvarande och potentiella, inkluderas i en riskvärdering av förorenad mark
- värdet av marken är möjligt att beskriva i ord (istället för enbart mätvärden/siffror)
- en uppskattning av nuvarande och potentiellt värde är möjlig att göra utifrån kunskap om översiktsplaner, fastighetsvärde och uppgifter om hur allmänheten använder området
- en värdering enligt klasserna i nuvarande och potentiellt värde är möjlig att göra för en analysgrupp som har god kännedom om området och hur det används
- alla värden skall värderas, både ekonomiska och andra, såsom rekreativvärde

² Naturvårdsverkets rapport 5615

TABELL 9. Principer för indelning efter pågående användning/nuvarande värde. Resultatet från denna tabell fylls i som E₁ i analysprotokoll och riskmatris.

Liten (1)	Måttligt (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Ointressant, t.ex. ödetomt. Används inte alls för industriändamål	Används för industriändamål	Attraktivt i anslutning till tätort eller annan potential	Mycket attraktivt område, stor utvecklingspotential.
Används inte av allmänheten till fritidsändamål*	Används i liten omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i mycket stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i mycket stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*

*Med fritidsändamål avses t.ex. svamplockning, fiske, rekreation etc.

Ekosystemtjänster

Människan är beroende av fungerande ekosystem dels för vår överlevnad men även för välfärd och välbefinnande. Många men långt ifrån alla så kallade ekosystemtjänster kan tilldelas ett ekonomiskt värde i traditionell mening. Med ekosystemtjänster menas t ex olika naturresurser såsom fisk, skogsprodukter och olika grödor, som kan utvinnas och säljas på marknaden, men även vattnets kretslopp, skogars funktion som kolsänka, våtmarkers möjlighet att lagra vatten och fånga upp näringsämnen utgör ekosystemtjänster. Dessa senare prissätts sällan, trots att vi kan vara helt beroende av dem. Som ekosystemtjänster räknas slutligen även sådant som snarare är relaterat till människans psykiska välbefinnande, såsom att få bada i rent och klart vatten eller att få ta en skogs promenad i en ostörd miljö.

TABELL 10. Principer för indelning efter potentiellt/förväntat värde, fylls i som E₂ i riskmatris och analysprotokoll.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Ointressant ur framtida exploateringssynpunkt	Exploaterbart i ett framtida perspektiv	Kommer i framtiden att vara attraktivt, i anslutning till tätort eller annan potential	Mycket attraktivt område med stor utvecklingspotential i framtiden
Används i framtiden och efter eventuell åtgärd inte av allmänheten till fritidsändamål*	Används i framtiden och efter eventuell åtgärd i liten omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i framtiden och efter eventuell åtgärd i stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i framtiden och efter eventuell åtgärd i mycket stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*

*Med fritidsändamål avses t.ex. svamplockning, fiske, rekreation etc.

5.2 Skyddsvärden

Bedömning av skyddsvärde görs på samma sätt som i MIFO-modellen. Det är i detta avseende viktigt att känna till bl a lokaliseringen av föroreningarna (både med avseende på t ex markdjup och närhet till känsliga och skyddsvärda objekt) samt skyddsvärdet (såsom naturskyddsområden, område med ovanliga ekosystem samt påverkan av annan verksamhet idag), se tabell 11. Till skillnad från den individbaserade bedömning som skedde för mänsklig exponering (se tabell 7) gäller för miljön att skyddsvärdet bedöms på populationsnivå och högre (arter eller ekosystem) som exponeras för föroreningarna på

objektet. Skyddsvärdet har även en indirekt betydelse för människan i form av rekreation och andra ekosystemtjänster.

TABELL 11. Principer för indelning efter skyddsvärde, från MIFO-modellen i SNV 4918. Resultatet från denna tabell fylls i som E₃ i analysprotokoll och riskmatris.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
- av föroreningar starkt påverkade områden - av annan verksamhet förstörda naturliga ekosystem, t ex en deponi, ett sandmagasin eller ett asfalterat område	- områden med något störda ekosystem - områden med ekosystem som är mycket vanliga i regionen, t ex normala skogs och jordbruksområden	- områden med ekosystem som är mindre vanliga i regionen - områden där exponering sker av enskilda arter eller ekosystem som i naturvårdsplaneringen regionalt eller lokalt utpekats ha stort skyddsvärde t ex strandområden och känsliga vattendrag, rekreationsområden och parker i stadsmiljö	- områden med enskilda arter eller ekosystem som i naturvårdsplanering på riksnivå, regionalt eller lokalt utpekats ha mycket stort skyddsvärde, t ex landets naturskyddade områden; nationalparker, naturreservat, naturvårdsområden, marina reservat, djurskyddsområden och områden med andra biotopskydd, övriga områden där hotade arter finns samt de områden som utpekats som riksintressanta för naturvården

6 Sociokulturella faktorer i GRAF

Sociokulturella faktorer kan ofta påverka utfallet i en ekonomisk och ekologisk värdering, eftersom t ex betalningsvilja och framtagande av riktvärden hänger ihop med t ex riskuppfattning och riskacceptans. Riktvärdessättning för förorenad mark utgår i Sverige från att man accepterar ett förtida dödsfall på 100 000 invånare respektive att minst 50% av arterna skyddas vid en känslig markanvändning.

Riskuppfattning och riskacceptans

Den upplevda risken är ofta svårdefinierad och subjektiv och kan skilja sig från den "faktiska" risken. Ett antal faktorer påverkar hur vi upplever relativa risker i olika situationer. Beroende på vilka egna intressen vi har, oavsett om de är ekonomiska, politiska eller sociala, har man en tendens att förminska vissa risker och poängtera andra. Både som privatpersoner och vid deltagande i intressegrupper förstorar vi gärna upp faror som inte gynnar oss medan vi ignorerar negativa aspekter av aktiviteter som gynnar oss. De flesta har dessutom svårt för att förstå innebörden av uttryck som "sannolikheten är 1 på 100 000" att utveckla cancer till följd av en viss exponering. Dessutom kan det vara svårt att acceptera att det t ex inte är större chans att det blir krona nästa gång om myntet förra gången visade klave, även om sannolikhetsteorin säger annorlunda. Personlig erfarenhet kan vara mycket missvisande, vilket gör att man kanske överskattar risker som man själv upplevt tidigare men underskattar risken för händelser som man själv inte tidigare utsatts för eller känner någon som råkat ut för. Medias rapportering påverkar riskuppfattningen, eftersom man gärna överrapporterar vissa risker (katastrofbetonade) på bekostnad av andra (kroniska sjukdomar). Vi påverkas av om vi känner att vi har kontroll över situationen och vi tenderar att ha en irrationell fruktan för vissa teknologier eller aktiviteter medan andra - t ex gamla och beprövade eller sådana som inte har lika katastrofala övertecken - uppfattas som säkrare.

Sammanfattningsvis kan man säga att risker som inte är observerbara, okända för de som exponeras, har fördröjda effekter och nya risker uppfattas som värst, liksom sådana vi inte kan kontrollera, utsätts för mot vår vilja samt sådana som har stora konsekvenser ("katastrofer").

Inom Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering har en rapport³ undersökt bl a erfarenheter av några metoder för att värdera risker och acceptansnivåer i Sverige och internationellt. Man finner att riskacceptansen för förorenade områden är ungefär densamma i Sverige som i andra jämförbara länder såsom Kanada, Nederländerna och USA. Inom andra sektorer framkommer dock stora skillnader i riskacceptans, vilket tyder på olika värderingsgrunder för risker inom olika sektorer. Intressanta exempel är jämförelserna med arbets- och boendemiljö där de acceptabla hälsorisknivåerna är 100–1000 gånger högre än inom förorenade områden. Ur värderingssynpunkt kan dessa skillnader vara mycket viktiga och bör diskuteras. Orsaken till att riskacceptansen är så olika för de olika typerna av risker är inte klarlagd, men det är tänkbart att principen om rättvisa mellan generationer påverkar, dvs att vi inte bör efterlämna ouppklarade problem till efterföljande generationer, och att acceptansen generellt är låg för risker som människor inte frivilligt utsätter sig för.

³ Naturvårdsverkets rapport 5537 (Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi)

En annan av rapporterna inom Hållbar sanering visade med sin enkätstudie² att det finns ett behov av metoder för att kunna innefatta psykologiska, politiska och sociala frågor. Med utgångspunkt från detta behov samt en utvärdering av de faktorer och metoder som ingick i litteraturinventeringen har följande faktorer valts ut i detta projekt för att ingå i en konsekvensbedömning av sociokulturella faktorer:

- Oro (S₁)
- Beteendeförändringar (S₂)
- Behov av delaktighet (S₃)

6.1 Oro

Oro över risker med förorenade markområden kan leda till att man tar beslutet att vidta mer omfattande saneringsåtgärder än vad som egentligen kanske är nödvändigt¹⁷. Vi har valt att ta med oro som en ingående faktor i bedömningen, eftersom detta indikerar hur individer upplever det förorenade området och risken med detta samt deras behov av att en åtgärd blir genomförd.

Genom att ta med oro som en faktor vill vi kunna skapa möjligheten att hitta rätt åtgärd för befogad respektive obefogad oro. Bedömning och åtgärd görs tillsammans med de ekologiska faktorerna för att verifiera om oron är befogad eller obefogad. Om analysen visar på obefogad oro kan föreslagen åtgärd till exempel bli en informationsinsats istället för sanering. Att göra en bedömning av oro bygger mycket på att det inom analysgruppen finns personer med insyn i hur invånare i närheten av området upplever risken med den förorenade marken. Oro kan indikeras genom insändare, artiklar i pressen, klagomål och kontakt med myndigheter, lokala protestgrupper men även genom sjukskrivningstal och kontakter med sjukvården.

TABELL 12. Principer för indelning efter Oro. Resultatet från denna tabell fylls i som S₁ i analysprotokoll och riskmatris.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Ingen oroas	Ett fåtal individer oroas	Lokala diskussioner och protester t.ex. insändare i lokalpressen, protestlistor	Flera personer uppsöker sjukvård Ökade lokala diskussioner och protester t.ex. stora rubriker i media, kontakter och klagomål hos myndigheter

I en tidig variant av metoden fanns antal sjukskrivna personer med som bedömning men detta har tagits bort, då en sjukskrivning ser till arbetsförmågan och inte till hur individen egentligen mår. Om man vill veta hur människor mår är det är bättre att titta på resultaten från folkhälsoenkäter¹⁸. Ibland kan läkare och sjukvårdspersonal inom primärvården ha bäst uppgifter om hur människorna mår lokalt. Kunskapen om oro förs till analysen

² Naturvårdsverkets rapport 5615

¹⁷ Naturvårdsverkets rapport 5664 "Vem kan man lita på?"

¹⁸ www.fhi.se

genom att det i analysgruppen finns med en eller flera personer som har god kännedom om den lokala hälsobilden.



Bild 3. Färgtunnor fulla med färg i en mosse. En miljö som kan oroa.

6.2 Beteendeförändringar

Beteendeförändringar kan vara ett sätt att värdera värdet på en mark (se tidigare beskrivning av averting behaviour). Både oro och beteendeförändringar har valts som faktorer för att de återspeglar allmänhetens uppfattning och går att konsekvensbedömma samt eftersom de går att värdera i beskrivande text utan att genomföra mätningar eller studier. Istället för att visa sin oro genom protester enligt ovan kan invånare genom att förändra sitt beteende visa att de upplever risken i att använda det förorenade området som för stor. Beteendeförändringar kan indikeras genom att befolkningen väljer att tillbringa sin fritid längre bort trots att samma förutsättningar finns inom det förorenade området, till exempel avstår från att bada, plocka svamp och bär. Om riskerna i området upplevs som mycket stora kanske personer avflyttar eller inte väljer att flytta till området.

TABELL 13. Principer för indelning efter Beteendeförändring/demografi inom påverkansområdet (utnyttjande av naturresurser, tex avstår från att bada, plocka svamp, rasta hunden etc). Resultatet från denna tabell fylls i som S₂ i analysprotokoll och matris.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Inga beteendeförändringar	Enstaka personer diskuterar att göra ett aktivt val för att undvika området	Enstaka personer gör ett aktivt val för att undvika området	Flera personer gör ett aktivt val, avflyttar/ minskad inflyttning.

Kunskapen vid analystillfället erhålls genom hela analysgruppens uppfattning om området eller deras kännedom om hur andra upplever området.



Bild 4. Järnbakterier i en tjärn. Ibland ser det värre ut än vad det är.

6.3 Delaktighet

En litteraturgenomgång inom Hållbar sanering¹⁵ drar slutsatsen att kommunikativa konflikter kring risker i samband med förorenade områden är vanliga och striderna kan röra både "fakta", tillit och värderingar. Ett från början dåligt förtroende för de olika aktörerna (konsulter och myndigheter) kan lätt försämrats ytterligare med för lite kommunikation. Att skapa förtroende är svårare, men författarna fann att en utomstående expert kan bidra till ökad tillit. Man fann även att massmedia har en viktig roll, eftersom de kan påverka både känslan av delaktighet (genom att fungera som informationskanal) och riskuppfattningen hos allmänheten. Även inom NICOLE¹⁹ ett europeiskt behandlingsprojekt, fann man att det är viktigt att alla parter tas på allvar och att kommunikationen är öppen och ärlig. Utförda enkätstudier² visade också att en väl fungerande kommunikation är avgörande för saneringsprojekt och att det är viktigt att alla involverade parter är med i processen tidigt.

Behov av delaktighet kom fram som en faktor att bedöma med bakgrund av ovanstående studier och diskussioner med referensgruppen. Det ingick inte i någon av de modeller som inventerades i litteraturstudien. Under diskussionerna med referensgruppen framkom att behovet av delaktighet liksom oro och beteendeförändringar kan visa på individers behov av annan åtgärd än sanering av området, till exempel informationsinsats, men även peka på allmänhetens behov av att få vara delaktiga i beslutsprocessen. Behovet av delaktighet styrs delvis av allmänhetens intresse av området samt tillgång på

¹⁵ Naturvårdsverkets rapport 5664 "Vem kan man lita på?"

¹⁹ Schewald -van der Kley, 2004

² SNV-rapport 5615

information. Ett litet intresse för området och/eller god tillgång till information medför att behovet av delaktighet minskar. Av denna anledning finns det flera beskrivande alternativ i tabellen för delaktighet (tabell 14). Det ena beskriver behovet utefter allmänhetens intresse och det andra behovet utefter allmänhetens tillgång till information och delaktighet i dagsläget.

TABELL 14. Principer för indelning efter behov av delaktighet fylls i som S₃ i riskmatris och analysprotokoll.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Invånare har mycket god tillgång till information och känner att de har stor möjlighet att påverka.	Invånare har tillgång till information och de har möjlighet att påverka.	Information sprids i liten omfattning till invånare och de har liten möjlighet att påverka.	Information sprids i mycket liten omfattning till invånare och de har ingen möjlighet att påverka.
Invånarna har litet eller inget intresse i vad som händer med området.	Invånarna har ett måttligt intresse av vad som händer med området.	Invånarna har visst intresse i området men känner att de har liten möjlighet att påverka.	Invånarna har stort intresse i området men känner att de inte har någon möjlighet att påverka.
Mycket stor transparens, inflytande och kommunikation	Stor transparens, inflytande och kommunikation	Måttlig transparens, måttligt inflytande, måttlig kommunikation.	Lite kommunikation ingen transparens, inget inflytande.
Röstdeltagande vid kommunalval >75%	Röstdeltagande vid kommunalval 50-75%	Röstdeltagande vid kommunalval 25-50%	Röstdeltagande vid kommunalval <25%

Röstdeltagande är ett bra mått på delaktighet i samhället och är relativt lätt att ta reda på, då detta brukar presenteras på kommunens hemsida. Även SCB (www.scb.se) brukar kunna bistå med denna information. Procentsatserna för röstdeltagande har delats in i 4 delar och är bara godtyckligt uppdelat. Kunskapen om delaktighet kan även tillföras analysen genom analysgruppens egen upplevelse av invånarnas behov av delaktighet och intresse för området.

7 Resultat från utfört testfall

Test av modellen har genomförts med tre olika testgrupper. Vid första tillfället med referensgruppen, andra tillfället med representanter från stadsbyggnadskontoret, sociala kontoret och miljökontoret i en mindre kommun och vid tredje tillfället med representanter från en större kommun samt länsstyrelse. Efter varje testtillfälle har konsekvensbedömningstabellerna ändrats efter testgruppens kommentarer varför testet inte har genomförts med exakt samma förutsättningar. Själva testfallet har dock varit samma vid varje tillfälle och har bestått av ett fall där uppgifter från en genomförd riskbedömning enligt MIFO placerats på en annan ort än i det verkliga fallet, se figur 7. Testgruppen har försetts med nedanstående information som hjälp för att kunna göra sina bedömningar:

- Uppgifter om ohälsotal
- Fördjupad översiktsplan
- Beskrivning av samhällets infrastruktur, historik, huvudsakliga verksamheter och befolkning.
- Blankett GRAF A och B ifylld (bifogade i bilaga D)



Figur 7. Karta över den fiktiva ort och förorenat område som användes för testfallet.

Sammansättning av analysgrupperna vid de olika analystillfällena beskrivs kortfattat nedan. Resultatet av respektive testgrupps bedömning är redovisat i figur 8.

1. Testanalys med referensgrupp:

Analysledare

Analysledaren var en erfaren riskanalytiker som lett flera samhällliga riskanalyser

Presentation av fallet

Fallet presenterades av samma person som tagit fram bakgrundsinformation

Analysgrupp

Till sin sammansättning bestod expertgruppen av personer med huvudsaklig kompetens inom områdena miljö, medicin, riskanalys och juridik. Kompetensen från den kommunala verksamheten i denna grupp var begränsad. Kompetens att värdera fastigheter och kunskaper i stadsplanering saknades i gruppen.

Generella kommentarer

Föroreningarnas farlighet bedömdes baserat på MIFO modellen.

Parametrar kring sociokulturella faktorer diskuterades och utarbetades delvis i samband med mötet.

2. Testanalys med mindre kommun

Analysledare

Analysledaren var en erfaren riskanalytiker som lett flera samhällliga riskanalyser

Presentation av fallet

Fallet presenterades av annan person än den som tagit fram bakgrundsinformation

Analysgrupp

Till sin sammansättning bestod gruppen av personer med huvudsaklig kompetens inom områdena miljö, social omsorg och stadsplanering. Kompetensen från den kommunala verksamheten i denna grupp var mycket god. Gruppens sammansättning bedöms som bra.

Generella kommentarer

Föroreningarnas farlighet bedömdes baserat på PRIO-modellen. Samtliga kriterier var sammanställda i tabellform.

3. Testanalys med större kommun

Analysledare

Analysledaren har begränsad erfarenhet av att leda riskanalyser

Presentation av fallet

Fallet presenterades av annan person än den som tagit fram bakgrundsinformation

Analysgrupp

Till sin sammansättning bestod gruppen av personer med huvudsaklig kompetens inom områdena miljö, medicin, fastighetsvärdering och stadsplanering. Kompetensen från den kommunala verksamheten i denna grupp var mycket god. Inga nödvändiga kompetenser saknades i gruppen.

Generella kommentarer

Föroreningarnas farlighet bedömdes baserat på PRIO-modellen. Samtliga kriterier var sammanställda i tabellform.

Mycket stor D				
Stor C		S2	E2, E2	M1
Måttlig B		S2, M2, E1, E3 _b	M1, S3, S2, M3	
Liten A	E3, S3, S1, E3 _a	M2, E1, E2, S1, E1, S1, S3	E3	M3, M3, M1, M2
Osäkerhet Konsekvens	Liten 1	Måttlig 2	Stor 3	Mycket stor 4

Figur 8. Utfall av konsekvensbedömningar utförda vid tre testtillfällen, blå: testtillfälle 1 med referensgrupp, grön kursiv: testtillfälle 2 med mindre kommun, lila: testtillfälle 3 med större kommun och länsstyrelse. M₁-föroreningars farlighet, M₂-exponering, M₃-spridningsförutsättningar, E₁-pågående användning/nuvarande värde, E₂-potentiellt värde, E₃-skyddsvärde, S₁-oro, S₂-beteendeförändringar, S₃-delaktighet. Den mindre kommunen gjorde skilda värderingar för markens skyddsvärde och vattnets skyddsvärde varför dessa indikerats med ett suffix (E3_a-_b)

På grund av att testtillfällen inte genomfördes under exakt samma förhållande är det inte riktigt rättvisande att dra slutsatser genom att jämföra resultaten från de tre olika tillfällena. Framför allt var modellen mycket preliminär när den testades i samarbete med expertgruppen. Lite spridning mellan de tre olika testtillfällena är förväntat, dels på grund av att de inte utförts under exakt samma förhållanden och för att fallet var fiktivt vilket innebär att värderingarna blir mer subjektiva och färgas av personliga erfarenheter än om det hade varit ett verkligt fall. I tabell 15 redovisas variationen mellan utförda bedömningar vid de tre analysmöten som genomfördes för att testa metoden.

TABELL 15. Redovisning av spridningen i analysresultat från tre utförda testtillfällen.

Analysresultat				
Disciplin	Faktor	Konsekvens	Osäkerhet	Kommentar
Ekologi	M₁ Föroreningars farlighet	3 eller 4	A, B eller C	Referensgruppen bedömde föroreningarna som mindre farliga än övriga grupper. Gruppen har en mycket hög kompetens inom kemikalieområdet och har förmågan att värdera effekter såsom dos/responssamband "per automatik". Ökad kunskap inom ett område resulterar ofta i en mer realistisk bedömning av riskerna. Referensgruppens testtillfälle genomfördes först. Då gjordes konsekvensbedömningen för föroreningsgrad enligt befintlig MIFO och ej enligt PRIO-databasen vilket kan vara anledning till variationen, eftersom kriterierna skiljer sig något.
	M₂ Exponeringsgrad	2 eller 4	A eller B	Testgrupperna drog olika slutsatser kring hur området användes. Både den större kommunen och expertgruppen förutsatte att enbart ett fåtal individer exponeras för föroreningar och att de som exponeras arbetar inom området och har således goda kunskaper om vad man bör undvika att exponera sig för. Den mindre kommunen upplevde platsen som en plats där folk arbetar och vistas och som en del av samhället och bedömde därmed exponeringsrisken som större än de övriga grupperna. Variationen beror troligtvis på att det är ett fiktivt fall och analysgrupperna därmed i vissa fall drog egna slutsatser. Variationen indikerar nödvändigheten av att analysgruppen får tillgång till bakgrundsinformation (blankett A och B) innan analysmötet och att analysledaren måste vara tydlig vid presentationen.
	M₃ Spridningsförutsättningar	3 eller 4	A eller B	Expertgruppen och den större kommunen bedömde spridningsrisken till mycket stor på grund av närheten till vattendraget. Bedömningarna mellan grupperna var i stort sett lika. Den mindre kommunen valde att lägga en större vikt i att det vara täta jordarter och sänkte sin bedömning ett steg.
Ekonomi/Värde	E₁ Pågående/nuvarande värde	2	A eller B	Samtliga grupper gjorde samma värdering
	E₂ Potentiellt/förväntat värde	2 eller 3	A eller C	Det potentiella värdet värderades lägre av den större kommunen som antas ha en annan referensram över markvärde än en mindre kommun.
	E₃ Skyddsvärde	1,2 eller 3	A	Skyddsvärdet värderades högre av den större kommunen Det kan bero på att naturmark värderas högre där det är en bristvara och lägre i mindre kommuner där det är gott om naturmark. En analysgrupp valde att värdera marken och vattnet för sig, där marken värderades lägst.
Sociokultur	S₁ Oro	1 eller 2	A	Faktorer under Sociokultur var bristfälligt belysta i den information som erhöles vid analysmötet. Deltagarna fick i stort göra värderingen utefter egna erfarenheter. Detta belyser nödvändigheten av att Blankett A och B kompletteras ytterligare med faktorer som kan beskriva Sociokultur och att analysgruppen har med personer med kunskap om områdets sociokultur.
	S₂ Beteendeförändringar	2 eller 3	B eller C	
	S₃ Delaktighet	1,2 eller 3	A eller B	

I huvudsak tros variationen i utförda bedömningar bero på nedanstående orsaker vilka behöver iakttas vid en fortsatt utveckling av de hjälpmedel som används under och inför ett analysmöte:

- variationer i värdering av potentiellt värde kan bero på att större kommuner har en annan referensram än mindre kommuner avseende markvärde
- variationer i värdering av skyddsvärde kan bero på att större kommuner värderar naturmark högre än mindre kommuner som har större och närmare tillgång till naturmark
- blankett A och B belyste inte i tillräcklig grad de sociokulturella faktorerna
- variationer kan även till viss del bero på att bakgrundsinformation vid ett av testtillfällena inte togs fram och presenterades av samma person. Tonvikten på vad som förmedlades till testgruppen kan därmed ha varierat och därmed gruppernas möjlighet att göra bedömningar utifrån samma bakgrundsdata. Bakgrundsdata bör vid analysmötet redovisas av samma person som tagit fram denna till analystillfället

Övriga variationer antas bero på att det är ett fiktivt fall där analysdeltagarna till viss del använde sin egen erfarenhet och värderingar. Risken för dessa variationer är mindre vid ett verkligt fall där analysdeltagarna är väl insatta i området

Resultatet kan även jämföras med utförd riskbedömning enligt MIFO för jämförbart område (bakgrundsdata var desamma men den geografiska placeringen ändrades för att anonymifiera testexemplet). Den MIFO bedömning som utförts placerade det farligaste ämnet i högsta klassen för föroreningars farlighet, skyddsvärdet stort för ytvatten och måttligt för marken samt spridningsförutsättningarna mycket stora för ytvatten och måttliga för marken. De bedömningar som testgrupperna gjort hamnar i stort sett likadant som utförd MIFO-bedömning med små variationer främst i bedömningen av skyddsvärdet.

8 Slutsatser och fortsatt arbete

GRAF är tänkt att komma in i ett tidigt skede för att en övergripande bild ska ges. Bedömningen görs av en analysgrupp bestående av flera personer med olika bakgrund. Den föreslagna modellen är enkel att använda, och utgör därför ett användbart verktyg för att på ett effektivt sätt analysera situationen och på ett systematiskt sätt få ner på papper de kunskaper som ofta finns enbart hos personerna i gruppen. Eftersom metoden kommer in i ett tidigt skede är det fortfarande möjligt att lyfta upp perspektivet på problemet och analysera risker med det förorenade området relativt andra risker i kommunen. Analysen kan även resultera i att man även från början kan dra slutsatsen att det som behövs inte nödvändigtvis är en sanering utan att en informationsinsats och/eller avgränsning av området (ger minskad exponering istället för minskade halter) istället reducerar riskerna tillräckligt. Enligt miljömålet giftfri miljö skall farliga ämnen fasas ut. Att flytta sådana ämnen från en plats till en annan behöver inte betyda att ämnet fasas ut. Om risken att föroreningar från ett område ska sprida sig till ett nytt, rent område är obetydlig föreligger ingen orsak att flytta på föroreningen om människor och djur kan skyddas från att exponeras för denna på befintlig plats. På detta sätt utnyttjas de ekonomiska resurser som finns för miljöåtgärder på ett optimalt sätt.

GRAF i den form som är beskriven i denna rapport, ska ses som ett första förslag till hur modellen ska se ut. Innan modellen tas i bruk bör den testas på fler fall för att säkerställa att konsekvensnivåerna har liknande allvarlighetsgrad inom samtliga bedömda områden, för att på så sätt undvika att någon faktor ges större viktning i analysen. Formuleringar bör ses över för att minimera möjligheten för feltolkningar och det ska kontrolleras med flera exempel så att värderingen av konsekvenser är på rätt nivå, så att inga allvarliga fall hamnar i för låg klass eller vice versa. Övergången mellan olika fält i riskmatrisen behöver även göras mer flytande för att undvika att skillnaden i åtgärd inte blir väldigt stor för en liten skillnad i konsekvensbedömning eller osäkerhet.

Vid samtliga tre testfall av modellen var testgrupperna mycket positiva till metoden speciellt med avseende på att den är enkel att använda och att den tar tillvara flera faktorer, inte bara de ekologiska.

Ett antal viktiga observationer av testernas utfall kan dock göras som även kan användas till att förbättra metoden ytterligare.

- Spridningen i resultaten är som störst för faktorerna, Exponering (M_2), Skyddsvärde (M_3) och Delaktighet (S_3) vilket kan innebära att just dessa faktorer behöver omformuleras mer för att undvika tvetydighet vid tolkning av varje nivå
- Övergången mellan de olika fälten i riskmatrisen behöver vara mer flytande eftersom det i dagsläget ger en stor skillnad i resultatet mellan t ex bedömningarna måttlig +måttlig osäkerhet och stor +måttlig osäkerhet
- Trots att analysen utfördes på mycket kort tid (ca 1-2 timmar) och med begränsad mängd ingångsdata lyckades grupperna göra i stort sett samma värdering för de faktorer som är gemensamma med MIFO. Detta visar på att metoden kan vara en bra översiktlig och tidsbesparande metod för att prioritera de områden där en komplett MIFO-riskbedömning bör utföras.

Referensgruppens sammansättning är avgörande för resultaten. En vidare dialog bör föras hur respektive fall skall presenteras i samband med riskvärderingstillfället. Möjligen kan presentationen av bakgrundsmaterialet göras mer lättöverskådligt och standardiserat. Till exempel bör möjligheten att skapa blanketter som liknar GRAF A och B tas fram för att beskriva ekonomiska och sociokulturella faktorer så att var och en i analysgruppen tar fram given information inför riskvärderingen.

Vid riskvärdering är det troligen en stor fördel om flera objekt kan värderas under loppet av en sammanhängande analysperiod av en till flera dagar.

8.1 Frågor från genomförda test av metoden

Några frågor som togs upp under testfallen eller som har kommit fram under arbetets gång tas upp kortfattat i denna diskussion men bör även vara underlag för fortsatta testfall och utveckling av metoden.

Vilket ämne skall bedömas om det finns flera ämnen inom det förorenade området?

Denna fråga kan appliceras på flera av de faktorer som bedöms, det kan till exempel finnas flera spridningsvägar (ytvatten, genom mark, från byggnad etc) och flera skyddsvärden (dels för själva området, dels för närliggande vattendrag eller områden som ämnet sprids till). I samtliga fall kan man göra en konsekvensbedömning för varje ämne/spridningsförutsättning/skyddsvärde eller annan faktor med flera alternativ och föra in samtliga värderingar i matrisen. Det som styr resultat och åtgärd kommer dock att vara den värdering som har gett upphov till störst konsekvens. Om det går att redan under analysen sluta sig till vilket ämne som ger störst konsekvens så kan det räcka med att analysera det ämnet. Föreligger osäkerhet bör värderingen göras för fler ämnen och samtliga värderingar förs in i matrisen (eller den faktor där osäkerhet föreligger).

I den nuvarande MIFO-modellen värderas risken som större om flera ämnen förekommer på objektet än bara en. Det är dock inte lämpligt att med vår modell ta denna hänsyn eftersom vi inte väger in koncentrationer av föroreningarna (denna information har man oftast inte tillgång till i detta tidiga skede som GRAF är tänkt att användas). Ett område med många föroreningar med samma giftighet kommer således ej att rangordnas högre än ett med i princip bara en förorening av lika hög giftighet, fastän effekten hos levande organismer oftast ökar med många föroreningar närvarande (så kallade additiva eller synergistiska effekter). Däremot styr den farligaste föroreningen den nivå som väljs för denna faktor.

Hur ska man under analysmötet kunna få reda på t ex sjukskrivningstal, fastighetsvärde och annat som ska användas för att göra bedömningen i konsekvenstabellerna?

Analysgruppen ska bestå av personer med flera olika kompetenser med god kännedom om området och kommunen inom respektive persons expertis. Analysgruppen ska därmed kunna göra en bedömning av konsekvenserna utan att behöva söka svar utanför analysgruppen. Föreligger det osäkerhet i bedömningen så förs det in i protokollet. Genom värderingen av osäkerhet kan resultatet av analysen bli att vissa faktorer behöver undersökas ytterligare för att få en bättre uppfattning om t ex områdets tillstånd eller invånarnas oro.

För t ex faktorn beteendeförändring kan det finnas flera anledningar till att invånare inte utnyttjar det förorenade området, anledningar som inte främst beror på just förekomsten av föroreningar, hur hanteras det i analysen?

Här är det viktigt att analysgruppen gör bedömningen baserat på beteendeförändringar på grund av det förorenade området. Om det inte går att särskilja vilken anledning som beteendeförändringarna beror på så vägs detta in i värderingen av osäkerhet. Detta problem kan även uppstå för faktorn oro, där oro kan bero av andra anledningar än just förekomsten av föroreningar i området.

Hur görs en prioritering mellan förorenade områden med hjälp av analysen/ riskmatrisen?

Om analysen ska användas för att prioritera mellan områden är det viktigt att det är samma analysgrupp som gör värderingen för samtliga områden som ska jämföras eftersom värderingarna i viss mån är subjektiva och styrs av vilka som är med i gruppen. Åtgärder bör i första hand sättas in på de områden som analyserna visat har flest punkter i nedre högra hörnet av riskmatrisen.

Ska man i modellen beakta om det är många eller få människor som exponeras?

Vi har valt att beakta exponering på individnivå men när det gäller ekonomiskt och annat värde (nutida och potentiellt) baserar vi bedömningen på huruvida många berörs.

Hur hanterar metoden miljöskulder? Finns det t ex några fall när man skulle kunna tänka sig en sanering för att inte lämna en miljöskuld?

Denna fråga bör diskuteras vidare i utveckling av metoden. Till viss del bedöms redan konsekvenser för framtida generationer, genom att inte bara nuvarande utan även potentiellt värde beaktas, men till exempel framtida tillgång till ekosystemtjänster bör troligen ingå tydligare.

Skulle man, i de fall som en MIFO-klassning enligt SNV 4918 redan är utförd, kunna lägga till värdering av ekonomi och sociokulturella faktorer och utgå från befintlig värdering av de ekologiska faktorerna enligt MIFO?

Ja i de fall där t ex analysen ska användas för att prioritera mellan flera områden, där vissa områden redan analyserats enligt MIFO, är det lämpligt och tidsbesparande att använda MIFO-klassningen och komplettera med en klassning av de ekonomiska och sociokulturella faktorerna.

9 Referenser/Litteratur

- Andersson, s. Å, Environment-Accident Index -A planning tool to protect the environment in case of a chemical accident, Department of Chemistry, Umeå Sweden (2004).
- Arvidson P. Åsjäveln biter tillbaka: lokalbefolkningens upplevelse av händelserna vid tunnelbygget genom Hallandsåsen. 1998.
- Back, P-E. Value of Information Analysis for Site Investigations in Remediation Projects ISBN/ISSN91-7291-870-5
- Bentley, T. A. et al. Investigating risk factors for slips, trips and falls in New Zealand residential construction using incident-centred and incident-independent methods. *Ergonomics*. Jan;49(1):62-77 (2006)
- Berg, R. van den: "Human exposure to Contaminated soil: a model (CSOIL) used for the assessment of human-toxicological intervention values for soil clean-up", In: F. Arendt, G.J. Annokké, W.J. van den Brink (eds.): *Contaminated Soil '93*, Dordrecht/Boston/London, p. 481-482. 1993
- Brand E, Otte PF, Lijzen JPA CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description in English, RIVM rapport 711701054. 2007.
- ECETOC (1990). Hazard Assessments of chemical contaminants in soil, 40, European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre ECETOC. 1992.
- Guidelines for the decommissioning and clean up of sites in Ontario. PIBS 141E, Ontario Ministry of Environment and Energy, Ontario, Canada Ontario MOEE (1996).
- Hardy, R. et al Technical Background Document: Microbial Risk Assessment and Fate and Transport Modeling of Aerosolized Microorganisms at Wastewater Land Application Facilities in Idaho. (MIRA) Department of Environmental Quality. February 2006
- HESP The concepts of HESP. Reference Manual, Human Exposure to Soil Pollutants, version2.10b. Shell Global Solutions. Jan 1995.
- Holm, J.; Kjærgaard, M. Manual for program til risikovurderinger, JAGG (Jord, Afdampning, Gas, Grundvand), Miljøprojekt nr. 520 ; GEO (2000)
- Olofsson A & Öhman, S, General beliefs and environmental concern. *Trans Atlantic, Comparisons, Environment and Behavior*, 38 (6) 768-790 (2006)
- Sandberg, H. & Thelander, Å. (1998) Miljöhot och medborgaroro: en rapport från Hallandsås hösten 1997. *Meddelande 175:1* Stockholm: Styrelsen för Psykologiskt Försvar. 1997.

- Sediment priority action committee. Identifying and assessing the economic benefits of contaminated aquatic sediment cleanup, , (march 2000), ISBN 1-894280-18-0
- Smith, L., S. et al. Use of GIS and Ancillary Variables to Predict Volatile Organic Compound and Nitrogen Dioxide Levels at Unmonitored Locations. *ATMOSPHERIC ENVIRONMENT*. Elsevier Science Ltd, New York, NY, 40(20):3773-3787, (2006).
- SNV 4638 Generella riktvärden för förorenad mark beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning Efterbehandling och sanering, Stockholm, Naturvårdsverket (1997)
- SNV 4640 Bakgrundshalter i mark - halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd" (1996)
- SNV 4918 Metodik för inventering av förorenade områden : vägledning för insamling av underlagsdata, Stockholm, Naturvårdsverket (1999)
- SNV 5615 Riskvärdering metodik och erfarenheter, Andersson-Sköld Yvonne, Stockholm, Naturvårdsverket (2006)
- SNV 5537 Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi beskrivning av metoder och exempel, Stockholm, Naturvårdsverket (2006)
- SNV 5539 Riskvärdering av förorenad mark etiska och ekonomiska perspektiv, Peterson Martin, Stockholm, Naturvårdsverket (2006)
- SNV 5540 Inventering av metoder för riskbedömning av spridning från förorenade områden, Elert Mark, Stockholm, Naturvårdsverket (2006)
- SNV 5664 Vem kan man lita på? att kommunicera risker i samband med förorenade områden, Asplund, Johan, Stockholm, Naturvårdsverket (2007)
- SRV 2002, Handbok för riskanalys, U30-626/02 ISBN 91-7253-178-9
- Swartjes F.A. Variation in calculated human exposure, Comparison of calculations with seven European human exposure models. page 2 of 122 RIVM report 711701030
- Söderqvist, T. et al. 2004. Samverkan för människa och natur - en introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur, Lund. ISBN 91-44-03182-3
- Verksamhetsanalys och säkerhetssamordning, Metod och vägledning, Svenska kommunförbundet (2001): ISBN 91-91-7099-969-4

Internetreferenser:

- apps.kemi.se/klassificeringslistan/default.cfm - Klassificeringsdatabasen
- atlanticrbc.com - Atlantic Risk-Based Corrective Action (RBCA or "Rebecca") Canada
- ccme.ca/ - Canadian Council of Resource and Environmental Ministers for the Environment (CCME)

defra.gov.uk - CLEA v. 1.3.

dhigroup.com/ - CETOX

environment-agency.gov.uk - CLEA v. 1.3.

epa.gov - United states environmental protection agency

epa.gov/iris - IRIS, Integrated Risk Information System

fhi.se - Statens folhälsoinstitut

jagg-forum.dk - JAGG

kemi.se - PRIO

mass.gov/dep/ - Massachusetts Department of Environmental Protection

miljomal.nu - Miljömålportalen, indikatorn förorenad mark 2007-10-05

miljoringen.no - Nettverk for forurenset grunn och sediment

mst.dk - Miljøstyrelsen Danmark

mutku.com - the Finnish Society for Soil Investigation and Remediation

naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-1259-2.pdf

Miljömålen i ett internationellt perspektiv, de Facto 2007

naturvardsverket.se - svenska naturvårdsverket

nicole.org - NICOLE is a leading forum on contaminated land management in Europe

norden.org - Nordiska Ministerrådet

renaremark.se - Ett forum för att främja utvecklingen inom efterbehandling av förorenade områden

rivm.nl - RIVM, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Nederländerna

scb.se - Statistiska centralbyrån

sft.no - Statens forurensningstilsyn Norge

unece.org/env/lrtap/welcome.html - United Nations Economic Commission for Europe

umweltbundesamt.de/ - The Federal Environment Agency, Germany

veneziaricerche.it/eng/PROJECTERA.htm - DESYRE - decision support system for the requalification of contaminated sites

BILAGA A: VÄRDERING AV KONSEKVENSER ENLIGT BEFINTLIG MIFO

För att underlätta jämförelsen mellan nuvarande metodik och GRAF bifogas här en kort sammanfattning av de aspekter som bedöms och de olika risk -respektive värderingsnivåerna enligt befintlig MIFO (SNV 4918).

Föroreningarnas farlighet

En bedömning av föroreningarnas farlighet, dvs deras inneboende potential att orsaka skada, baseras på ämnets faro-klassificering²⁰, se tabell A1. Metaller bedöms som om de finns i den mest toxiska formen såvida man inte har kännedom om denna.

Tabell A1. Principer för indelning av föroreningarnas farlighet utifrån deras farosymbol enligt nuvarande MIFO.

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
"måttligt hälso- skadlig" (V)	"hälsoskadlig" (Xn) "irriterande" (Xi) "miljöfarlig" utan symbol	"giftig" (T) "frätande" (C) "miljöfarlig" med symbol (N)	"mycket giftig" (T+) ämnen som ej får hante- ras yrkesmässigt ämnen vars användning skall avvecklas ²¹

På ett förorenat område finns i de flesta fall flera föroreningar. Man tar ingen hänsyn till eventuella samverkans effekter, men i den samlade riskbedömningen bedöms däremot ett områdes totala risk som högre om flera föroreningar finns på objektet.

I befintlig MIFO finns även en exempellista på ämnen som ofta kan tänkas återfinnas inom förorenade områden, eftersom ovanstående tabell bara berör enskilda ämnen och därför inte kan appliceras på ämnesgrupper, produkter och blandningar, vilka är ofta förekommande inom förorenade områden. Grunden för denna lista är även riktvärden som tagits fram för förorenad mark²².

²⁰ 67/548 EEG alternativt KIFS 2005:5 ("Klassificeringslistan")

²¹ Information om huruvida ämnet ska avvecklas inhämtas enligt nuvarande MIFO genom att undersöka om ämnet står med i Begränsningslistan eller OBS listan (www.kemi.se) eller i Solnedgångsprojektet (Kemi rapport 13/94).

²² Riktvärde: den halt av en förorening över vilken risk för oönskade effekter på människor eller miljö kan föreligga. Se särskilt: Naturvårdsverket (1996): Generella riktvärden för förorenad mark - beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning - Naturvårdsverkets Rapport 4638.

Tabell A2. Exempel på bedömning av föroreningars farlighet för vissa ämnen, produkter och blandningar som är vanligt förekommande på förorenade områden.

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Järn	Aluminium	Kobolt	Arsenik
Kalcium	Metallskrot	Koppar	Bly
Magnesium	Aceton	Krom (om ej VI)	Kadmium
Mangan	Alifatiska kolväten	Nickel	Kvicksilver
Papper	Träfibrer	Vanadin	Krom VI
Trä	Bark	Ammoniak	Natrium
	Zink	Aromatiska kolväten	Bensen
		Fenol	Cyanid
		Formaldehyd	Kreosot
		Glykol	Stenkolstjära
		Koncentrerade syror	PAH
		Koncentrerade baser	Dioxiner
		Lösningsmedel	Klorbensener
		Styren	Klorfenoler
		Oljeaska	Klorerade lösningsmedel
		Petroleumprodukter	Organiska klorföreningar
		Flygbränsle	PCB
		Eldningsolja	Tetrakloretylen
		Spilloljor	Trikloretan
		Smörjoljor	Triklöretylen
		Väteperoxid	Bekämpningsmedel
		Färger	
		Skärvätskor	
		Bensin	
		Diesel	
		Trätjära	

Föroreningsnivå

För att uppskatta tillståndet (troliga effekter på levande organismer) för respektive medium (mark, ytvatten, grundvatten, sediment, byggnad) jämförs halterna med effekt-baserade värden. För mark och grundvatten används främst riktvärden. Svenska sådana saknas för ytvatten och sediment och därför används istället "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" eller kanadensiska vattenkvalitetskriterier för ytvatten. För sediment finns enstaka riktvärden från andra länder men ofta får man lägga större vikt vid värden som härrör från statistik tillståndsklassning (dvs nationella jämförelsevärden). Man kan även - oavsett medium - uppskatta vilka koncentrationer som ger upphov till effekter utifrån eko/toxikologiska data framtagna i t ex laborieförsök. Tillståndet delas sedan för respektive förorening in i "mindre allvarligt", "måttligt allvarligt", "allvarligt" respektive "mycket allvarligt".

Uppmätta halter bedöms även utifrån i vilken grad platsen kan tänkas vara påverkad av punktkällor genom jämförelser med statistik jämförelsevärden. Dessa motsvarar halten som skulle finnas på objektet om det inte var påverkat av punktkälla. Ofta finns denna halt (jämförelsevärde) i den närregion som objektet ligger inom under förutsättning att inte punktkällor påverkat även där. För vatten och sediment finns nationella jämförelsevärden i

"Bedömningsgrunder för Sjöar och Vattendrag", "Bedömningsgrunder för Grundvatten" samt "Bedömningsgrunder för Kust och Hav". För mark används 90:e percentilen av bakgrundshalterna²³ som anges i "Bakgrundshalter i mark - halter av vissa metaller och organiska ämnen i jord i tätort och på landsbygd" (SNV 4640). Avvikelse från jämförvärdet delas sedan för respektive förorening in i "Ingen eller liten påverkan av punktkälla", "trolig påverkan av punktkälla", "stor påverkan av punktkälla" samt "mycket stor påverkan av punktkälla".

Bedömningen liten - mycket stor mängd föroreningar anges ej generellt utan kommer att bero på föroreningarnas farlighet.

Bedömningen av volym förorenade massor görs oavsett halter och vilken förorening det gäller. Denna bedömning är ofta svår (och i vissa fall omöjlig) att göra pga brist på information.

Slutligen vägs tillstånd, avvikelse, total mängd av varje förorening samt volym förorenade massor samman för respektive medium (mark, ytvatten, sediment, grundvatten) och substans. Ett objekt med några få hot spots men totalt små mängder anses ha en lägre föroreningsnivå än samma halter på ett objekt med stora mängder totalt.

Spridningsförutsättningar

Även spridningen av föroreningar (i halter och mängder som kan medföra risk för negativa effekter) i och till olika medier beskrivs med rimlig noggrannhet, utifrån objektets geologi, hydrologi, kemiska markegenskaper, föroreningens lokalisering idag, byggnader och anläggningar och tekniska installationer samt hur aktuella föroreningar uppträder i miljön.

Ett första antagande är att ämnena sprids med samma hastighet som grundvattnet och efter att ha beräknat spridningshastigheten bedöms nedbrytning samt bindning av föroreningar i marken. I praktiken styrs dock transporten av föroreningarna även av många andra faktorer såsom naturliga transportvägar (som t ex torksprickor i lera, sand, grus- och lerlager, torvjordar, sprickzoner i berg), antropogena transportvägar (tekniska installationer), diken som dränerar industriområdet, ledningsgravar, pålar, tankar, gamla och nya avloppsledningar, avlopp och vattenutflöden i sjöar och diken, nedgrävda konstruktioner, hårdgjorda ytor, höga och varierande grundvattenlägen etc. I t ex storstäder är stora delar utfyllda av diverse material vilket gör att naturliga spridningsförutsättningar sätts ur spel.

Spridningsförutsättningarna delas in i små, måttliga, stora respektive mycket stora. Dessa bedöms för spridning från byggnader och anläggningar, i mark och ytvatten, från mark och ytvatten, till ytvatten respektive i ytvatten och sediment.

Känslighet och skyddsvärde

Den fjärde faktorn som ingår i riskbedömningen är vilken exponering som människor och miljö kan utsättas för i dag och i framtiden. Riskerna beror på vilken känslighet exponerade grupper av människor har och vilket skyddsvärde exponerad miljö har. Därför är det viktigt att känna till bl a markanvändningen (t ex bostadsområde, daghem eller huruvida grundvatten används som dricksvatten), lokaliseringen av föroreningarna (både med

²³ Bakgrundshalt: naturlig halt plus antropogent diffust tillskott utan punktkällor

avseende på t ex markdjup och närhet till känsliga och skyddsvärda objekt) samt skyddsvärdet ur miljösynpunkt (såsom naturskyddsområden, område med ovanliga ekosystem samt påverkan av annan verksamhet idag). Känslighet hos människa bedöms oberoende av hur många som exponeras vilket innebär att bedömningen sker på individnivå. För miljön bedöms skyddsvärdet hos de arter eller ekosystem som exponeras för föroreningarna på objektet.

Samlad bedömning och riskklassning

Uppskattningsvis 1 500 av alla identifierade områden kan utgöra *mycket stora* risker för människors hälsa och miljön (riskklass 1) och cirka 15 000 kan innebära *stora* risker (riskklass 2)²⁴. Riskklassningen utgör ett underlag för prioritering av vilka områden som först bör undersökas och vid behov åtgärdas. Hittills har ungefär 1000 av de prioriterade områdena varit föremål för undersökningar och ca 150 åtgärdats²⁵.

²⁴ miljömålsportalen, indikatorn förorenad mark, 2007-10-05

²⁵ Miljömålen – i ett internationellt perspektiv, de Facto 2007

BILAGA B: DETALJERADE KRITERIER FÖR UTFASNINGSSÄMNER I PRIORITERINGSDATABASEN (PRIO)

CMR

Kriterierna är desamma som klassificeringskriterierna enligt KIFS 2005:7 för de angivna egenskaperna. Ämnet behöver bara uppfylla ett av dessa krav för att klassas som CMR ämne.

Tabell B1.

Egenskaper	Kriterier	Riskfraser
Cancerframkallande (C)	Ämnen som vid inandning, förtäring eller hudkontakt kan orsaka cancer eller öka dess incidens.	R45, R49
Mutagent (M)	Ämnen i kategori 1 är cancerframkallande hos människa. Ämnen i kategori 2 ska betraktas som om de är det. Ämnen som vid inandning, förtäring eller upptag genom huden kan orsaka ärftliga genetiska defekter eller öka deras incidens.	R46
Reproduktionstoxiskt (R)	Ämnen i kategori 1 är mutagena hos människa. Ämnen i kategori 2 ska betraktas som om de är det. Ämnen som vid inandning, förtäring eller upptag genom huden kan orsaka, eller öka incidensen av, icke ärftliga skador på avkomman eller försämrade manlig eller kvinnlig fertilitet. Ämnen i kategori 1 försämrar fertiliteten hos människa och/eller orsakar toxiska effekter på embryo/foster eller avkomman hos människa. Ämnen i kategori 2 ska betraktas som om de gör det.	R60, R61

PBT, vPvB

Ämnet måste uppfylla både P och B och T; alternativt vP och vB för att få motsvarande klassning. En viss flexibilitet finns dock om ett kriterium nästan är uppfyllt medan de övriga är mer än uppfyllda, t ex då ämnet är mycket bioackumulerande och har uppmätts i växter och djur långt från antropogena källor men P inte riktigt uppfylls. Kriterierna är baserade på REACH och TGD²⁶.

I miljön är oftast biologisk nedbrytbarhet mest betydelsefull och de två hittills mest använda testerna mäter lättnedbrytbarhet (*Ready biodegradability*) respektive strukturellt betingad (potentiell) nedbrytbarhet (*Inherent biodegradability*). Om det är relevant kan hänsyn tas till även andra nedbrytningsmekanismer, såsom hydrolys och fotolys. För att kunna fastställa om ett ämne är ett PBT/vPvB-ämne krävs dock att nedbrytbarheten har studerats i ett simuleringstest (exempelvis OECD 307 för test av aerob och anaerob omvandling i jord) där halveringstid i vatten, sediment eller jord bestäms under miljömässigt relevanta förhållanden.

²⁶ TGD, *Technical Guidance Document*, för riskbedömning enligt EG-Kommissionens direktiv 93/67/EEC (Nya notifierade ämnen), Kommissionens förordning Nr 1488/94 (Existerande ämnen) och Rådets och Europaparlamentets direktiv 98/8/EC (om marknadsföring av biocidprodukter).

Bedömningen om kriterierna för bioackumulerbarhet (B/vB) är uppfyllda ska baseras på uppmätt biokoncentration i vattenlevande organismer, vilken ofta uttrycks som biokoncentrationsfaktorn (BCF), där halten i organismen relateras till halten i omgivande miljö, enligt t ex OECD 305.

Toxicitet för organismer kan mätas och uttryckas på många sätt men vanligt är att ange ett LC50 eller NOEC värde. Det förstnämnda avser den koncentration som 50% av testorganismerna dör, medan NOEC avser den högsta testkoncentration som inte ger några observerade effekter och brukar främst användas i långtidstester. Ju högre värde som anges för ett ämne, desto mindre giftigt anses det vara.

TABELL B2.

	Kriterier		
	Persistens	Bioackumulat	Toxicitet²⁷
PBT Persistent (långlivat), bioackumulerande och toxiskt (giftigt)	Halveringstid > 60 d i havsvatten <i>eller</i> > 40 d i sötvatten <i>eller</i> > 180 d i marint sediment <i>eller</i> > 120 d i sötvattenssediment <i>eller</i> > 120 d i jord	BCF ¹⁹ > 2000	Kronisk NOEC: < 0.01 mg/l (vattenlevande organismer) <i>eller</i> NOEC < 30 mg/kg föda i långtidsstudie på fågel ²⁸ <i>eller</i> CMR (kat 1, 2) samt Reprod störande kat 3 <i>eller</i> klassificerat T <i>eller</i> Xn; R48 <i>eller</i> R64
vPvB mycket Persistent och mycket Bioackumulerande	Halveringstid > 60 d i havsvatten eller sötvatten <i>eller</i> > 180 d i marint eller sötvattenssediment > 180 d i jord	BCF > 5000	Ej tillämpligt

Särskilt farliga metaller

Kvicksilver, kadmium, bly och föreningar med dessa metaller är alla utfasningsämnen.

Hormonstörande ämnen

Inga allmänt vedertagna kriterier för hormonstörande ämnen finns utan en bedömning görs från fall till fall. En vägledning återfinns bl a i Kemikalieutredningens betänkande (SOU 2000:53) "Varor utan faror". Ett pågående internationellt arbete inom bl a OECD (EDTA – Endocrine Disrupters Testing and Assessment Task Force) försöker att ta fram standardiserade testmetoder för att kunna identifiera ämnen med hormonstörande effekter.

²⁸ Testats enligt t ex OECD 205 eller 206

Ozonnedbrytande ämnen

Montrealprotokollets expertpanel har bedömt vilka ämnen som är med i Montrealprotokollets lista över ämnen som kan orsaka skador på ozonskiktet²⁹. Bedömningen baseras bland annat på ämnets så kallade ozonnedbrytande potential (ODP - *Ozone Depletion Potential*). Montrealprotokollet revideras regelbundet, utifrån vetenskapliga, tekniska, ekonomiska och miljömässiga aspekter.

²⁹ Se bilagorna för listor på ämnen. Återfinns under <http://ozone.unep.org/>

BILAGA C: DETALJERADE KRITERIER FÖR RISKMINSKNINGSSÄMMEN I PRIORITERINGS- DATABASEN (PRIO)

Mycket hög akutgiftighet, allergiframkallande, mutagent kategori 3, hög kronisk giftighet eller miljöfarligt - långtidseffekter

Kriterierna är desamma som klassificeringskriterierna enligt KIFS 2005:7 för de angivna egenskaperna.

TABELL C1.

Egenskap	Kriterium	Riskfraser
Mycket hög akut giftighet	Ämnen som efter enstaka, kortvarig exponering vid inandning, förtäring eller upptag genom huden av mycket små mängder kan ge övergående eller bestående skador eller leda till döden.	R26, R27, R28, R39/26, R39/27, R39/28
Allergiframkallande	Ämnen som vid inandning eller upptag genom huden kan orsaka överkänslighet ledande till specifika reaktioner vid senare exponering för även mycket låga doser.	R42, R43
Mutagent (M) kategori 3	Ämnen som vid inandning, förtäring eller upptag genom huden kan orsaka ärftliga genetiska defekter eller öka deras incidens.	R68
Hög kronisk giftighet	Ämnen i kategori 3 är möjligen mutagena på människa. Ämnen som efter upprepad eller långvarig exponering vid inandning, förtäring eller upptag genom huden av små mängder kan ge övergående eller bestående skador eller leda till döden.	R48/23, R48/24, R48/25
Miljöfarligt, långtidseffekter	Idag är bara ämnen som är klassificerade med N;R50-53 eller R53 och som finns med i KIFS 2005:5 ("Klassificeringslistan") även med i PRIO.	Kriterierna för dessa ämnen är de samma som klassificeringskriterierna för ämnen som klassificeras R50-53 eller R53 enligt KIFS 2005:7

Potentiellt PBT eller vPvB ämne

Kriterierna i PRIO är baserade på motsvarande kriterier i REACH och TGD för riskbedömning. För att bedöma huruvida ett ämne är persistent ska man egentligen utgå från halveringstider framtagna i simuleringstest. För att uppskatta den potentiella nedbrytbarheten kan annan information användas. De organiska ämnen som inte uppfyller kriterierna för lätt nedbrytbarhet³⁰, och inte heller strukturellt betingad nedbrytbarhet (inherent biodegradability) anses potentiellt persistenta. När det gäller strukturellt betingad nedbrytbarhet måste dessutom vissa villkor vara uppfyllda om ämnet inte ska

³⁰ mäts enligt t ex OECD 301. Ett ämne anses lätt nedbrytbart oavsett om 10 dagarskriteriet är uppfyllt enligt OECD 301.

anses vara potentiellt persistent³¹. Modellering kan vara till hjälp i de fall då information saknas, såsom BOWIN programmet som går att ladda ner från USEPAs hemsida.

När uppmätta BCF värden saknas kan man utgå från oktanol-vattenkoefficienten. Värden på logKow över 4,5 tyder på att ämnet troligen bioackumuleras i hög utsträckning. Däremot måste man göra en expertbedömning för de ämnen som har en logKow över 6 eftersom dessa eventuellt är så pass stora att de inte längre är biotillgängliga. Om man har funnit en hög bioackumulation i andra organismer än akvatiska kan man också utgå från att ämnet är potentiellt bioackumulerbart i vattenlevande organismer. Uppmätta halter i biota måste dock tolkas från fall till fall. Även här finns en del QSAR³² modeller att tillgå.

Om långtidsstudier saknas kan data från korttidsstudier användas för att undersöka om toxicitetskriteriet uppfylls. Om $L(E)C_{50} < 0.1$ mg/l för vattenlevande organismer anses ämnet potentiellt giftigt. Vidare kan ett ämne som klassificeras som mycket giftigt eller giftigt vid förtäring ($LD50 < 200$ mg/kg kroppsvikt/d) dvs klassificerat R25 eller R28 enligt KIFS 2005:7 anses vara potentiellt giftigt, så länge giftigheten förväntas vara systemisk. Även här finns en del QSAR modeller att tillgå.

³¹ Följande kriterier måste uppfyllas för att ämnet inte ska anses vara potentiellt persistent: För Zahn-Wellens test (OECD 302B) gäller att 70% mineralisering måste uppnås inom 7 dagar, log-fasen ska inte vara mer än 3 dagar, procent försvinnande i testet innan nedbrytning börjar ska vara mindre än 15%, samt att testet ska vara utfört utan pre-adaptade mikroorganismer. För MITI II-test (OECD 302C) gäller att nivån för inherent måste uppnås inom 14 dagar, log-fasen ska inte vara mer än 3 dagar, testet ska vara utfört utan pre-adaptade mikroorganismer.

³² QSAR: Quantitative Structure Activity Relationship - utifrån strukturen hos en molekyl försöker man att förutsäga dess aktivitet (effekt) med hjälp av modeller som baseras på kända samband.

BILAGA D Exempel på ifyllda blanketter

Blankett A ADMINISTRATIVA UPPGIFTER

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Inventeringens namn: MIFO	Inventerings fas (0, 1 eller 2 enligt MIFO): 0
Objekt: Bruket AB	Upprättad (namn, datum): Sonja Blom 2007-08-27
Id nr:A007	Reviderad (namn, datum):
Preliminär riskklassning enligt BKL	Reviderad (namn, datum):

HISTORIK Allmänt

Bransch och eventuellt branschkod enligt SNI (fylls automatiskt vid datalagring)	Pappersindustri		SNI kod 21.12-1 (tillverkning av papper)
Län och Kommun (namn, kod)	Län Värmlands län	Kommun Kommunen	
Fastighetens storlek (m ²)			
Fastighetens koordinater, objektets, tomtens, huvudbyggn centrumpunkt (rikets nät sex siffror)	X= nord	Y= ost	Z= höjd
Fastighetsbeteckning (enl CDF)	Bruket 1 i Kommunen		
Objektets adress			
Topografiska karta och Ekonomiska- Gula kartan fylls automatiskt vid datalagring			
Byggnader och anläggningar nuvarande, tidigare, även rivna, översiktligt (ålder och skick)	<p>Nuvarande</p> <p>Huvudbyggnad (ursprungsbyggnad med påbyggnader: maskinsal, PM1, PM6, ångcentral, oljepannor, sileri, massakar, lab, materialberedning, fordonsverkstad), Pappersmagasin/utlastning, Massamottagning, Oljecistern, Sedimenteringsbassäng, Kalksilo, Snickeriverkstad, Förråd, Luttvätt (?) Verkstad/centralförråd, Pappersförråd, samt mindre byggnader så som scoutstuga/ved/garage.</p> <p>Byggnader som idag inte tillhör fastigheten: Tidigare förädlingsfabrik (såldes 1985 till Antiphon), Kraftstation samt hus på andra sidan älven ägs sedan 1985 av elbolag.</p>	<p>Tidigare</p> <p>Äldre förädlingsfabrik (konverteringsanläggning), Mesa ugn, Portvaktstuga med drivmedeldepå, Lut-tankar, Kemikalietankar, Lagertankar för mesa, Gamla verkstadsbyggnaden, Terpentinbod, Tankar för varmvatten och ångkondensat.</p> <p>Utanför dagens fastighetsområde, på andra sidan kopparstadsfors: Ångturbin, Sulfatmagasin, Oljecistern, Materialförråd</p>	
Anläggningsägare eller motsvarande med adress			

Nuvarande fastighetsägare om annan än anläggningsägare med adress	
Kontaktpersoner med adress hos tillsynsmyndighet el dyl	
Andra källor (kartor, flygbilder, foton etc) + uppgift om var de finns	<p>*Ett stort antal foton och kartor (exempelvis över ombyggnader) finns bevarat av/hos EM som är en tidigare anställd på Bruket AB. Mycket kartmaterial över området från 1930-tal och framåt samt foton finns även på Bruket AB.</p> <p>*Boken <i>Bruket AB- en bildkavalkad under 100 år</i>, Bruket AB.</p> <p>*Lagrade ärendehandlingar från 1998 och framåt, Länsstyrelsen Värmland</p> <p>*Sammanställt material, kartor, foton anteckningar etc från MIFO-fas 1 inventeringen bifogas som papperskopia.</p>
Brunnar / Undersökningsrör inom industri- eller påverkansområdet, läge skick och typ (undersökningsrör i metall, plast, grävs brunn, borrbrunn, saknas)	Enligt SGU's brunnarkiv finns en brunn norr om verkstaden/centrallagret, se bilaga. Denna brunn har tidigare försett fastigheter (bostäder för anställda) med vatten. Denna brunn används inte idag och har troligtvis inte varit i bruk sedan 50-talet.
Konflikter (vattenförsörjning, omkringboende, jordbruk, skogsbruk, vattenbruk, friluftsliv, kulturminnen, förestående ägarbyte, annat ange vilket) Om flera konflikter är kända ange samtliga	
Befintliga undersökningar / gjorda utredningar	<p>*Utredning inför ISO-1400 certifiering (2001): <i>Miljöutredning vid Bruket AB</i>. En sammanställning görs över byggnader/ kärl etc som tagits bort/rivits och hur mark och material har hanterats. Se medskickat material, bilaga X.</p> <p>*Utredning inför försäljning (2003): En utredning görs över tidigare utredningar för Bruket AB.</p> <p>*Sanering av Aspets i byggnader</p> <p>*Provtagning av fisk från Sjön i Kommun 2004/2006. Resultat från 2004 kunde inte påvisa onaturligheter i fisken. Resultat från 2006 undersökningar finns inne sammanställs.</p> <p>*Provtagning av mark inför ny anläggning för samförbränning (2006). Provtagning på det centrala området där en förbränningspanna planeras. Här har tidigare varit virkeslager. Jordprover indikerade inga förhöjda halter av metaller, PAH eller alifatiska kolväten. Dock förekom en svag lukt av olja vilket indikerar på att det kan finnas massor med förhöjda halter av olja och eventuellt metaller.</p> <p>*Miljöteknisk undersökning vid sodapannaanläggning. Provtagning skedde på 4 punkter, se bilaga X i medskickat material.</p> <p>*PCB- sanering 1984</p> <p>*Batteriinsamling 1990-tal</p> <p>* Bruket AB är medlem av Älvens Vattenvårdsförbunds samordnade recipientundersökningar. Recipientkontrollens omfattning är beslutad i samråd mellan vattenvårdsförbund, länsstyrelsen och AlControl och ett kontrollprogram är upprättat. Provtagning sker årligen och utförs av AL-Contol som även sammanställer och rapporterar. Rapporten sammanställs årligen i Miljörapporten.</p> <p>*IVL 1972, <i>Bottenundersökning med avseende på cellulosafibers utbredning i Älven och Sjön</i>. Studien visade att utbredningen av fibersediment i på botten av Älven är mycket liten. Mest fibersediment finns 300-400 meter nedströms utloppet till Sjön. Tjockleken på sedimentet var normalt mindre än</p>

	<p>50 cm men på vissa platser kunde djupet vara 120 cm.</p> <p>*IMAB 1984, Recipientundersökning i Sjön Bruket AB 1984. Fastställer att mindre fibrer släpps ut från processen och en minskning av fibermassor har skett. Syrehalten minskar vid botten men värdena för syre har blivit bättre med åren. Relativt höga Cu och Zn halter påvisades.</p> <p>*Miljöforskargruppen 1988, <i>Recipient och bottenfaunaundersökning i Sjön, mars 1988 samt strömfaunaundersökning i Älven, hösten 1988</i>. Fastställs att vattenkvaliteten har förbättrats, speciellt syrehalten på botten. Kväve på botten anses låg. Dock dras slutsatsen att fiberbankar på botten fortfarande påverkar syrehalten och faunan på ett negativt sätt.</p>
Efterbehandlingsåtgärder, genomförda eller planerade (typ av åtgärd t ex eventuell yttäckning, inneslutning)	

Blankett B VERKSAMHETS-, OMRÅDES- OCH OMGIVNINGSBESKRIVNING

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Objekt: Bruket AB	Upprättad (namn, datum): Sonja Blom 2007-08-27
Id nr: A007	Fältbesök (namn, datum): Sonja Blom 2007-06-27
	Fältbesök (namn, datum):

Verksamhetsbeskrivning

Anläggningens status (i drift, nedlagd före 1969, nedlagd efter 1969, ingen tidigare känd verksamhet), Verksamhetstid (ungefärligt antal år) för respektive verksamhet som funnits på objektet samt	Anläggnings status 1. I drift 2. massatillverkningen och förädlingsverksamheten är nedlagda	Verksamhetstid 108 år	Driftstart och driftsslut Papperstillverkning 1898- pågår Massatillverkning 1926-1978 Förädlingsanläggning 1: 1934- ca 1970 Förädlingsanläggning 2: 1970-1985
Anläggningsområdets tillgänglighet (inhägnat, öppet)	Öppet		
Beskriv i den mån det finns lättillgängliga uppgifter om: 1. Produktion (produkt och mängd, om möjligt årtal för produkterna)	Produkt Glättat halv- och oglättat havannapapper och tidningspapper. Sulfatmassa: En uppgradering av processen har skett under åren. Oblekt kraft- och specialpappersproduktion.	Mängd Produktion ca 5 000 ton/år. ca 6-7000 ton per år Vid nedläggning (1978) var produktionen 105 ton massa/dygn. Produktion idag: ca 45 000 ton/år.	Årtal 1904- 1926 1926- 1978. 1898- pågår
2. Processbeskrivning, nuvarande och tidigare översiktligt	Nuvarande Papperstillverkning. Färgning av papper sker med "vanliga" färger, ej pulverform. För beskrivning av papperstillverkning se bilaga.	Tidigare Papperstillverkning samt Pappersmassatillverkning (sulfatmassa). Under 40-50-talet färgades papper genom pulverfärger. Under tiden med massatillverkning kom timmer sjövägen. Vid nuvarande verkstad/centralförråd togs de upp och på fastighetens mitt, delvis där Antiphon är placerad idag var	

		<p>timmerlager (Se bilder och figur i bilaga). Ingen klorblekning har skett. Vid samtal med äldre personer på bruket kan ingen erinra sig om att massa har blekts. Olja kom med tankvagn på järnväg och senare när järnväg försvann började transporter ske med lastbil. Slembekämpningsmedel användes under ett par år när bakvattensystem installerades. Ingen känner till vart grönlutslam har lagts.</p>
<p>3. Avloppsvatten från processerna, nuvarande och tidigare hantering (sluten till eget reningsverk, till kommunalt reningsverk, orenat till namngiven recipient)</p>	<p>Nuvarande</p> <p>Avloppsvatten från produktion (fiberförande vatten): Sluten till eget reningsverk (sedimentering) byggdes tidigt 70-tal. Ph höjning samt provtagning görs innan utsläpp till recipient.</p> <p>Sanitärt avloppsvatten: sluten till kommunala nätet</p>	<p>Tidigare</p> <p>Vatten från processen gick till recipienten Kroppstadsälven</p>
<p>4. I processerna hanterade kemikalier</p>	<p>Kemikalieanvändning redovisas årligen i Miljörapport. Finns tillgänglig hos tillsynsmyndighet samt på Åmotfors bruk.</p>	
<p>5. Restprodukter från processerna, mellanlagring (förekomst och typ)</p>	<p>Processvatten går till sedimenteringsbassäng, slam ansamlas på botten</p>	

6. Lokalisering av förorenad mark	Troligtvis skulle det kunna finnas ett par platser på fastigheten där spill har förekommit under hantering av kemikalier eller andra ämnen.
Markanvändningen på objektet samt inom påverkansområdet (industrimark, jordbruksmark, tätort/bebyggelse, skogsmark, parkmark, övrig)	Där spill kan förväntas förekomma (dock ej påvisat) listas nedan. Se även bilaga X för figur med inritade platser.
Avstånd från objekt till bostadsbebyggelse (0-50 m, 50-200 m, 200-500 m, 500-1000 m, >1000 m)	Spill vid oljecistern ?
Uppskattning av antalet individer som rör sig i området (ex. 0-50, 50-250, 250-500, 500-1000, >1000)	Spill av lut vid tidigare luttankar ?
Avstånd från objekt till ytrecipient (0-50 m, 50-200 m, 200-500 m, 500-1000 m, >1000 m)	Spill av diesel vid tidigare drivmedelcentral ? (placering delvis under nuvarande verkstadsbyggnad)
Typ av närrecipient /grundvatten, dike, bäck, älv, sjö, hav samt eventuellt namn	Bitumenrester vid tidigare förädlingsfabrik ?
Markförhållanden dominerande inom området (täta-, normaltäta-, genomsläppliga jordarter, fyllnadsmassor, berg, övrigt)	Terpentinrester vid tidigare terpentinbod ?
Topografi: kuperat, flackt, bedömning av ungefärlig lutning (%)	Rester från avfettning vid gamla verkstaden ?
Huvudavrinningsområde enligt SMHI	Kemikaliespill vid tidigare kemikalietankar ? (placering under nuvarande truckverkstad)
Genomsnittligt markpris i området	
Markpriset är ökande/minskande/stabilt	
Huvudsaklig boendeform i området är: (ungefärlig fördelning villor, bostadsrätt, hyresrätt, inga boende i närområdet)	
Åldersfördelning för boende i närområdet.	
Vårdstatistik (antal sjukdagar per ålderskategori)	
7. Föroreningar	Misstanke föreligger att Petroleumprodukter, lut, terpentin, diverse kemikalier använda i massatillverkning kan förekomma

Området och omgivningen

Dagvatten och deponier

Dagvattendränning (typ, slutet-, öppet system, okänt) (till grundvatten, dike, bäck eller älv, sjö eller hav, torvmark övrigt)	Slutet till sjö och älv		
Deponi: inom objektet, utanför objektet, saknas, övrigt samt typ av deponi (aktiv, öppen, under uppbyggnad, nedlagd, använd som fyllning)	Finns deponi Fastigheten N1:35, är en gammal deponi för mesa, bygg- och rivningsavfall, schaktmassor mm för Bruket AB. På området finns idag flerbo-stadshus.	Typ av deponi	
Kännedom om innehåll i deponin samt eventuellt läckage från deponin (till recipient, grundvatten, inget)	Mesa, bygg och rivningsavfall		
Deponins koordinater (rikets sex siffror)	X= nord	Y= ost	Z= höjd

Övrigt (t ex sättningar, innehåll i utfyllnader, täckta jordhögar, lastningsområden, tankar, områden där det har brunnit, igenfyllda vattensamlingar)

Fiberbanker har påvisats nedströms, mestadels i områden med lugnt vatten. Provtagningar (beskrevs på blankett A) visade att utbredningen av fibersediment i på botten av Kopparstadsälven var mycket liten. Mest fibersediment finns 300-400 meter nedströms utloppet till Nynässjön ?. Tjockleken på sedimentet var normalt mindre än 50 cm men på vissa platser kunde djupet vara 120 cm

Bark deponi kan ha förekommit inne på fastigheten (mellan nya förädlingsfabriken och koppstadsälven?) dock har mestadels av barken förbränts. Bark kan läcka fenoler vilket dock avtar med tiden. Deponi av bark skedde i så fall under den tid massatillverkning skedde på området. Barken ligger i så fall under fyllnadsmaterial och mesa. Bedömningen görs att den troligtvis inte längre läcker.

Längst väster på fastigheten har en utbyggnad skett. Den stora skorstenen på huvudbyggnaden låg tidigare vid vattenkanten. Här har fyllnadsmaterial från byggnader och byggda fastigheter utformat en plattform till PM6 och resterande verksamhet på den västra kanten. Material är exempelvis: Cement, tegel, byggnadsrester grus etc. Vid platsbesök kunde armeringsjärn ses. Ytterligare områden med fyllnadsmaterial finns angivet i bilaga X

HÅLLBAR SANERING

Rapport **Grovanalys** för riskidentifiering av förorenade områden i tidigt skede - GRAF

BILAGA E Tabeller och Blankettmallar
Blankett A ADMINISTRATIVA UPPGIFTER
Markera osäkert dataunderlag med (?)

Inventeringens namn:	Inventerings fas (0, 1 eller 2 enligt MIFO):
Objekt:	Upprättad (namn, datum):
Id nr:	Reviderad (namn, datum):
Preliminär riskklassning enligt BKL	Reviderad (namn, datum):

HISTORIK Allmänt

Bransch och eventuellt branschkod enligt SNI (fylls automatiskt vid datalagring)		SNI kod	
Län och Kommun (namn, kod)	Län	Kommun	
Fastighetens storlek (m ²)			
Fastighetens koordinater, objektets, tomtens, huvudbyggn centrumpunkt (rikets nät sex siffror)	X= nord	Y= ost	Z= höjd
Fastighetsbeteckning (enl CDF)			
Objektets adress			
Topografiska karta och Ekonomiska- Gula kartan fylls automatiskt vid datalagring			
Byggnader och anläggningar nuvarande, tidigare, även rivna, översiktligt (ålder och skick)	Nuvarande	Tidigare	
Anläggningsägare eller motsvarande med adress			
Nuvarande fastighetsägare om annan än anlägg- ningsägare med adress			
Kontaktpersoner med adress hos tillsynsmyndig- het el dyl			
Andra källor (kartor, flygbilder, foton etc) + uppgift om var de finns			
Brunnar / Undersökningsrör inom industri- eller påverkansområdet, läge skick och typ (undersökningsrör i metall, plast, grävs brunn, borrad brunn, saknas)			
Konflikter (vattenförsörjning, omkringboende, jordbruk, skogsbruk, vattenbruk, friluftsliv, kultur- minnen, förestående ägarbyte, annat ange vilket) Om flera konflikter är kända ange samtliga			
Befintliga undersökningar / gjorda utredningar			
Efterbehandlingsåtgärder, genomförda eller planerade (typ av åtgärd t ex eventuell yttäckning, inneslutning)			

Blankett B VERKSAMHETS-, OMRÅDES- OCH OMGIVNINGSBESKRIVNING

Markera osäkert dataunderlag med (?)

Objekt: (ifylles automatiskt från blankett A)	Upprättad (namn, datum):
Id nr: (ifylles automatiskt från blankett A)	Fältbesök (namn, datum):
	Fältbesök (namn, datum):

Verksamhetsbeskrivning

Anläggningens status (i drift, nedlagd före 1969, nedlagd efter 1969, ingen tidigare känd verksamhet), Verksamhetstid (ungefärligt antal år) för respektive verksamhet som funnits på objektet samt	Anläggnings status 1. 2.	Verksamhetstid	Driftstart och driftsslut
Anläggningsområdets tillgänglighet (inhägnat, öppet)			
Beskriv i den mån det finns lättillgängliga uppgifter om: 1. Produktion (produkt och mängd, om möjligt årtal för produkterna)	Produkt	Mängd	Årtal
2. Processbeskrivning, nuvarande och tidigare översiktligt	Nuvarande	Tidigare	
3. Avloppsvatten från processerna, nuvarande och tidigare hantering (sluten till eget reningsverk, till kommunalt reningsverk, orenat till namngiven recipient)	Nuvarande	Tidigare	
4. I processerna hanterade kemikalier			
5. Restprodukter från processerna, mellanlagring (förekomst och typ)			

Området och omgivningen

Markanvändningen på objektet samt inom påverkansområdet (industrimark, jordbruksmark, tätort/bebyggelse, skogsmark, parkmark, övrig)	Markanvändning på objektet	Markanvändning inom påverkansområdet	
Avstånd från objekt till bostadsbebyggelse (0-50 m, 50-200 m, 200-500 m, 500-1000 m, >1000 m)			
Uppskattning av antalet individer som rör sig i området (ex. 0-50, 50-250, 250-500, 500-1000, >1000)	Antal individer/dygn	Antal individer/vecka	Antal individer/år
Avstånd från objekt till ytrecipient (0-50 m, 50-200 m, 200-500 m, 500-1000 m, >1000 m)			
Typ av närrecipient /grundvatten, dike, bäck, älv, sjö, hav samt eventuellt namn			
Markförhållanden dominerande inom området (täta-, normaltäta-, genomsläppliga jordarter, fyllnadsmassor, berg, övrigt)			
Topografi: kuperat, flackt, bedömning av ungefärlig lutning (%)			
Huvudavrinningsområde enligt SMHI			

Dagvatten och deponier

Dagvattendränning (typ, slutet-, öppet system, okänt) (till grundvatten, dike, bäck eller älv, sjö eller hav, torvmark övrigt)			
Deponi: inom objektet, utanför objektet, saknas, övrigt samt typ av deponi (aktiv, öppen, under uppbyggnad, nedlagd, använd som fyllning)	Finns deponi	Typ av deponi	
Kännedom om innehåll i deponin samt eventuellt läckage från deponin (till recipient, grundvatten, inget)			
Deponins koordinater (rikets sex siffror)	X= nord	Y= ost	Z= höjd

Övrigt (t ex sättningar, innehåll i utfyllnader, täckta jordhögar, lastningsområden, tankar, områden där det har brunnit, igenfyllda vattensamlingar)

TABELL 2 Principer för indelning efter osäkerhet i bedömningen.

Liten (A)	Måttlig (B)	Stor (C)	Mycket stor (D)
Liten osäkerhet i bedömningen. Bedömningen är gjord på kända fakta.	Måttlig osäkerhet i bedömningen. Bedömningen är utförd på viss del fakta samt tydliga indikationer.	Stor osäkerhet i bedömningen.	Mycket stor osäkerhet i bedömningen. Bedömningen är till största delen baserad på dåligt underbyggda antaganden.

TABELL 4. Kriterier för utfasningsämnen och riskminskningsämnen i PRIO

Kriterierna för utfasningsämnen:	Kriterierna för prioriterade riskminskningsämnen:
CMR (Cancerogen, mutagen eller reproduktionsstörande), kategori 1 och 2	Mycket hög akut giftighet (hälsa)
PBT/vPvB (Persistenta, bioackumulerande och toxiska/mycket persistenta och mycket bioackumulerande)	Allergiframkallande
Särskilt farliga metaller (kvicksilver, kadmium, bly och deras föreningar)	Mutagen, kategori 3
Hormonstörande	Hög kronisk giftighet (hälsa)
Ozonnedbrytande	Miljöfarligt, långtidseffekter
	Potentiell PBT/vPvB

TABELL 5. Principer för indelning av föroreningars farlighet på platsen (omarbetad från MIFO 1). Resultatet från denna tabell fylls i som M₁ i analysprotokollet.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Är inte klassad som miljö- eller hälsofarlig enligt klassificeringsdatabasen (KIFS 2005:5) ³³	Klassad som miljö- och/eller hälsofarlig enligt klassificeringsdatabasen (KIFS 2005:5)	Riskminskningsämne enligt PRIO eller motsvarande kriterier (se bilaga C)	Utfasningsämne enligt PRIO eller motsvarande kriterier (se bilaga B)

³³ <http://apps.kemi.se/klassificeringslistan/default.cfm>

TABELL 6. Exempel på färoindelning av ämnen, ämnesgrupper, blandningar och produkter som ofta förekommer inom förorenade områden som föreslås. Sådana som markerats med ☐ har placerats utifrån tabell 3 i befintlig MIFO¹.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Papper☐ Trä☐	Träfiber☐ Bark☐ Metallskrot☐	Vissa arsenikföreningar (t ex aluminiumarsenid) Vissa kromföreningar (ej Cr VI) Klorfenoler Cyanid 1,2-diklorbensen Vissa klorerade lösningsmedel (t ex 1,1,2,2-tetrakloretan)	Vissa arsenikföreningar (t ex arseniksyra) Vissa kromföreningar (Cr VI) Blyföreningar Kvicksilverföreningar Kadmiumföreningar Eldningsolja Bensen Kreosot Stenkolstjära Dioxiner Vissa klorerade lösningsmedel (t ex 1,2-dikloretan och 1,1,1-trikloretan)

TABELL 7 Principer för indelning av mänsklig exponeringsgrad (ersätter tabell tillstånd, jämförvärde och mängd i MIFO1), fylls i som M₂ i riskmatris och analysprotokoll.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Människan exponeras i mycket liten grad för föroreningar	Människan exponeras vid enstaka tillfällen för föroreningar	Människan exponeras vid flera tillfällen per månad för föroreningar	Människan exponeras kontinuerligt för föroreningar.
Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras i mycket liten grad för föroreningar.	Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras vid enstaka tillfällen för föroreningar.	Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras vid flera tillfällen per månad för föroreningar.	Av föroreningskällan opåverkade ekosystem exponeras kontinuerligt för föroreningar.

¹ Naturvårdsverkets rapport 4918

TABELL 8. Principer för indelning av spridningsförutsättningar (omarbetad från MIFO1). Resultatet fylls i som M₃ i analysprotokoll och riskmatris.

	Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Från/till byggnad	Tät grund ex. tjock betonggrund utan brunnar Inga flyktiga föroreningar	Grund med en till flera golvvavlopp	Otät grund utan golvvavlopp ex. asfalterat golv utan avlopp	Otät grund ex. flera golvvavlopp jordtrampat-/asfalteratgolv Flyktiga föroreningar. Klorerade lösningsmedel*
I mark och grundvatten	Lera	Leilig-siltig morän. kompakterad torv	Siltig-sandig morän, Fyllnadsmassor, rörgravar/diken	Sandig-grusig morän Fyllnadsmassor, rörgravar/diken
	Fettlösliga ämnen.			Vattenlösliga ämnen.
Till ytvatten	Försumbar skredrisk (1**) Avstånd till vattendrag > 1000 m Plan markyta, inga diken, rörgravar eller avlopp Fettlösliga ämnen Lättnedbrytbara ämnen	Någon skredrisk (2**) Avstånd till vattendrag 200-1000 m Markens lutning < 1%, diken, rörgravar eller avlopp finns	Viss skredrisk (3**) Avstånd till vattendrag 50-200 m Markens lutning 1-10 % diken, rörgravar eller avlopp finns	Påtaglig skredrisk (4**) Avstånd till vattendrag 0-50 m Markens lutning >10-15% diken, rörgravar eller avlopp finns Vattenlösliga ämnen Persistenta (långlivade) ämnen
I ytvatten	Föroreningar i fast form Stilla vatten, stor utspädning	Partikelbundna föroreningar Små bäckar och diken som oftast är torra	Partikelbundna föroreningar Bäckar och diken som det oftast finns rinnande vatten i.	Föroreningar lösta i vatten Kontinuerligt rinnande vatten (älv, fors, flod, å)
I sediment	Akkumulationsbottnar	Akkumulationsbottnar	Erosionsbottnar Omsedimenterade föroreningar	Mekanisk omrörning (mudderverksamhet, kraftiga vågrörelser, båttrafik.)
	Livlösa bottnar	Levande bottnar	Levande bottnar	Levande bottnar
Damning	Ej partikelbundna föroreningar Ytmaterial inom området består inte av finkorniga jordarter	Partikelbundna föroreningar Ytmaterial inom området består eventuellt av finkorniga jordarter	Partikelbundna föroreningar Ytmaterial inom området består delvis av mycket finkorniga jordarter	Partikelbundna föroreningar Mycket finkornigt ytmaterial inom området som lätt dammar

* Tungt relativt olösliga ämnen som sjunker i vatten så som kloretylener och metylenklorid med gemensamt namn kallade DNAPL (dense non-aqueous phase liquid).

**Underlag för skredriskbedömning kan hämtas från SGIs hemsida (www.swedgeo.se).

TABELL 9. Principer för indelning efter pågående användning/nuvarande värde. Resultatet från denna tabell fylls i som E₁ i analysprotokoll och riskmatris.

Liten (1)	Måttligt (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Ointressant, t.ex. ödetomt. Används inte alls för industriändamål	Används för industriändamål	Attraktivt i anslutning till tätort eller annan potential	Mycket attraktivt område, stor utvecklingspotential.
Används inte av allmänheten till fritidsändamål*	Används i liten omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i mycket stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i mycket stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*

*Med fritidsändamål avses t.ex. svamplockning, fiske, rekreation etc.

TABELL 10 Principer för indelning efter potentiellt/förväntat värde, fylls i som E₂ i riskmatris och analysprotokoll.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Ointressant ur framtida exploateringssynpunkt.	Exploaterbart i ett framtida perspektiv.	Kommer i framtiden att vara attraktivt, i anslutning till tätort eller annan potential.	Mycket attraktivt område med stor utvecklingspotential i framtiden.
Används i framtiden och efter eventuell åtgärd inte av allmänheten till fritidsändamål*	Används i framtiden och efter eventuell åtgärd i liten omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i framtiden och efter eventuell åtgärd i stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*	Används i framtiden och efter eventuell åtgärd i mycket stor omfattning av allmänheten till fritidsändamål*

*Med fritidsändamål avses t.ex. svamplockning, fiske, rekreation etc.

TABELL 11. Principer för indelning efter skyddsvärde, från MIFO modellen i SNV 4918. Resultatet från denna tabell fylls i som E₃ i analysprotokoll och riskmatris.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
- av föroreningar starkt påverkade områden - av annan verksamhet förstörda naturliga ekosystem, t ex en deponi, ett sandmagasin eller ett asfalterat område.	- områden med något-störda ekosystem - områden med ekosystem som är mycket vanliga i regionen, t ex normala skogs och jordbruksområden.	- områden med ekosystem som är mindre vanliga i regionen - områden där exponering sker av enskilda arter eller ekosystem som i naturvårdsplaneringen regionalt eller lokalt utpekats ha stort skyddsvärde t ex strandområden och känsliga vattendrag, rekreatiomsområden och parker i stadsmiljö	- områden med enskilda arter eller ekosystem som i naturvårdsplanering på riksnivå, regionalt eller lokalt utpekats ha mycket stort skyddsvärde, t ex landets naturskyddade områden; nationalparker, naturreservat, naturvårdsområden, marina reservat, djurskyddsområden och områden med andra biotopskydd, övriga områden där hotade arter finns samt de områden som utpekats som riksintressanta för naturvården.

TABELL 12. Principer för indelning efter Oro. Resultatet från denna tabell fylls i som S₁ i analysprotokoll och riskmatris.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Ingen oroas	Ett fåtal individer oroas	Lokala diskussioner och protester t.ex. insändare i lokalpressen, protestlistor	Flera personer uppsöker sjukvård Ökade lokala diskussioner och protester t.ex. stora rubriker i media, Kontakter och klagomål hos myndigheter

TABELL 13. Principer för indelning efter Beteendeförändring/demografi inom påverkansområdet (utnyttjande av naturresurser, tex avstår från att bada, plocka svamp, rasta hunden etc). Resultatet från denna tabell fylls i som S₂ i analysprotokoll och matris.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Inga beteendeförändringar	Enstaka personer diskuterar att göra ett aktivt val för att undvika området	Enstaka personer gör ett aktivt val för att undvika området	Flera personer gör ett aktivt val, avflyttar/minskad inflyttning.

TABELL 14. Principer för indelning efter behov av delaktighet fylls i som S₃ i riskmatris och analysprotokoll.

Liten (1)	Måttlig (2)	Stor (3)	Mycket stor (4)
Invånare har mycket god tillgång till information och känner att de har stor möjlighet att påverka.	Invånare har tillgång till information och de har möjlighet att påverka.	Information sprids i liten omfattning till invånare och de har liten möjlighet att påverka.	Information sprids i mycket liten omfattning till invånare och de har ingen möjlighet att påverka.
Invånarna har litet eller inget intresse i vad som händer med området.	Invånarna har ett måttligt intresse av vad som händer med området.	Invånarna har visst intresse i området men känner att de har liten möjlighet att påverka.	Invånarna har stort intresse i området men känner att de inte har någon möjlighet att påverka.
Mycket stor transparens, inflytande och kommunikation	Stor transparens, inflytande och kommunikation	Måttlig transparens, måttligt inflytande, måttlig kommunikation.	Lite kommunikation ingen transparens, inget inflytande.
Röstdeltagande vid kommunalval >75%	Röstdeltagande vid kommunalval 50-75%	Röstdeltagande vid kommunalval 25-50%	Röstdeltagande vid kommunalval <25%

Mycket stor D	Åtgärder för att minska osäkerheten kan vara nödvändiga		Undersökningar/ provtagning för att minska osäkerheten är nödvändiga.	
Stor C				
Måttlig B				
Liten A	Avvakta		Hög prioritet föreslå åtgärder	
Osäkerhet Konsekvens	Liten 1	Måttlig 2	Stor 3	Mycket stor 4

Figur 5. Riskmatris där bedömningen av konsekvens och osäkerhet för varje faktor förs in.

TABELL 3. Analysprotokoll med GRAF.

Projekt:							Senaste rev:	
Objekt:							Utförd av:	
Närvarande:								
Nr	Händelse/ tillstånd	Orsak/bakgrund	Konsekvens	Befintligt skydd/Vidtagna åtgärder	K- Klass	O- Klass	Rekommendation	Ansv
	Föreningars farlighet (M ₁)							
	Exponeringsgrad (M ₂)							
	Spridningsförutsättningar (M ₃)							
	Pågående användning (E ₁)							
	Potentiellt värde (E ₂)							
	Skyddsvärde (E ₃)							
	Oro (S ₁)							
	Betendeförändring (S ₂)							
	Delaktighet (S ₃)							

Grovanalys för riskvärdering av förorenade områden i tidigt skede – GRAF

RAPPORT 5892

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5892-0
ISSN 0282-7298

Rapporten beskriver en metod för riskvärdering av förorenade områden i ett tidigt skede där förutom hälsa/miljöaspekter även ekonomiska och sociokulturella aspekter undersöks. Dessutom ges förslag på metodik för hur värden av varierande karaktär sedan kan sammanvägas och vara vägledande under prioriteringsprocessen inför eventuellt fortsatta studier av området, exempelvis MIFO fas 1 och/eller 2, en platsspecifik bedömning eller annan utredning/insats.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.

