

# Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden

RAPPORT 5928 • JULI 2009



Kunskapsprogrammet



# Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden

Michael Gilek, Södertörns Högskola  
Celia Jones, Kemakta Konsult AB  
Ann Sofie Allard, IVL Svenska Miljöinstitutet AB  
Jonas Gunnarsson, Stockholms universitet  
Linette Lenoir, Sveriges Lantbruksuniversitet  
Tryggve Persson, Sveriges Lantbruksuniversitet  
Astrid Taylor, Sveriges Lantbruksuniversitet  
Håkan Yesilova, Kemakta Konsult AB

NATURVÅRDSVERKET

### **Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

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

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

### **Naturvårdsverket**

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

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 91-620-5928-6.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Elektronisk publikation

Omslagsfoto: Stora bilden: Celia Jones, Kemakta Konsult AB

Lilla bilden: Ann-Sofie Allard, IVL Svenska Miljöinstitutet 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.

I en tidigare rapport från Hållbar Sanering ”Förbättrade miljöriskbedömningar”, gjordes en sammanställning och utvärdering av metoder som används inom miljöriskbedömning i Sverige och internationellt. I rapporten redovisas även ett förslag på en metodik för miljöriskbedömning. Detta förslag har nu testats och vidareutvecklats.

Föreliggande rapport är en av två rapporter från kunskapsprogrammet Hållbar Sanering som redovisar projektet ”Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden”. Denna rapport beskriver den vidareutvecklade metodiken för miljöriskbedömning av förorenad mark. I rapporten ”Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden” beskrivs arbetet som har genomförts med tillämpning av metodiken på tre testområden.

Niklas Johansson på Naturvårdsverket har varit kontaktperson för Hållbar Sanering. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket juni 2009



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>		3
<b>SAMMANFATTNING</b>		7
<b>SUMMARY</b>		8
<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	9
1.1	Bakgrund och syfte	9
1.2	Avgränsningar	9
1.3	Projektorganisation	10
<b>2</b>	<b>FÖRESLAGEN METODIK</b>	12
2.1	Utgångspunkter och antaganden	12
2.2	Metodik för miljöriskbedömning: generell uppbyggnad	13
2.2.1	Projektstart	15
2.2.2	Platsspecifik riskbedömning – Nivå 1. Gallring	16
2.2.3	Detaljerad platsspecifik riskbedömning – Nivå 2	17
2.2.4	Fullständig platsspecifik riskbedömning – Nivå 3	17
<b>3</b>	<b>SPECIFIKA METODER OCH KOMPONENTER</b>	19
3.1	Introduktion och avgränsning	19
3.2	Provtagning	19
3.3	Föroreningskemiska metoder	21
3.3.1	Jämförelser med individuella riktvärden	21
3.3.2	Toxisk potential av föroreningsblandningar	22
3.3.3	Lakteter	27
3.3.4	Biotillgänglighetstester	28
3.3.5	Bioupptagsanalyser och tester	29
3.4	Ekotoxikologiska metoder	30
3.4.1	Gallringstest	30
3.4.2	Akuteffekter hos evertebrater	31
3.4.3	Tester på tillväxt och reproduktion	33
3.5	Markekologiska metoder	35
3.5.1	Ekologisk fältbeskrivning/inventering av växter	35
3.5.2	Mikroorganismer: markprocesser	36
3.5.3	Markmikroorganismer: metabolisk diversitet (BIOLOG™-CLPP)	37
3.5.4	Inventering av djur (marklevande evertebrater, myror, fjärilar, fåglar, däggdjur)	38
3.6	Samlad riskbedömning	39
3.6.1	Skalning	40
3.6.2	Viktning	40
3.6.3	Sammanvägning av resultat	41
<b>4</b>	<b>REFERENSER</b>	46



# Sammanfattning

Syftet med denna rapport är att ge en kortfattad beskrivning av den metodik för riskbedömning av förorenad mark som har tagits fram inom ramen för projektet 'Metodik för miljöriskbedömning' inom kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Rapporten är tänkt att fungera som en introduktion och handledning till miljöriskbedömning av förorenad mark.

Den föreslagna metodiken består av en riskbedömning i tre steg, med ett första gallringssteg, en detaljerad riskbedömning samt en fullständigt platspecifik riskbedömning. Vid övergången från gallringsnivån till mer detaljerade nivåer görs kompletterande undersökningar för att minska osäkerheterna i riskbedömningen, och resultaten från platspecifika undersökningar utgör en större andel av beslutsunderlaget. Stegvisa undersökningar används för att strukturera undersökningarna så att riskbedömningen fortsätter endast till den detaljnivå som krävs för effektivt beslutsfattande.

I varje steg av metodiken ingår tre huvudsakliga undersökningslinjer: föroreningarnas miljö kemi, ekotoxikologiska undersökningar och markekologiska undersökningar. Denna metod är jämförbar med Triad-metoden som använts för riskbedömning av förorenat sediment och förorenad mark i andra länder, t.ex. USA och Nederländerna. Vidare så innehåller metodiken en kvantitativ metod som möjliggör en sammanvägning av resultat från olika tester och undersökningslinjer till ett samlat riskvärde för en förorenad lokal.

I metodikens första steg består de föroreningskemiska undersökningarna i huvudsak av jämförelser av uppmätta föroreningshalter i olika medier (t.ex. mark och grundvatten) med miljö kvalitetsnormer eller riktlinjer. I metodikens följande steg föreslås att bland annat föroreningars rörlighet i miljön (laktes-ter) och biotillgänglighet/bioackumulation utvärderas.

Ekotoxikologiska tester bör genomföras under riskbedömningens alla steg eftersom de ger ett direkt mätvärde av föroreningsblandningens samlade toxiska effekter. Den föreslagna metodiken bygger på att flera ekotoxikologiska tester genomförs inom alla steg av riskbedömningen för att täcka in olika ekologiska funktioner och för att ta hänsyn till att testerna har varierande känslighet för olika föroreningar. Enkla gallringstester genomförs i riskbedömningens första steg och mer komplicerade tester (t.ex. reproduktionstester och flegenerationstester) inkluderas de mer detaljerade stegen.

Platsspecifika markekologiska undersökningar ger ovärderlig information kring föroreningsriskernas omfattning och typ och bör ingå i riskbedömningens alla steg. I metodikens första steg föreslås enkla visuella fältbeskrivningar av växtligheten. Dessa undersökningar kompletteras i de mer detaljerade stegen med studier av markekologiska processer, mikrobiell diversitet samt detaljerade inventeringar av växter och djur.



## Summary

The aim of this report is to give a brief description of the method for risk assessment of contaminated land which has been developed as part of the project “Method for assessing risks to the environment”. The report is intended as provide an introduction and guidance to the assessment of risks to the environment from contaminated land.

The proposed method consists of a three-stage risk assessment, beginning with a first screening stage which is followed by a detailed risk assessment and a complete site-specific risk assessment. As the risk assessment progresses from the screening stage to more detailed levels, complementary investigations are carried out to reduce the uncertainties associated with the risk assessment and the results from site-specific investigations contribute a larger part of the basis for decision-making. Step-wise assessments are used to structure investigations so that the assessment continues only up to the level of detail which is required for effective decision-making.

Each stage of the method includes three main lines of investigation: the environmental chemistry of the contaminants, ecotoxicological tests and studies of the soil ecology. This method is comparable to the Triad-method which has been used for risk assessments of contaminated sediment and soil in other countries, e.g. USA and the Netherlands. In addition, the method provides a quantitative means of integrating the results from a number of tests and lines of investigation to a collected risk-value for a contaminated site.

In the method's first stage, the chemical investigations comprise mainly of the comparison of measured concentrations of contaminants in different media (e.g. soil and groundwater) with environmental quality standards or guideline values. Evaluation of the contaminants mobility (leaching) and bioavailability/bioaccumulation is proposed for the following stages of the method.

Ecotoxicological tests should be carried out during all stages of a risk assessment as they give a direct measurement of the overall effects of contaminant mixtures. The suggested method is based on the use of several ecotoxicological tests at all stages of the risk assessment. A number of different tests are needed to cover different ecological functions and to take into account the varying sensitivity of the tests to different contaminants. Simple screening tests are carried out during the first stage of the assessment and more complicated tests (reproduction-tests and tests over several generations) are included in the more detailed stages.

Site specific investigations of the soil ecology give valuable information about the type and severity of the actual risks from soil contaminants, and should be included in all stages of the risk-assessment. Simple vegetation surveys are suggested for the first stage of the risk assessment. In the more detailed stages of the risk assessment, the surveys can be complemented by detailed studies of the soil's ecological processes, microbial diversity, fauna and flora.

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund och syfte

Miljöriskbedömning av förorenad mark innebär en stor utmaning för samhället och inte minst för vetenskapen. Kunskapsläget kring föroreningars påverkan på markmiljön är ofta bristfälligt och metodiken för riskbedömning är i behov av både utveckling och standardisering för att öka den plats-specifika tillförlitligheten samt jämförbarheten med andra områden. Samtidigt finns det ett behov av att utveckla den vetenskapliga basen för prioritering av riskbedömningsinsatser för att bättre anpassa riskbedömningsmetodiken till begränsningar i både metoder och resurser.

I ett tidigare projekt inom Hållbar Sanering 'Förbättrad miljöriskbedömning' gjordes en sammanställning och utvärdering av metoder som används inom miljöriskbedömning inom Sverige och internationellt. Ett förslag till utformning av en metodik för miljöriskbedömning baserades sedan på resultaten och slutsatserna av denna sammanställning (Jones et al. 2006). Inom fortsättningsprojekt 'Metodik för miljöriskbedömningar' har den föreslagna metodiken sedan testats på tre förorenade områden (Jones et al. 2008). Baserat på dessa studier har projektgruppen sedan föreslagit en uppdaterad metodik för miljöriskbedömning av förorenad mark. Den föreslagna metodiken kombinerar användning av generella riktvärden med platsspecifika undersökningar av markekologiska och ekotoxikologiska effekter, samt dokumentation av den specifika föroreningsituationen. Vidare så bygger metodiken på en riskbedömning i flera steg vilket möjliggör en kostnadseffektiv användning av tillgängliga resurser.

Syftet med denna rapport är att ge en kortfattad beskrivning av den föreslagna metodiken för riskbedömning av förorenad mark. Vägledningen är tänkt att fungera som introduktion och handledning till miljöriskbedömning av förorenad mark.

## 1.2 Avgränsningar

Denna rapport är inte avsedd att utgöra en uttömmande vägledning till alla metoder och möjliga avvägningar kopplade till miljöriskbedömning av förorenad mark utan snarare presentera det generella ramverket för metodiken samt ge exempel på lämpliga metoder. Metoder och tester beskrivs således relativt kortfattat med hänvisning till mer utförliga metodbeskrivningar. Även om projektet har strävat efter att utveckla en så generell metodik som möjligt så kommer det oftast att finnas behov av platsspecifik anpassning av metoder för att ta hänsyn till den lokala ekologiska och föroreningsmässiga situationen. Det kommer således vid planering och genomförande av specifika miljöriskbedömningar oftast att finnas behov av att konsultera dokumentationen på specifika metoder som inte behandlats i detta projekt.

Att utarbeta rekommendationer för dokumentation och rapportering av miljöriskbedömningar har inte ingått i detta projekt och ingår således inte i vägledningen. Det tål dock att poängteras att mer standardiserade former för rapportering av resultat från miljöriskbedömningar skulle underlätta jämförelser mellan olika projekt samt underlätta kommunikationen mellan riskbedömningsexperter och andra intressenter som t.ex. beslutsfattare.

En miljöriskbedömning antas i denna rapport vara en bedömning av risken för störning av de biologiska funktioner som utförs av mikroorganismer, djur och växter i miljön. Eftersom vi har bristfälliga kunskaper om vilka arter som är viktiga för markens funktioner under olika markförhållanden skyddas markmiljön genom att inkludera alla organismer i en miljöriskbedömning. Ett grundläggande antagande för den framtagna metodiken är således att skydd av organismer på populationsnivå skyddar markfunktioner. Skydd av de flesta arter på populationsnivå ger endast en liten risk för störningar av markfunktioner.

Skydd på individnivå kan också behöva beaktas för enskilda individer av en art som betraktas som särskilt skyddsvärda, t.ex. hotade arter, arter av stor betydelse för områdets skyddsvärde, ekonomiskt värdefulla arter mm. Speciellt skyddsvärda arter bör identifieras vid projektstarten (se avsnitt 2.2.1). I praktiken så är det först under senare steg av riskbedömningen (Nivå 3) som dessa skyddsvärda arter kan beaktas specifikt.

Denna rapport fokuserar på bedömning av riskerna från markföroreningar, men den föreslagna generella metodiken kan efter anpassning av ingående tester och metoder tillämpas på andra medier, t.ex. förorenat sediment eller vatten. Dessa miljöer bör ingå i den samlade riskbedömningen av ett förorenat markområde om det finns risk för spridning av föroreningar med t.ex. vatten.

## 1.3 Projektorganisation

Projektet har genomförts av en projektgrupp bestående av:

- Kemakta Konsult AB (Celia Jones och Håkan Yesilova)
- IVL Svenska miljöinstitutet AB (Ann-Sofie Allard och Johan Strandberg)
- Stockholms Universitet (Jonas Gunnarsson, Pia Linghede och Lina Magdalinski)
- Sveriges Lantbruksuniversitet (Tryggve Persson, Lisette Lenoir och Astrid Taylor)
- Södertörns högskola (Michael Gilek)
- RIVM, Riksinstitut för folkhälsa och miljö i Nederländerna (Michiel Rutgers).

Inom projektgruppen har Kemakta Konsult ansvarat för projektledning, arbetet med bedömning av risker utifrån kemisk analys av mark och vatten samt arbetet med sammanvägning av alla testresultat till en samlad miljörisk-

bedömning. Södertörns högskola ansvarade för utveckling av riskbedömningsmetodiken samt framtagning av en vägledning för miljöriskbedömningar av förorenade områden. IVL har genomfört växt- och evertebrattester. Stockholms Universitet - Systemekologi, har genomfört biotillgänglighetstester. SLU har ansvarat för arbetet med ekologiska undersökningar, inklusive undersökningar av markprocesser. Michiel Rutgers från RIVM (Riksinstitut för folkhälsa och miljö, Nederländerna) har varit rådgivare till gruppen med avseende på utveckling och tillämpning av metodiken och han har även genomfört ekologiska undersökningar på mikroorganismer.

## 2 Föreslagen metodik

### 2.1 Utgångspunkter och antaganden

Det finns en rad stora utmaningar kopplade till utvecklingen av en generell metodik för platsspecifik miljöriskbedömning av förorenad mark (Jones et al 2006). Framför allt är det en utmaning att utveckla en metodik som förmår hantera och väga samman den stora informationskomplexiteten i form av olika möjliga mätvariabler inom t.ex. kemi, ekotoxikologi och ekologi. I detta sammanhang är det också en utmaning att utveckla en metodik som genererar kvantitativa uppskattningar av kemiska miljörisker så att olika lokaler kan jämföras på ett tillförlitligt sätt.

Den metodik för miljöriskbedömning av förorenad mark som presenteras i denna vägledning har, baserat på litteratursammanställningar (Jones et al. 2006) och pilotstudier på förorenade områden (Jones et al. 2008), följande grundläggande utgångspunkter:

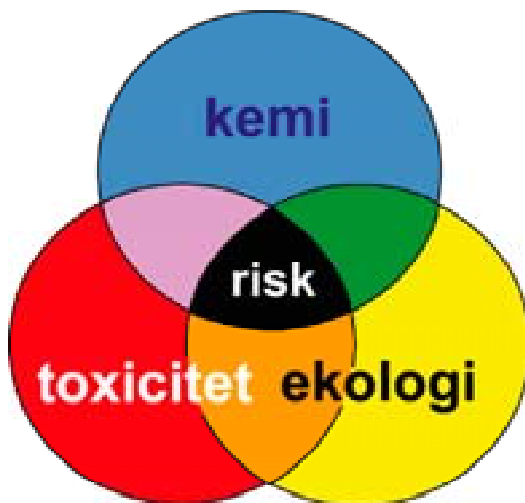
- En stegvis riskbedömning är ett bra sätt att effektivisera miljöriskbedömningar genom att strukturera undersökningar så att arbetet fortsätter endast till den detaljeringsgrad som krävs för effektivt beslutsfattande.

Den föreslagna metodiken (Fig. 2.2) består av en trestegsprocess som möjliggör ett flexibelt beslutsfattande<sup>1</sup> och som består av en inledande riskbedömning (gallring), en detaljerade riskbedömning och en fullständig platsspecifik riskbedömning. Efter varje steg av en riskbedömning, utvärderas resultaten och osäkerheterna i bedömningen. Baserat på utvärderingen kan följande beslut fattas:

- Risk för skadliga effekter bland identifierade skyddsobjekt finns och åtgärdsbehov skall övervägas.
  - Det finns inga risker för skadliga effekter bland skyddsobjekten
  - Osäkerheterna i miljöriskbedömning medför att det är omöjligt att uppskatta riskerna till skyddsobjekten. Fler undersökningar behövs för att minska osäkerheterna.
- Den empiriska informationen i miljöriskbedömning kan sammanfattas i tre undersökningslinjer (kemisk karaktärisering, ekotoxikologiska tester och markekologiska undersökningar); se Fig. 2.1. Samtliga tre undersökningslinjer bör inkluderas och integreras i samtliga steg av miljöriskbedömningen. Denna metodik säkerställer dels att platsspecifika förhållanden beaktas och dels utgör metodiken ett robust sätt att hantera osäkerheter eftersom likartade resultat från de olika undersökningslinjerna stärker tillförlitligheten av riskbedömningens slutsatser.

---

<sup>1</sup> Flexibelt beslutsfattande innebär att det efter varje steg i riskbedömningen finns ett antal möjliga beslut. Dessa bör diskuteras och värderas av berörda parter i det aktuella fallet. Till exempel kan en inledande gallringsbedömning som indikerar en icke försumbar risk leda till beslut om (1) en detaljerad riskbedömning av lokalen eller (2) åtgärder för att minska markföroreningens miljörisker.



Figur 2.1. TRIADEN – de föreslagna undersökningslinjerna vid miljöriskbedömning av förorenad mark.

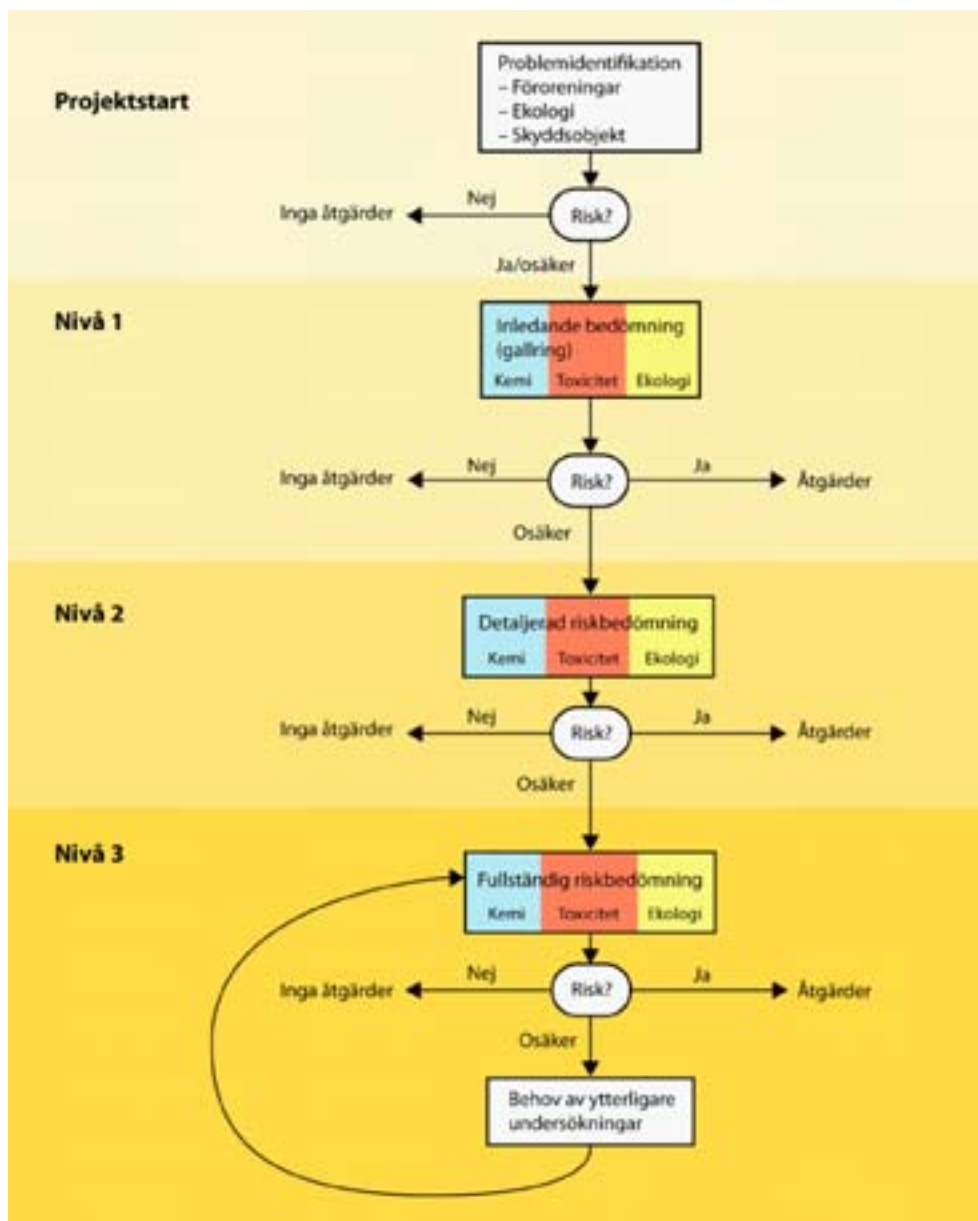
- En generell metodik för miljöriskbedömning bör möjliggöra en kvantitativ jämförelse av miljörisker dels mellan olika lokaler och dels vid olika tidpunkter på en och samma lokal.  
I den föreslagna riskbedömningsmetodiken utnyttjas en metod utvecklad inom EU projektet Liberation (Jensen and Mesman, 2006) som möjliggör en skalning och sammanvägning av olika tester och mätvariabler inom olika undersökningslinjer.
- Det finns behov av att ta hänsyn till platsspecifika förhållanden i riskbedömningen.  
Den föreslagna metodiken bygger på empiriska studier och provtagning på plats inom alla tre undersökningslinjer och inom alla steg av riskbedömningen. Det finns möjlighet att utnyttja platsspecifika riktvärden (även om generella riktvärden oftast kan användas) samt att anpassa valet av ekotoxikologiska tester och ekologiska undersökningar beroende på lokala betingelser, platsspecifika skyddsobjekt samt nuvarande och planerad markanvändning.

## 2.2 Metodik för miljöriskbedömning: generell uppbyggnad

Det generella ramverket för den föreslagna riskbedömningsmetodiken presenteras i Figur 2.2. Metodiken bygger på en stegvis riskbedömning och tre undersökningslinjer. Tabell 2.1 presenterar ett förslag på de generella typer av test och undersökningar som kan användas på riskbedömningens olika nivåer. Avsnitt 2.2.1 – 2.2.4 sammanfattar syftet och huvuddragen inom riskbedömningens olika nivåer.

Det är viktigt att poängtera att valet av olika metoder samt dessa metoders placering på olika nivåer har påverkats av den nuvarande tillgången och

kostnaden av metoder/tester. Detta innebär att lämpligheten av olika tester och metoder på olika nivåer i miljöriskbedömningen behöver utvärderas kontinuerligt. Till exempel så skulle en ökad tillgång på billigare ekotoxikologiska tester av reproduktionseffekter (eller andra långtidseffekter) att leda till en rekommenderad av ökad användning av denna typ av tester tidigare i miljöriskbedömningen än vad som nu rekommenderas. Valet av specifika metoder påverkas vidare alltid av platsspecifika faktorer som miljöbetingelser och föroreningsituationen samt även av det enskilda projektets målsättningar och förutsättningar.



Figur 2.2 Förslagen metodik för miljöriskbedömning av förorenad mark.

**Tabell 2.1. Förslag till typer av test och undersökningar som kan användas med metodiken för miljöriskbedömning.**

	<b>Kemi</b>	<b>Ekotoxikologi</b>	<b>Ekologi</b>
<b>Nivå 1 Gallring</b>	Toxisk potential av föroreningsblandningar	Gallringstester på extrakt (Microtox, ROTAS, PAM)	Fältbeskrivning av växter
<b>Nivå 2 Detaljerad</b>	Utökad kemisk provtagning Lakteter Biotillgänglighetstester eller modeller	Grobarhet hos växter Tillväxt hos växter Akuteffekter hos evertebrater	Kol och kväveomsättning
<b>Nivå 3 Platsspecifik</b>	Bioupptagstester eller modeller	Tillväxt och reproduktion hos evertebrater Effekter på akvatiska evertebrater	Inventering och biomasbestämning av djur och växter Mikroorganismer: samhällstruktur och funktion (t.ex. BIOLOG) Nedbrytning

### 2.2.1 Projektstart

Förutsättningarna vid start av ett miljöriskbedömningsprojekt är olika. Ibland har ett flertal miljötekniska undersökningar av det aktuella området och dess omgivning redan genomförts, ibland börjar miljöriskbedömning samtidigt med andra undersökningar av området. Därför kan tillgänglig underlagsinformation vid projektstarten variera avsevärt i omfattning. Självklart innebär ett bra underlag att det är möjligt att ta hänsyn till platsspecifika faktorer vid planering av den kommande miljöriskbedömningen, vilket i sin tur förbättrar möjligheterna att genomföra en bra riskbedömning. Den tillgängliga informationen om det aktuella området och dess kemiska miljörisker sammanställs som *områdesbeskrivning* och bör innehålla:

- Tidigare och nuvarande markanvändningar och industriella verksamheter samt kartläggning av befintliga och tidigare byggnader och deras användning, liksom kajer, deponier och andra konstruktioner mm. Identifikation av potentiella föroreningar och föroreningskällor baseras på dessa uppgifter.
- Föroreningssituationen i mark och i grundvatten. Befintliga uppgifter om föroreningssituationen sammanställs. En plan för kompletterande undersökningar tas fram vid behov.
- Mark, grundvatten, ytvatten, sedimentförhållanden och flöden. Dessa uppgifter är viktiga för att kunna identifiera spridningsvägar och recipienter för föroreningar. Förhållanden i mark, grundvatten och ytvattenrecipienter är även viktiga faktorer vid identifikation av skyddsobjekt.
- En beskrivning över områdets ekologi. Beskrivning används för att identifiera skyddsobjekt (ekosystem och dess beståndsdelar, särskilda arter) och uppskattar hur och i vilken utsträckning dessa objekt förväntas exponeras för föroreningarna. Eventuella födoorganismer (växter eller djur) identifieras. Denna information används för att välja lämpliga undersökningar till riskbedömningen.



- För att optimera planeringen av miljöriskbedömningen, kan en komplettering av underlagsinformationen behövas redan vid projektstart, t.ex. genom platsbesök, kompletterande ekologiska observationer, sammanställning av befintliga uppgifter mm.

Baserat på utvärdering av datasammanställningar och undersökningar inom projektstartsfasen kan följande beslut fattas:

- Risk för skadliga effekter bland identifierade skyddsobjekt finns eller kan inte avskrivas (p.g.a. osäkerheter) och en miljöriskbedömning bör genomföras.
- Det finns inga risker för skadliga effekter och en miljöriskbedömning behöver inte genomföras.

Om slutsatsen är att det finns risk för skadliga miljöeffekter så bör tillgänglig information sammanfattas till en problemformulering för kommande miljöriskbedömningen där målsättningar definieras och avgränsas. Denna problemformulering bör revideras inför varje ny nivå (dvs. Nivå 1–3 nedan) av riskbedömningen. Problemformuleringen bör inkludera:

- Avgränsning av området som beaktas i riskbedömningen, inklusive recipienter som riskerar att påverkas av föroreningar genom spridning med t.ex. vatten.
- Vilka föroreningar med medföljande miljörisker som förekommer på området?
- Vilka föroreningskällor finns på området och hur sprids föroreningar från dessa källor?
- Vilka skyddsobjekt (t.ex. djur, växter markfunktioner etc.) relaterade till den planerade markanvändningen skall omfattas av riskbedömningen? Hur exponeras dessa skyddsobjekt för föroreningar?

### 2.2.2 Platsspecifik riskbedömning – Nivå 1. Gallring

Målsättningen med gallringen är att bedöma om listan av möjliga problem (m.a.p. potentiellt miljöfarliga kemikalier, eller potentiellt påverkade organismer/ekosystemfunktioner) kan kortas ned eller i bästa fall avskrivas helt. Gallringen bygger på jämförelser av uppmätta totala föroreningshalter i olika medier (t.ex. mark och grundvatten) med miljökvalitetsnormer eller riktlinjer. Dessa föroreningskemiska jämförelser kompletteras med enkla ekotoxikologiska tester och översiktliga markekologiska undersökningar. Exempel på metoder som kan användas inom Nivå 1 sammanfattas i Tabell 3.1 och beskrivs sedan i avsnitt 3.3–3.5.

Baserat på utvärdering av de tre undersökningslinjerna kan följande beslut fattas:

- Risk för skadliga effekter bland identifierade skyddsobjekt finns och åtgärdsbehov skall övervägas.
- Det finns inga risker för skadliga effekter bland skyddsobjekten.
- Osäkerheterna i miljöriskbedömning medför att det är omöjligt att uppskatta riskerna till skyddsobjekten. Fler undersökningar behövs för att minska osäkerheterna. Riskbedömningen fortsätter i Nivå 2 eller Nivå 3.

### 2.2.3 Detaljerad platsspecifik riskbedömning – Nivå 2

Syftet med den detaljerade riskbedömningen är att minska osäkerheterna i riskbedömningen samt att bättre beskriva riskens typ och omfattning. Data och information från gallringsundersökningen (t.ex. uppmätta föroreningshalter) ingår i utvärderingen av denna nivå. Det kan dock finnas behov av att komplettera med en mer omfattande provtagning för analys av föroreningshalter (t.ex. fler mark- eller grundvattenprov). Vidare så genomförs nya mer detaljerade undersökningar och tester inom alla tre undersökningslinjer (Tabell 3.1). Metoder som kan användas inom Nivå 2 sammanfattas i Tabell 3.1 och beskrivs sedan i avsnitt 3.3–3.5.

De föroreningskemiska undersökningarna kompletteras i den detaljerade riskbedömningen med tester som syftar till att förstå föroreningsens rörlighet i miljön (lakteter) samt dess biotillgänglighet. Vidare så genomförs ytterligare ekotoxikologiska tester (enkla tester på ryggradslösa djur och växter) samt markekologiska undersökningar på mikrobiella och/eller andra ekologiska processer. Baserat på utvärdering av de tre undersökningslinjerna kan följande beslut fattas:

- Risk för skadliga effekter bland identifierade skyddsobjekt finns och åtgärdsbehov skall övervägas.
- Det finns inga risker för skadliga effekter bland skyddsobjekten
- Osäkerheterna i miljöriskbedömning medför att det är omöjligt att uppskatta riskerna till skyddsobjekten. Fler undersökningar behövs för att minska osäkerheterna. Riskbedömningen fortsätter i Nivå 3.

### 2.2.4 Fullständig platsspecifik riskbedömning – Nivå 3

Syftet med den fullständiga platsspecifika riskbedömningen är att ytterligare förbättra beskrivningen av riskens typ och omfattning så att riskbedömningen kan utgöra en bas för ett riskhanteringsbeslut. Data och information från de tidigare två riskbedömningsnivåerna ingår i utvärderingen av denna nivå. Vidare så genomförs nya mer detaljerade undersökningar och tester inom alla tre undersökningslinjer (Tabell 3.1). Metoder som kan användas inom Nivå 3 sammanfattas i Tabell 3.1 och beskrivs sedan i avsnitt 3.3–3.5.

Den föroreningskemiska undersökningslinjen kompletteras i den fullständiga platsspecifika riskbedömningen med undersökningar som syftar till att förstå upptag och spridning av föroreningar i näringskedjan (t.ex. bioupptagstester, modellering av bioupptag). Vidare så genomförs mer tidskrävande och platsspecifikt relevanta ekotoxikologiska tester (t.ex. reproduktions- och flergenerationstester) och markekologiska undersökningar (t.ex. artsammansättning av markdjur samt samhällsstruktur och funktion hos mikroorganismer). Bedömning av risker för särskilt skyddsvärda arter görs inom Nivå 3.

Baserat på utvärdering av de tre undersökningslinjerna kan följande beslut fattas:

- Risk för skadliga effekter bland identifierade skyddsobjekt finns och åtgärdsbehov skall övervägas.
- Det finns inga risker för skadliga effekter bland skyddsobjekten.

- Osäkerheterna i miljöriskbedömning medför att det är omöjligt att uppskatta riskerna till skyddsobjekten. Fler undersökningar behövs för att minska osäkerheterna. I detta fall innebär detta beslut att Nivå 3 behöver kompletteras med ytterliga prover eller med fler tester och undersökningar inom de olika undersökningslinjerna.

## 3 Specifika metoder och komponenter

### 3.1 Introduktion och avgränsning

Eftersom varje platsspecifik miljöriskbedömning är unik med avseende på kombinationen av riskbedömningens målsättningar, ekonomiska förutsättningar, skyddsobjekt, planerad markanvändning, föroreningens sammansättning, miljöbetingelser, ekologi etc. så är det omöjligt att presentera en komplett lista på undersökningar och metoder som passar i all situationer. Snarare behöver valet av metoder och dess placering på olika nivåer i riskbedömningen alltid motiveras utifrån projektets mål och förutsättningar. Detta val av metoder och deras nivåplacering i riskbedömningen sker lämpligast i samråd mellan de intresserade parterna (t.ex. problemägare, avnämare, myndighet, konsult etc.). I detta avsnitt presenteras ett förslag på lämpliga metoder som deras nivåplacering för miljöriskbedömning av förorenad mark. Denna lista omfattar således metoder som projektgruppen har bedömt som lämpliga och genomförbara. Det bör dock poängteras att det kan finnas flera lämpliga metoder som inte nämns i denna vägledning inom en viss klass av tester (t.ex. reproduktionstester hos evertebrater) som med fördel kan utnyttjas. I rapporten finns referenser till publikationer som beskriver flera tillgängliga tester, t.ex. Jensen och Mesman (2006), Thomson et al. (2005), Environment Agency (2004). Vidare så sker en kontinuerlig utveckling av både nya och befintliga tester och metoder, vilket innebär att lämpliga metoder och deras nivåplacering behöver utvärderas återkommande.

### 3.2 Provtagning

Inom en miljöriskbedömning är det vanligt med mycket variation mellan provpunkter i jordens egenskaper och föroreningarnas förekomstform, vilket påverkar föroreningars biotillgänglighet och toxiska egenskaper samt förekomst av marklevande organismer. Dessutom är föroreningen ofta ojämnt fördelad både horisontellt över den förorenade markytan och i djupled. Detta innebär att det är ytterst viktigt att det finns en genomtänkt provtagningsstrategi som är anpassad till riskbedömningens syfte samt till de platsspecifika förutsättningarna. I en gallringsbedömning (Nivå 1) bör t.ex. provtagningen vara inriktad mot att få med de mest förorenade områdena i provtagningen. I senare steg av riskbedömningen är det däremot av vikt att provtagningen resulterar i en realistisk beskrivning av hur föroreningen är fördelad över det undersökta området.

All provtagning av mark, vatten och organismer behöver således baseras på väl motiverade metoder och eventuella avvikelser från standardmetoder behöver motiveras. Det är också viktigt att provtagningsstrategin (med avseende på t.ex. antal prov, storlek på prov, provbehandling, prov djup,

provpunkternas placering) dokumenteras och vid behov motiveras. En god utgångspunkt för att minska osäkerheter i riskbedömningen är naturligtvis att olika typer av undersökningar och tester i så stor utsträckning som möjligt utförs med jord från samma provpunkter inom det undersökta området.

Ett ofta återkommande problem vid provtagning av förorenad mark är svårigheter med att identifiera lämpliga referens- och kontrollprov (dvs. prov som liknar de förorenade proven på alla sätt förutom att de saknar kemiska föroreningar). Kontrollprov är speciellt viktiga för att möjliggöra tillförlitlig tolkning av de ekologiska undersökningarna men stärker naturligtvis trovärdigheten även för de ekotoxikologiska testerna. Svårigheten att finna bra kontrollprov beror t.ex. på att förorenade lokaler ofta är täckta med fyllnadsmaterial eller att markegenskaperna på det studerade området har påverkats av den förorenande verksamheten på flera sätt utöver föroreningarna. Problem att identifiera tillförlitliga kontrollprov i nära anslutning till det förorenade området kan lösas genom (1) provtagning av jämförbara områden som inte ligger i nära anslutning till det förorenade, (2) användning av prov med låga halter av förorening från det förorenade området som referenser, (3) användning av litteraturdata från jämförbara områden, (4) att fastställa referenssituationen genom expertbedömning (Chapman et al. 2002) eller (5) vikta resultaten så att lägre vikt läggs på de ekologiska och ekotoxikologiska undersökningarna i den samlade bedömningen.

**Tabell 3.1. Urval av lämpliga metoder och tester miljöriskbedömning av förorenad mark.**

<b>1. Kemisk karaktärisering</b>	<b>Nivå</b>	<b>Referenser</b>
Generella och platsspecifika riktvärden	projektstart – 1	Naturvårdverket 2007, Jones et al. 2008, bilaga B
Toxisk potential (TP) av föroreningsblandningar	1–2	Jensen och Mesman, 2006
Laktester	2	Allard och Gunnarsson 2008
Biotillgänglighetstester	2–3	Allard och Gunnarsson 2008
Bioupptagsanalyser och tester	3	Allard och Gunnarsson 2008
<b>2. Ekotoxikologiska tester</b>		
Gallringstester på extrakt		
Microtox	1	ISO 11348-3
ROTAS	1	Environment Agency 2004
PAM-algtest	1	Van Beusekom et al. 1999
Grobarhet hos växter	2	Allard et al. 2002
Akuteffekter hos evertebrater	2	Se Tabell 3.3
Tillväxt och reproduktionstester		
Rot- och skotttillväxt hos växter	2–3	Allard et al 2002
Reproduktionstest med mask	3	Allard et al 2002
Reproduktion och tillväxt hos akvatiska organismer	3	Se Tabell 3.4
<b>3. Markekologiska undersökningar</b>		
Ekologisk fältbeskrivning av växter	1	Se avsnitt 3.5.1
Mikroorganismer: funktioner		
Kolmineralisering	2	OECD 217
Kvävemineralisering och nitrifikation	2	OECD 216, ISO 14 238
Mikroorganismer: metabolisk diversitet (BIOLOG)	3	Rutgers et al. 2006
Inventering av växtsamhällen	3	Se avsnitt 3.5.1
Inventering av marklevande evertebrater	3	Persson et al. 2008; avsnitt 3.5.4
Inventering av djur (t.ex. myror, fjärilar, fåglar, däggdjur)	3	Persson et al. 2008; avsnitt 3.5.4
Nedbrytning	3	Jensen och Mesman 2006

## 3.3 Föroreningskemiska metoder

### 3.3.1 Jämförelser med individuella riktvärden

Den enklaste formen av utvärdering av kemiska analyser från en förorenad lokal är jämförelser mellan uppmätta halter av enskilda kemiska ämnen och fastställda gallringsriktvärden för ämnet/ämnesgruppen. Metoden är tillämpbar för alla typer av provtagna miljömatriser (t.ex. mark, vatten och sediment). Här nedan diskuteras tillämpning av metoden för förorenad mark.

Denna typ av generell jämförelse av enskilda föroreningar är känslig och enkel att utföra men har samtidigt lågt informationsvärde vad gäller plats-specifika effekter. Följaktligen lämpar sig denna metod bäst vid projektstarten för att besluta om en platsspecifik riskbedömning behöver genomföras. Detta beror på att gallringsriktvärden oftast är baserade på icke-effektnivåer från ekotoxikologiska test (sk. NOEC värden) och därmed enbart ger information om det föreligger en risk inte hur stor den eventuella risken är.

Jones och medarbetare (2006, 2008) har gjort en genomgång av hur riktvärden tas fram och används i Sverige och internationellt. Den här föreslagna metoden bygger på dessa rapporter:

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda markprover för att omfattar hela intervallet av föroreningshalter och föroreningstyper som förekommer på den undersökta lokalen.
- Undersök vilka föroreningar som förekommer på området och analysera av de föroreningar som bedöms som relevanta.
- Identifiera lämpliga gallringsriktvärden för riskbedömningen, t.ex. med hänsyn till områdets naturskyddsvärde eller till den planerade markanvändningen. Detta bör ske i samråd mellan intresserade parter. En god utgångspunkt är Naturvårdsverkets remissversion av riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket 2007), men denna (eller en framtida reviderad Naturvårdsverkslista) kan behöva kompletteras med riktvärden för ämnen som saknas (se Jones et al. 2008, för en sammanställning av möjliga kompletteringskällor och metoder). Till exempel så har flera andra länder (t.ex. Holland, Kanada, Tyskland och USA) tagit fram nationella riktvärden för förorenad mark som eventuellt kan användas om svenska riktvärden saknas. Vidare kan man tänka sig att det har tillkommit ny ekotoxikologisk information om ett kemiskt ämne efter det att riktvärdet för detta ämne bestämdes. Denna information kan utnyttjas för att bestämma platsspecifika riktvärden. Det är viktigt att riskbedömningen innehåller en klar och koncis beskrivning på hur listan av riktvärden har tagits fram. Det är också viktigt att det klart framgår vilka riktvärden som är fastlagda som generella nationella riktvärden och vilka som är platsspecifika riktvärden framtagna för den aktuella riskbedömningen.
- Sammanställ (som t.ex. tabell eller karta) förekomsten av totala markkoncentrationer som överskrider de identifierade gallringsriktvärdena.

### 3.3.2 Toxisk potential av föroreningsblandningar

Eftersom i stort sett all förorenande verksamhet leder till utsläpp av flera förorenande ämnen, finns det oftast ett behov av att bedöma den kombinerade risken av föroreningsblandningar.

I den här föreslagna metodiken rekommenderas en metod utarbetad inom EU projektet Liberation (Jensen och Mesman, 2006) för att bedöma den kombinerade risken av föroreningsblandningar. I denna metod kan föroreningshalter i jord uttryckas som ett mått på avvikelser från riktvärdena på en skala 0–1. De resulterande värdena kallas ”toxic pressure” (TP) eller toxisk potential för varje enskild förorening. Det är viktigt att notera att TP värden (graden till vilka uppmätta föroreningshalter överskrider riktvärdet) inte är ett mått på de faktiska riskerna, utan endast en indikation av de potentiella riskerna.

SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN (SE RÄKNEEXEMPEL 1):

- Beräkna den toxiska potentialen i varje provpunkt utifrån uppmätt halt för respektive ämne samt gällande riktvärden:

$$TP = \frac{1}{1 + \exp(\log(\text{riktvärde}) - \log(\text{uppmätt halt})) / \beta}$$

Beta ( $\beta$ ) är en konstant som motsvarar lutningsgraden för en artkänslighetsfördelningskurva och vid beräkningarna av TP har  $\beta = 0,4$  använts, ett schablonvärde som gäller för ett flertal olika tester och för riktvärden som är framtagna med säkerhetsfaktorer.

- I nästa steg justeras TP-värdet med avseende på bakgrundshalter (t.ex. ett medelvärde av halter i referenspunkter).

$$TP_{\text{justerat}} = (TP - TP_{\text{bakgrund}}) / (1 - TP_{\text{bakgrund}})$$

- Den kombinerade risken i respektive provpunkt kan sedan beräknas med olika ekvationer beroende på om det går att anta att föroreningarna har samma eller olika verkningsmekanismer (Jensen och Mesman, 2006). Nedan ges ekvationen för beräkning av kombinerad risk för föroreningar med olika verkningsmekanismer genom sk. respons addition (som antas vara den vanligast förekommande i förorenade områden). Den kombinerade risken för n antal ämnen blir:

$$\text{Kombinerad risk} = 1 - \left( (1 - TP_{\text{justerat}}) \cdot (1 - TP_{\text{justerat}}) \cdot (1 - TP_{\text{justerat}}) \cdot \dots \cdot (1 - TP_{\text{justerat}}) \right)$$

- Kombinerad toxicitet för varje provpunkt uttrycks på en skala från 0–1, där 0 motsvarar ingen påverkan och 1 motsvarar mycket stor påverkan.
- Väg samman resultaten för alla föroreningskemiska metoder inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 1–2 för TP metoden) enligt avsnitt 3.6.3

### Räkneexempel 1: Skalning av föroreningshalter i mark, användning av riktvärden

Beräkning av toxiska potentialen

$$TP = \frac{1}{1 + \exp(\log(\text{riktvärde}) - \log(\text{uppmätt halt})) / \beta}$$

Justering med avseende på bakgrundshalter:

$$TP_{\text{justerat}} = (TP - TP_{\text{bakgrund}}) / (1 - TP_{\text{bakgrund}})$$

Kombinerad risk för respektive provpunkt:

$$Risk = 1 - \left( (1 - TP_{\text{justerat}})_1 (1 - TP_{\text{justerat}})_2 (1 - TP_{\text{justerat}})_3 \dots (1 - TP_{\text{justerat}})_n \right)$$

Haltdata (mg/kg TS)

	As	Cu	Cr	Zn	PAH-L	PAH-M	PAH-H
F64	200	12	13	38	0.21	4.35	3.1
G69	100	9.2	17	32	1.23	25.32	26.32
L60	270	58	31	63	2.58	47.64	34.94
L68	130	17	24	51	2.33	36.36	50.77

Bakgrundshalt	As	Cu	Cr	Zn	PAH-L	PAH-M	PAH-H
	2.2	4	7.4	25	0.2	0.2	0.2

Riktvärde - MKM	As	Cu	Cr	Zn	PAH-L	PAH-M	PAH-H
	40	160	150	450	15	40	10

Skalad värden (TP)

	As	Cu	Cr	Zn	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Bakgrund	0.04	0.02	0.04	0.04	0.01	0.00	0.01
F64	0.85	0.06	0.07	0.06	0.01	0.08	0.22
G69	0.73	0.04	0.09	0.05	0.06	0.38	0.74
L60	0.89	0.25	0.15	0.11	0.13	0.55	0.80
L68	0.78	0.08	0.12	0.09	0.12	0.47	0.85

Justering för bakgrundshalt (TP<sub>justerat</sub>)

	As	Cu	Cr	Zn	PAH-L	PAH-M	PAH-H
F64	0.85	0.04	0.03	0.02	0.00	0.08	0.21
G69	0.72	0.03	0.05	0.01	0.05	0.38	0.74
L60	0.88	0.24	0.12	0.07	0.12	0.55	0.79
L68	0.77	0.06	0.09	0.05	0.11	0.47	0.85

Kombinerad risk

	As, Cu, Cr, Zn & PAH-(L,M,H)
F64	0.897
G69	0.960
L60	0.994
L68	0.987



#### VAL AV RIKTVÄRDEN FÖR TP BERÄKNINGAR:

Det går att basera TP-beräkningar av kemikalieblandningars kombinerade risk på riktvärden (likt de svenska KM och MKM värdena) som är baserade på icke-effektnivåer (sk. NOEC). Detta kan vara lämpligt för bedömning av kombinerad risk under projektstarten eller Nivå 1 (gallring) av riskbedömningen. NOEC baserade riktvärden som KM och MKM är dock inte framtagna för att kombineras och det har visat sig att TP-värden baserade på dessa riktvärden ofta överskattar miljörisker av föroreningsblandningar (Jones et al. 2008).

I den här föreslagna metodiken föreslås även TP beräknas på riktvärden baserade på  $EC_{50}$ -värden och om sådana saknas på ett framräknat riktvärde. Uppräkning av NOEC baserade riktvärden med en faktor 10 anses ge en approximation på  $EC_{50}$ -baserade riktvärden (enligt datautvärderingar gjorda av Michiel Rutgers på RIVM, Holland) och är en lämplig approximation under framförallt Nivå 1 och 2 av riskbedömningen. TP-värden direkt framtagna från  $EC_{50}$ -värden är dock att föredra senare under riskbedömningen (Nivå 3) om denna information finns tillgänglig. Det är dock viktigt att denna användning av  $EC_{50}$ -baserade riktvärden kopplas till utförliga ekotoxikologiska och ekologiska undersökningar för att inte underskatta riskerna.

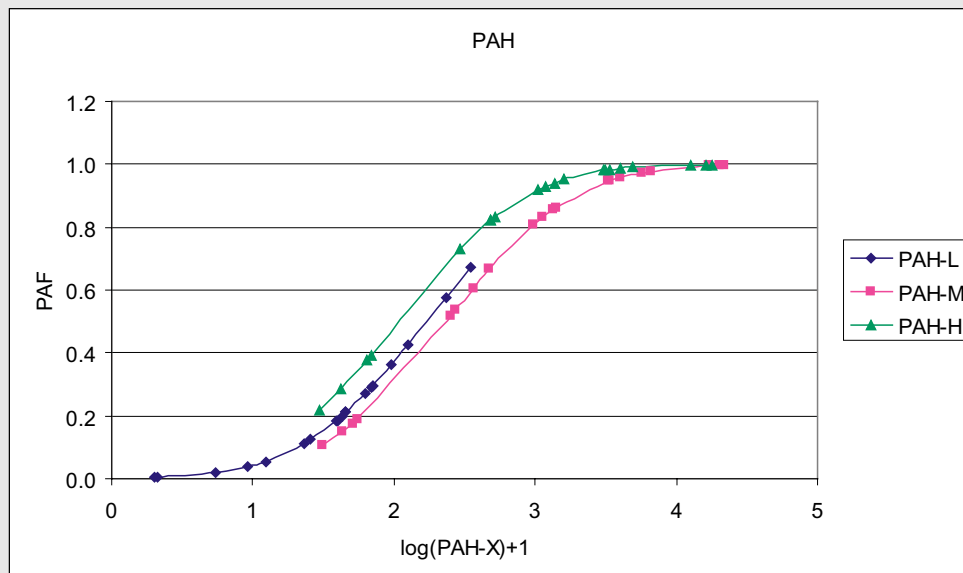
Om möjligt kan det också vara värdefullt för riskbedömningen att flytta fokus från bedömning utifrån 'säkra' riktvärden som KM och MKM till att skatta andelen arter som är påverkade av föroreningen (sk. PAF: potentially affected fraction of species). Denna typ av riskbedömning förutsätter att det finns sk. artkänslighetsfördelningar (dvs. fördelningar av andelen påverkade arter vid olika föroreningskoncentrationer) för de aktuella föroreningarna (Jensen och Mesman 2006). Det finns naturligtvis en begränsad tillgång på information för denna typ av beräkningar, men informationsbristen kan överbryggas med möjligheten att ta fram artkänslighetsfördelningar baserade på teoretiskt och empiriskt underbyggda modeller (Van Vlaardingen et al 2004). Dessa PAF-värden för olika föroreningar i en förorenad jord kan sedan användas för att beräkna den kombinerade toxiska potentialen av en föroreningsblandning (se Räkneexempel 2).

### Räkneexempel 2: Skalning av föroreningshalter i mark, baserat på fördelning av toxicitetsdata

PAF-värden kan beräknas med hjälp av en artkänslighetsfördelning som baseras på data från RIVM. Artkänslighetsfördelningen är en normalfördelning av olika arters föroreningskänslighet som kan utnyttjas för att beräkna den koncentration som leder till en acceptabel påverkad andel av alla arter. Normalfördelningen beskrivs matematiskt av täthetsfunktionen

$$f(x, \mu, \sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\left(\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}\right)}$$

där  $\mu$  är det sk. väntevärdet och  $\sigma$  är standardavvikelsen för fördelningen. Med hjälp av RIVMs väntevärden och standardavvikelser för olika ämnen beräknades normalfördelningen enligt figur 3.1.



Figur 3.1 Artkänslighetsfördelningar för grupper av PAH-föreningar. Punkterna representerar uppmätta PAH-halter i marken på ett förorenat område

**Föroreningshalt i jordprover (mg/kg TS)**

	<b>F64</b>	<b>G69</b>	<b>L60</b>	<b>L68</b>
As	352.3	176.4	458.7	233.1
Cu	25.1	19.3	115.3	36.5
Cr	25.0	32.7	59.6	46.2
Zn	93.3	78.7	148.8	127.7
Acenaften	<0.03	<0.03	0.23	<0.03
Acenaftülen	0.15	0.87	1.9	1.3
Antracen	0.3	2.1	3.7	2.3
Benzo(a)antracen	0.46	4.9	5	5.4
Benzo(a)pyren	0.17	2.4	2.1	5.9
Benzo(b,k)fluoranten	1.1	8.8	13	21
Benzo(g,h,i)perylene	0.1	0.54	1.1	2.1
Dibenzo(a,h)antracen	0.03	0.22	0.34	0.77
Fenantren	0.42	0.11	4.6	1.8
Fluoranten	2	10	22	16
Fluoren	<0.03	0.11	0.34	0.26
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.14	0.76	1.4	2.6
Krysen	1.1	8.7	12	13
Naftalen	<0.03	0.33	0.45	1
Pyren	1.6	13	17	16

**Beräkning av PAF-värdena från artkänslighetsfördelningar (från RIVM)\***

	<b>F64</b>	<b>G69</b>	<b>L60</b>	<b>L68</b>
Antracen	0.02	0.13	0.23	0.14
Benzo(a)antracen	0.02	0.20	0.20	0.22
Benzo(a)pyren	0.00	0.03	0.03	0.08
Benzo(b,k)fluoranten	0.00	0.02	0.03	0.06
Benzo(g,h,i)perylene	0.00	0.00	0.00	0.01
Fenantren	0.00	0.00	0.01	0.01
Fluoranten	0.00	0.00	0.01	0.01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0.01	0.04	0.07	0.14
Krysen	0.00	0.02	0.03	0.04
Naftalen	0.00	0.00	0.00	0.01
PAF(As)	0.37	0.21	0.44	0.27
PAF(Cu)	0.00	0.00	0.10	0.00
PAF(Cr)	0.00	0.00	0.00	0.00
PAF(Zn)	0.00	0.00	0.00	0.00

**Beräkning av msPAF-värden för PAH-föreningar**

Summering över PAH	0.06	0.46	0.63	0.70
msPAF (PAH-föreningar)	0.04	0.32	0.39	0.41

**Beräkning av msPAF-värdena för metaller**

msPAF (metals)	0.37	0.21	0.50	0.27
----------------	------	------	------	------

**Beräkning av msPAF-värdena (metaller och PAH)**

msPAF(PAH+metal)	0.40	0.46	0.69	0.57
------------------	------	------	------	------

\*Obs! Endast 10 PAH-föreningar är inkluderade eftersom artkänslighetsfördelningar fanns för endast dessa föreningar

#### MÖJLIG PLATSSPECIFIK ANPASSNING:

Under senare skeden av riskbedömningen (Nivå 2-3) kan det ibland finnas behov av att anpassa riktvärden till platsspecifika förhållanden eller till specifika målsättningarna i den aktuella riskbedömningen. Till exempel så går det att räkna fram riktvärden som är baserade på toxicitetsdata som bättre representerar aktuella skyddsobjekt (t.ex. arter, ekologiska funktioner, osv.) eller den sammansättning av kemikaliegrupper (t.ex. PAH-föreningar) som återfinns i det undersökta området. Data krav och metoder för att ta fram denna typ av platsspecifika riktvärden diskuteras närmare av Jones et al (2006, 2008). Det är viktigt att platsspecifika riktvärden fastställs i samråd mellan riksbedömaren och övriga intressenter i det aktuella fallet.

#### 3.3.3 Lakteter

Lakteter kan ofta utnyttjas som en gallringsmetod för att utvärdera risken av att kemikalierisker sprids från förorenad mark till grundvatten och angränsande akvatiska ekosystem (Elert et al, 2008). För bedömning av den biologiska tillgängligheten av markföroreningar rekommenderas framförallt biotillgänglighets och bioupptags-tester. Exempel på denna typ av test ges i avsnitt 3.3.4 och 3.3.5.

Lakteter är enkla och relativt billiga att utföra och lämpar sig bäst att användas när riskbedömningen har nått Nivå 2 (detaljerad riskbedömning), Jones et al 2008. Extraktionsmedel (t.ex. destillerat vatten, metanol eller andra organiska lösningsmedel) för laktetest bör anpassas till platsspecifika behov (se Jensen och Mesman, 2006).

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda markprover anpassade till platsspecifika förhållanden, föroreningshalter och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Utför laktetest på med lämplig metod och extraktionsmedel. En lämplig metod att utgå från är ISO TS 21268 (se Lingham 2006; Allard och Gunnarsson 2008).
- Analysera föroreningshalten av befarade föroreningar i eluatet. Elert et al (2008) har observerat att lakteter utförda vid L/S 2 (dvs. vätska/fastfas kvot i ml/g) generellt ger mest tillförlitlig skattning av porvattenhalten av föroreningar. Därför föreslås här att lakteter utförs vid L/S 2, eller att resultaten räknas om till L/S 2.
- Identifiera lämpliga riktvärden för den planerade markanvändningen samt genomför jämförelser mellan resultat från laktetesten och riktvärdet enligt något av alternativen a och b nedan.
  - a) Jämförelser mellan halter i eluatet med riktvärden för akvatiska organismer (Jones et al. 2008). Denna metod anses vara att föredra eftersom metod b (jämförelse med markriktvärdet) har visat sig underskatta riskerna av markförorening vid två fältundersökningar i Sverige (Jones et al 2008).

- b) Jämförelse mellan lakbar koncentration i den förorenade marken (mg förorening/kg TS) med riktvärden för förorenad mark. Denna metod rekommenderas inte utan metod (a) eftersom metoden befaras underskatta de kemiska miljöriskerna.
- Sammanställ (som t.ex. tabell eller karta) förekomsten av eluathalter eller lakbara markkoncentrationer som överskrider de identifierade riktvärdena. För exempel på hur resultat kan sammanställas och presenteras se Jones et al. (2008).
  - Om det förekommer en blandning av föroreningar i den undersökta marken – beräkna den toxiska potentialen av den lakbara fraktionen av föroreningsblandningen enligt avsnitt 3.3.2.
  - Väg samman resultaten för alla föroreningskemiska metoder inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 2 för laktest) enligt avsnitt 3.6.3

### 3.3.4 Biotillgänglighetstester

Biotillgängligheten av föroreningar i mark kan variera starkt mellan olika markprover beroende på miljöbetingelser, samt markens och föroreningens egenskaper. Det innebär att totalhalter av en förorening inte alltid ger en bra bild av skillnader i kemiska risker mellan olika markprov. Laktester med t.ex. destillerat vatten som extraktionsmedel ger också en osäker indikation på biotillgänglighet (Allard och Gunnarsson, 2008). Därför föreslår vi att biotillgängligheten av föroreningar i de undersökta markproverna studeras inom den detaljerade (Nivå 2) eller den fullständigt platsspecifika (Nivå 3) riskbedömningen. Metoder för skattning av biotillgänglighet beskrivs och diskuteras av Jensen och Mesman (2006) och Allard et al (2005). Det finns t.ex. metoder som bygger på allt från extraktion av föroreningar med hjälp av olika typer av passiva provtagare, extraktion med hjälp av syntetiska magsafter samt direkta upptagstester. Valet av metod bör ske baserat på den specifika riskbedömningens målsättning och förutsättningar. Vi har i detta projekt utvärderat en metod som bygger på provrörsextraktion med en artificiell magsaft av mask (se Allard och Gunnarsson, 2008). Denna metod bedöms som relevant och lämplig för att bedöma tillgängligheten av markförorening för mask. Nedan beskrivs kortfattat metoden för **magsaftextraktionen**.

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda markprover anpassade till platsspecifika förhållanden, föroreningshalt och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Utför magsaftextraktionen (och/eller annan lämplig metod) och efterföljande kemisk analys enligt de metoder som beskrivs av Allard och Gunnarsson (2008), samt Jensen och Mesman (2006). Extraktionen kan beroende på föroreningens sammansättning utföras med artificiell magsaft anpassad för metaller, med magsaft anpassad för organiska kemikalier eller parallellt med båda dessa extraktionsmetoder.

- Beräkna:
  - 1) Biotillgänglig fraktion = mängd gift som frisätts i magsaften / totala gifthalt i provet.
  - 2) Biotillgänglig halt = biotillgänglig fraktion x total halt.
- Identifiera lämpliga bedömningsvärden för den planerade riskbedömningen samt genomför jämförelser mellan resultat från magsaftextraktionen och bedömningsvärden enligt något av alternativen a och b nedan. För närvarande finns det inte tillräcklig med empiriskt underlag för att ge generell rekommendation om någon av dessa metoder skall prioriteras över den andra. Val av metod behöver alltså bestämmas och motiveras beroende på målsättningar och föresättningar för den aktuella riskbedömningen.
  - a) Jämförelser mellan halter i magsaftextraktet omräknat till L/S 2 (med riktvärden för akvatiska organismer (Jones et al. 2008)).
  - b) Jämförelse mellan biotillgänglig halt i den förorenade marken (mg förorening/kg TS) med riktvärden för förorenad mark. Denna metod rekommenderas inte utan metod (a) eftersom metoden befaras underskatta de kemiska miljöriskerna.
- Sammanställ (som t.ex. tabell eller karta) förekomsten av biotillgängliga halter eller lakbara markkoncentrationer som överskrider de identifierade riktvärdena. För exempel på hur resultat kan sammanställas och presenteras se Jones et al. (2008).
- Om det förekommer en blandning av föroreningar i den undersökta marken – beräkna den toxiska potentialen av den biotillgängliga fraktionen av föroreningsblandningen enligt avsnitt 3.3.2.
- Väg samman resultaten för alla föroreningskemiska metoder inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 2 eller 3 för biotillgänglighet) enligt avsnitt 3.6.3

### 3.3.5 Bioupptagsanalyser och tester

När organismer exponeras under en längre tid för föroreningar så finns det en risk att det sker en ansamling (bioackumulation) av föroreningar i dessa organismer till koncentrationer som är högre än de som återfinns i den förorenade marken. Det finns också en risk att förorenande ämnen ansamlas i djur högre upp i näringskedjan (sk. biomagnifikation). Bioackumulation och biomagnifikation medför därför en ökad risk för negativa miljöeffekter av föroreningen. Inom ramen för den fullständigt plats specifika riskbedömningen på Nivå 3 föreslås att risken för bioackumulation och spridning uppåt i näringskedjan utvärderas.

Bioupptag kan mätas i fält för stationära organismer (t.ex. vegetation) genom provtagning i fält. Bioupptagstest kan även genomföras under laboratorieförhållanden. Ett alternativ (i den mån nödvändig data finns) är också att modellera upptaget i organismer. Nedan sammanfattas den föreslagna metoden för genomförande och utvärdering av bioupptagstester.

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda markprover anpassade till platsspecifika förhållanden, föroreningshalter och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Genomför bioupptagsförsök på relevanta försöksorganismer som växter (t.ex. klöver, gräs) eller evertebrater (t.ex. maskar) enligt en vedertagen och tillförlitlig metod (se t.ex. Allard et al 2002, Allard et al. 2005).
- Utvärdera resultaten av bioupptagstesterna genom att jämföra uppmätta halter i växter och/eller djur med 'referenshalter' som anger en halt i födan hos växtätande (t.ex. betande däggdjur) eller maskätande djur (t.ex. fåglar) som motsvarar ett toxikologiskt referensvärde (dvs. tröskelvärde över vilket toxikologiska effekter befaras). Jones et al. (2008) ger en mer utförlig beskrivning av denna beräkning. Denna jämförelse genomförs på samma sätt som uppmätta totala halter i jord jämförs med riktvärden för jord (se avsnitt 3.3.1).
- Om det förekommer en blandning av föroreningar i den undersökta marken – beräkna den toxiska potentialen av föroreningsblandningen enligt avsnitt 3.3.2.
- Väg samman resultaten för alla föroreningskemiska metoder inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 3 för bioupptagstest) enligt avsnitt 3.6.3

## 3.4 Ekotoxikologiska metoder

### 3.4.1 Gallringstest

Målsättningen med valet av gallringstest skall vara att de identifierade testen kan identifiera jordar i vilka det finns en potentiell miljörisk kopplad till kemiska föroreningar. Gallringstest bör vara relativt billiga och snabba att utföra. En nackdel med gallringstest är att de kan ha låg känslighet för vissa organiska föroreningar som PAHer, samt att de utförs på jordextrakt eller grundvatten (vilket innebär att biotillgänglighet inte beaktas i dessa test). Å andra sidan är det en stor fördel att inkludera en eller flera gallringstest inom Nivå 1 eftersom dessa test kan upptäcka toxiska risker kopplade till kemikalier och nedbrytningsprodukter av föroreningar som inte analyseras och utvärderas med föroreningskemiska metoder.

Det finns en rad olika möjliga gallringstest (se t.ex. Jenssen and Mesman 2006) och valet av vilket eller vilka test som skall ingå i Nivå 1 av riskbedömningen bör baseras på den aktuella riskbedömningens målsättning, skyddsobjekt samt praktiska möjligheter. I den här föreslagna metodiken rekommenderas någon av testerna i Tabell 3.2 beroende på vilken typ av prov (vatten, vatten extrakt av jord, suspenderad jord) som är aktuell för analys. Se Räkneexempel 3 för en illustration av hur toxicitetsdata föreslås skalas och kombineras.

**Tabell 3.2. Exempel på ekotoxikologiska gallringstester för användning vid riskbedömning av förorenad mark.**

	Beskrivning	Typ av prov	Referenser
<b>Microtox</b>	Föroreningars inhibering av den marina bakterien <i>Vibrio fischeri</i> mäts genom luminiscens. Testet finns i en akut (30 min) och kroniskt (22–24 timmar) variant.	Jordextrakt, vatten, jordsuspension	ISO 11348-3; EA, 2004
<b>ROTAS</b>	Testet bygger på inhibering av luminiscens från <i>Vibrio fischeri</i> men är till skillnad från Microtox utvecklat för fältbruk. Akut test (15–30 min).	Jordextrakt, vatten	EA, 2004
<b>PAM algtest</b>	Testet mäter akut inhibering av fotosyntetisk effektivitet hos den encelliga grönalgen <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Jordextrakt, vatten,	Van Beusekom et al. 1999

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda mark- och vattenprover anpassade till plats-specifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Genomför gallringstest i enlighet med testprotokollet för respektive test.
- Uttryck testresultaten för varje prov som % reduktion jämfört med kontrollen.
- Skala resultaten (0-1) för varje test enligt avsnitt 3.6.1 (se även Räkneexempel 3)
- Väg samman resultaten för alla ekotoxicitets-tester inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 1 för gallringstest) enligt avsnitt 3.6.3

#### 3.4.2 Akuteffekter hos evertrebrater

De gallringstest som vanligtvis används inom Nivå 1 av riskbedömningen har ofta en låg platsspecifik relevans och det är därför svårt att tolka testresultaten i relation till risker för de identifierade skyddsobjekten. Inom Nivå 2 av riskbedömningen rekommenderas därför att akuta effekter studeras på evertrebrater och gärna även att testen utförs direkt på jord från det förorenade området. I den mån det bedöms att det finns en risk för spridning av förorening till angränsande akvatiska miljöer så bör även akuttoxicitet studeras på jordextrakt eller vattenprov. Det finns en rad möjliga akuttester på evertrebrater som kan vara lämpliga inom Nivå 2 av riskbedömningen (se t.ex. Thompson et al. 2005, Jensen and Mesman 2006). Om det är möjligt så är det bra att kombinera ett antal test till ett testpaket för att täcka in olika skyddsobjekt och exponeringsvägar samt skillnader i känslighet mellan arter. I Tabell 3.3. anges exempel som har identifierats som relevanta och genomförbara i svenska förhållanden. Men det är, som tidigare nämnts, viktigt att sammansättningen av testpaketet utvärderas inför varje platsspecifik riskbedömning i samråd mellan intresserade parter.



### Räkneexempel 3: Skalning av toxicitetsdata

Alla toxicitetsdata i exemplet nedan har uttryckts som procent relativt ett kontrollprov (artificiell ren jord), dvs. resultaten ligger mellan 0 och 100%.

I första steget uttrycks resultaten på en skala mellan 0 och 1 (dela data med 100).

I det andra steget tas hänsyn till testresultat i referensprovpunkter (dvs. rena provpunkter från provplatsen) genom att skala skillnaden mellan resultat från provpunkten ( $R_{prov}$ ) och resultat från referenspunkt ( $R_{ref}$ ):

$$\text{Skalat värde} = (R_{prov} - R_{ref}) / (1 - R_{ref})$$

Testresultat (som % av kontroll prov)

	Kontroll	F64	G69	L60	L68	referenspunkt	
Gräs	rot	100	56	63	38	53	66
	skott	100	87	103	84	105	117
	<b>Hel växt</b>	100	72	83	61	77	89
	<b>grodda</b>	100	93	90	93	97	93
	Tillväxt rot	100		127	52	55	72
	Tillväxt blad/stam	100		39	42	29	54
	Tillväxthel växt	100		92	40	49	70
Klöver	rot	100	97	24	52	95	97
	skott	100	148	15	69	97	135
	<b>Hel växt</b>	100	133	18	64	97	125
	<b>grodda</b>	100	100	100	100	100	100
	Tillväxt rot	100		41	20	54	64
	Tillväxt blad/stam	100		49	26	41	68
	Tillväxthel växt	100		47	24	44	67
Mask	<b>Kokonger / mask</b>	100	69	56	23	77	100
	<b>Kläckta</b>	100	81	94	96	84	97
	<b>Överlevande</b>	100	75	85	50	75	90

#### Skalning av testresultat

		F64	G69	L60	L68	referenspunkt	
Gräs	Helväxt	0.00	0.28	0.17	0.39	0.23	0.11
	% grodda	0.00	0.07	0.10	0.07	0.03	0.07
Klöver	Helväxt	0.00	-0.33	0.82	0.36	0.03	-0.25
	% grodda	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mask	Kokonger / mask %	0.00	0.31	0.44	0.77	0.23	0.00
	% Kläckta	0.00	0.19	0.06	0.04	0.16	0.03
	% Överlevande	0.00	0.25	0.15	0.50	0.25	0.10

#### Skalning med hänsyn till referensprov

		F64	G69	L60	L68	
Gräs	Helväxt		0.20	0.07	0.32	0.14
	% grodda		0.00	0.04	0.00	-0.04
Klöver	Helväxt		-0.06	0.86	0.49	0.23
	% grodda		0.00	0.00	0.00	0.00
Mask	Kokonger / mask %		0.31	0.44	0.77	0.23
	% Kläckta		0.17	0.03	0.01	0.14
	% Överlevande		0.17	0.06	0.44	0.17

#### Kombinerat data för toxicitet

Kombinerad risk, tox		0.59	0.94	0.96	0.62
----------------------	--	------	------	------	------

**Tabell 3.3. Exempel på ekotoxikologiska tester (akut toxicitet) med evertebrater för användning vid riskbedömning av förorenad mark.**

	Beskrivning	Typ av prov	Referenser
Mask	Föroreningars påverkan på överlevnad hos masken <i>Eisenia fetida</i> eller <i>Eisenia andrei</i> skattas efter 7 eller 14 dagars exponering	Jord	ISO 11268-1 OECD 207
Daphnia / Ceriodaphnia	Föroreningars påverkan på överlevnad hos vattenloppan <i>Daphnia magna</i> / <i>Ceriodaphnia dubia</i> skattas efter 24-48 timmars exponering	Jordextrakt, vatten	SS EN ISO 6341 SS 28214
Nitocra	Föroreningars påverkan på överlevnad hos copepoden <i>Nitocra spinipes</i> skattas efter 96 timmars exponering	Jordextrakt, vatten	SS 28106

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda mark- och vattenprover anpassade till plats-specifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Genomför testet i enlighet med testprotokollet för respektive test.
- Uttryck testresultaten för varje prov som % reduktion jämfört med kontrollen.
- Skala resultaten (0-1) för varje test enligt avsnitt 3.6.1
- Väg samman resultaten för alla ekotoxicitets-tester inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 2 för dessa test) enligt avsnitt 3.6.3

#### 3.4.3 Tester på tillväxt och reproduktion

Akuttester är oftast baserade på överlevnad, grobarhet eller liknande av testorganismer efter korta exponeringar, och ger därför i de flesta fall en oklar bild av miljörisker efter längre (kroniska) exponeringar i fält. Tester inriktade på tillväxt och reproduktion ger i denna bemärkelse en mer relevant skattning av miljöriskerna. Dessa typer av test bör därför inkluderas i riskbedömningen senast inom Nivå 3 (men om möjligt även tidigare). Det finns en rad olika testorganismer och tester som kan användas (se t.ex. Thompson et al. 2005, Jensen and Mesman 2006). Om det är möjligt så är det bra att kombinera ett antal test till ett testpaket för att täcka in olika skyddsobjekt och exponeringsvägar samt skillnader i känslighet mellan arter. Nedan följer kortfattade beskrivningar på de test som har identifierats som relevanta och genomförbara i svenska förhållanden i denna vägledning. Men det är, som tidigare nämnts, viktigt att sammansättningen av testpaketet utvärderas inför varje platsspecifik riskbedömning i samråd mellan intresserade parter.

#### 3.4.3.1 GROBARHET SAMT ROT- OCH SKOTTILLVÄXT HOS VÄXTER

Testet som föreslås i denna vägledning mäter grobarhet av frön samt hämning av rot- och skotttillväxt med t.ex. engelskt rajgräs, vitklöver och rädisa (Allard et al 2002, ISO 11 269-1, ISO 11 269-2, OECD 208). Testet går i ett första läge (t.ex. Nivå 2) att utföras enbart som ett grobarhetstest om så önskas för att sedan förlängas till att också studera rot- och skotttillväxt under Nivå 3. Fördelen med detta test är att det utförs på 'hel' jord (ej extrakt) samt att det är snabbt att utföra och lätt att tolka. Testet utförs genom att frön placeras på testjorden eller på ren jord spikad med testsubstansen och får gro och tillväxa under 5 dygn.

##### *Sammanfattning av den föreslagna metoden:*

- Tag strategiskt utvalda markprover anpassade till platsspecifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Genomför testet i enlighet med testprotokollet.
- Uttryck testresultaten för varje prov som % reduktion jämfört med kontrollen.
- Skala resultaten (0–1) för varje test enligt avsnitt 3.6.1.
- Väg samman resultaten för alla ekotoxicitets-tester inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 2-3 för dessa test) enligt avsnitt 3.6.3.

#### 3.4.3.2 TILLVÄXT OCH REPRODUKTION HOS MASKAR (*ENCHYTRAEUS CRYPTICUS*)

Testet som föreslås i denna vägledning mäter produktion och kläckning av maskkokonger under totalt 35 dygn (Allard et al 2002, SS – ISO 16 387). Fördelen med detta test är att det kan utföras på 'hel' jord och rena extrakt på en ekologiskt relevant testorganism samt att metoden är enkel och kräver små utrymmen. Den relativt långa exponeringstiden samt en tidskrävande identifiering av kokonger innebär resursmässiga nackdelar.

##### *Sammanfattning av den föreslagna metoden:*

- Tag strategiskt utvalda markprover anpassade till platsspecifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Genomför testet i enlighet med testprotokollet.
- Uttryck testresultaten för varje prov som % reduktion jämfört med kontrollen.
- Skala resultaten (0-1) för varje test enligt avsnitt 3.6.1.
- Väg samman resultaten för alla ekotoxicitets-tester inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 3 för dessa test) enligt avsnitt 3.6.3.

#### 3.4.3.3 TEST PÅ AKVATISKA ORGANISMER

Om det bedöms att det finns en risk för spridning av förorening till angränsande akvatiska miljöer så bör även tillväxt och reproduktion studeras på

akvatiska organismer inom Nivå 3 av riskbedömningen. Liksom för övriga ekotoxikologiska testtyper finns det en rad möjliga testorganismer och tester på akvatiska organismers tillväxt och reproduktion (se t.ex. Thompson et al. 2005, Jensen and Mesman 2006). Om möjligt bör ett antal olika testorganismer och tester genomföras som ett testbatteri för att täcka in olika exponeringsvägar, känsligheter och relevans i relation till skyddsobjekt. Till exempel kan och bör organismsvalet anpassas till den typ av akvatisk recipient som befaras nås av förorening (t.ex. sjö, flod, våtmark, kustområde). Tabell 3.4. ger några exempel på lämpliga test för användning inom Nivå 3 av riskbedömningen.

**Tabell 3.4. Exempel på ekotoxikologiska tester (tillväxt och reproduktion) med akvatiska organismer för användning vid riskbedömning av förorenad mark.**

	Beskrivning	Typ av prov	Referenser
Akvatisk växt	Föroreningars påverkan på tillväxt hos vattenväxten andmat ( <i>Lemna minor</i> ) skattas efter 4 till 7 dagars exponering	Jordextrakt, vatten	ISO 20079 OECD 221
Daphnia	Föroreningars påverkan på tillväxt och reproduktion hos vattenloppan ( <i>Daphnia magna</i> ) skattas efter 21 dagars exponering	Jordextrakt, vatten	ISO 10706 OECD 211
Nitocra	Föroreningars påverkan på larvutveckling hos copepoden <i>Nitocra spinipes</i> skattas efter 7–10 dagar samt efter 21 dagar med m.a.p utveckling och reproduktion.	Jordextrakt, vatten	Breitholtz och Bengtsson 2001 Breitholtz et al 2003

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda mark- och vattenprover anpassade till plats-specifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Genomför testet i enlighet med testprotokollet för respektive test.
- Uttryck testresultaten för varje prov som % reduktion jämfört med kontrollen.
- Skala resultaten (0-1) för varje test enligt avsnitt 3.6.1
- Väg samman resultaten för alla ekotoxicitets-tester inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 3 för dessa test) enligt avsnitt 3.6.3

## 3.5 Markeologiska metoder

### 3.5.1 Ekologisk fältbeskrivning/inventering av växter

En platspecifik riskbedömning förutsätter en förståelse av den undersökta lokalens lokala förutsättningar, skyddsvärda arter och funktioner samt en dokumentation av befintlig ekologisk störning orsakad av markförorening. Det finns alltså starka motiv för att inkludera markeologiska metoder inom riskbedömningens alla nivåer. Fullständigt platspecifika markeologiska

undersökningar som t.ex. ingående inventering av förekommande arter är både tids- och resurskrävande och föreslås därför i denna vägledning att genomföras enbart inom Nivå 3 av riskbedömningen. Enkla ekologiska fältbeskrivningar av visuella förändringar av växtlighet (t.ex. förekomst av specifika växtarter, täckningsgrad etc.) kan dock ge ovärderlig information om ekologiska effekter inom Nivå 1 samt även hjälpa till att identifiera de mest förorenade platserna inom det undersökta området. Fältbeskrivningar kan genomföras genom platsbesök och/eller med hjälp av flygfotografier. För att säkerställa relevans och tillförlitlighet är det dock viktigt att dessa markekologiska undersökningar planeras och tolkas av experter inom relevant markekologisk inriktning. Detta expertisbehov bedöms för de allra flesta markekologiska undersökningar vara viktigare än standardisering av dessa metoder. Den specifika undersökningsmetoden behöver snarare anpassas till platsspecifika förhållanden, vilket innebär att det inte går att sammanställa en kort litteraturlista på metoder för ekologisk fältbeskrivning eller platsspecifika inventeringar av växter. En del generella överväganden finns dock att finna i slutbetänkandet av Utredningen kunskap om biologisk mångfald (SOU 2005:94) samt i generella metodböcker (t.ex. Andersson m.fl. 1968; Gibson 2002).

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Genomför en ekologisk fältbeskrivning eller en fullständig inventering av växter anpassad till platsspecifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen. Studien bör genomföras både inom området som befaras vara påverkat av förorening samt minst ett referensområde som saknar förorening men i övrigt liknar det undersökta området.
- Sammanställ de olika resultaten (t.ex. antal arter, förekomst av specifika arter etc.) från varje undersökt område, skala och väg samman de olika resultaten för varje område till ett värde (0-1) enligt den sk. BKX\_Triad metoden (se avsnitt 3.6.1).
- Väg samman resultaten för alla markekologiska undersökningar inom den aktuella riskbedömningsnivån enligt avsnitt 3.6.3.

#### 3.5.2 Mikroorganismer: markprocesser

Om bakterier och svampar påverkas direkt eller indirekt av föroreningar kan detta ofta indikeras med att markandningen minskar (Persson et al 2008). Detta kan studeras genom att mäta markens kolmineraliseringshastighet (sk. basrespiration) enligt till exempel metoder beskrivna i OECD 217 och EA (2004).

Metoden är känslig för mängden organisk substans i provet, och därför bör CO<sub>2</sub>-avgivningshastigheten uttryckas per viktenhet organiskt kol och dygn. Ett annat sätt att påvisa störning är att studera markens kväve-mineralisering och nitrifikation (t.ex. OECD 216, ISO14238, EA 2004). Eftersom nitrifikationsprocessen styrs av ammoniumoxiderande bakterier, som har relativt låg diversitet, kan minskad nitrifikation fungera som en känslig indikator

på miljöstörning (Persson et al. 2008). Även dessa värden kan/bör uttryckas per viktenhet organiskt kol och dygn. Dessa undersökningar bedöms som lämpliga inom ramen för Nivå 2 av riskbedömningen. Det kan också vara relevant att specifikt studera nedbrytning av organiskt material. Det finns ett antal olika metoder som kan vara lämpliga för användning inom Nivå 3 av riskbedömningen (Jensen och Mesman 2006).

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda markprover anpassade till platsspecifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Mät kol- och kvävemineralisering, samt nitrifikation enligt lämpliga undersökningsmetoder (se ovan) i prover från det förorenade området samt i lämpliga referensprover.
- Skalning av resultaten (0-1) sker lättast genom att först uttrycka resultaten som % reduktion i förhållande till referensproven och att sedan skala enligt samma metod som för ekotoxtester (se avsnitt 3.6.1). I den mån både högre och lägre värden jämfört med referensproven erhålls kan BKKX\_Triad metoden användas (se avsnitt 3.6.1).
- Väg samman resultaten för alla markekologiska undersökningar inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 2 för denna undersökning) enligt avsnitt 3.6.3.

#### 3.5.3 Markmikroorganismer: metabolisk diversitet (BIOLOG™-CLPP)

Mikroorganismer driver centrala biogeokemiska processer i mark, som t.ex. mineralisering av organiskt material. Vid riskbedömning av förorenad mark och vid marksanering är det viktigt att kunna karakterisera vilka grupper av mikroorganismer som finns i marken samt att kunna mäta att deras essentiella funktioner bevaras, alternativt kunna mäta eventuella funktionella förändringar. BIOLOG™-CLPP (Community Level Physiological Profile) är en sådan test, där del av mikrobiella samhällen extraheras från jordprov på labb och mikroorganismernas kapacitet för nedbrytning av olika kolkällor jämförs kolorimetriskt på mikroplattor (Rutgers et al. 2006, Wouterse and Rutgers 2008). Bakteriernas kombinerade kapacitet för metabolism kan sedan jämföras med multivariatanalys och en eventuell påverkan av miljögifter på bakteriernas metabolism kartläggas (Rutgers et al. 2006, Wouterse and Rutgers 2008). Metoden lämpar sig bäst på Nivå 3 av riskbedömningen. Vidare så finns ett antal ytterligare metoder för att uppskatta bakteriell biomassa, mikrobiell diversitet osv. som kan vara lämpliga inom Nivå 3 (se t.ex. Jensen och Mesman 2006).

#### SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:

- Tag strategiskt utvalda markprover anpassade till platsspecifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen.
- Genomför BIOLOG™-CLPP testet enligt lämplig (Rutgers et al. 2006, Wouterse and Rutgers 2008) i prover från det förorenade området samt i lämpliga referensprover.

- Skalning av resultaten (0-1) sker genom en multivariat metod (Rutgers et al. 2006, Wouterse and Rutgers 2008).
- Väg samman resultaten för alla markekologiska undersökningar inom den aktuella riskbedömningsnivån (vanligtvis Nivå 3 för denna undersökning) enligt avsnitt 3.6.3.

#### **3.5.4 Inventering av djur (marklevande evertebrater, myror, fjärilar, fåglar, däggdjur)**

Vid riskbedömning av förorenade sediment och akvatiska miljöer så har inventering av evertebrater och andra djur används under lång tid för att bedöma riskens omfattning. Däremot har sådana inventeringar av djur hittills inte använts i någon större utsträckning för förorenad mark. Det innebär dels att det provtagningsprotokoll fortfarande inte har standardiserats inom t.ex. ISO systemet (även om ett antal förslag på metoder finns publicerade, se Jensen och Mesman 2006), och dels att relativt få konsulter har kompetensen att utföra denna typ av undersökning. Trots dessa praktiska problem, kan en väl genomförd djurinventering tillföra viktig information till riskbedömningen när denna har nått Nivå 3 (fullständig platsspecifik riskbedömning). Framför allt kan inventering av marklevande evertebrater tillföra värdefull information kring riskens omfattning och typ. Men det kan också finnas behov av att inventera förekomsten av andra djur i området som t.ex. myror, fjärilar, fåglar och däggdjur), men valet av djurgrupp måste göras med hänsyn till arealen på det förorenade området samt det specifika riskbedömningsprojektets målsättningar och förutsättningar.

Vissa djurgrupper som t.ex. nematoder har används regelbundet för riskbedömning av förorenad mark genom det s.k. 'Nematode Maturity Index' (Bongers et al 1989). För dessa grupper finns en beprövad metod. För övriga djurinventeringar går det inte att presentera en generell metod, utan undersökta arter, provtagning, metod etc. behöver alltid anpassas till målsättningen med riskbedömningen samt platsspecifika faktorer (Jensen och Mesman 2006). Om det finns risk för spridning av kemikalier till angränsande akvatiska miljöer så kan det finnas behov av att genomföra djurinventeringar även i dessa miljöer.

#### **SAMMANFATTNING AV DEN FÖRESLAGNA METODEN:**

- Genomför en djurinventering anpassad till platsspecifika förhållanden och målsättningar i den aktuella riskbedömningen. Studien bör genomföras både inom området som befaras vara påverkat av förorening samt minst ett referensområde som saknar förorening men i övrigt liknar det undersökta området.
- Sammanställ de olika resultaten (t.ex. antal arter, förekomst av specifika arter etc.) från varje undersökt område, skala och väg samman de olika resultaten för varje område till ett värde (0-1) enligt den sk. BKX\_Triad metoden (se avsnitt 3.6.1).
- Väg samman resultaten för alla markekologiska undersökningar inom den aktuella riskbedömningsnivån enligt avsnitt 3.6.3.

## 3.6 Samlad riskbedömning

Sammanställningen av resultaten från alla platsspecifika undersökningar som genomförs på ett område (kemisk karaktärisering, ekotoxikologiska tester och markekologiska undersökningar) är en viktig del av miljöriskbedömningen. I detta projekt har vi tillämpat Triad-metoden, som beskrivs i Liberation rapporten (Jensen och Mesman, 2006).

Integreringsmetodiken som föreslås inom Liberation projektet syftar till att sammanställa all relevant information från de olika undersökningslinjerna till en s.k. kvantitativ beslutsmatrix (Jensen och Mesman 2006). I Räkneexempel 4 beskrivs hur data från en riskbedömning kan vägas samman till ett 'risk-värde'.

Metoden bygger på följande huvudsakliga steg:

- 1. Skalning:** Först behöver resultaten från varje genomförd studie (t.ex. kemiska analyser, ekotoxikologiska tester, ekologiska platsundersökningar) skalas om till samma effektskala (0–1), där 0 representerar ingen effekt och 1 representerar full effekt (se avsnitt 3.6.1 samt Räkneexempel 1, 2 och 3 för exempel på hur detta genomförs med olika typer av data).
- 2. Sammanvägning av resultaten inom varje undersökningslinje:** Efter omräkning av alla resultat till en gemensam skala kan dessa vägas samman till ett generellt riskvärde inom varje undersökningslinje. (se avsnitt 3.6.3 och Räkneexempel 4 för en beskrivning på hur detta genomförs med olika typer av data).
- 3. Viktning av resultaten:** Det finns möjlighet att lägga olika vikt: (1) på resultat från olika studier inom varje undersökningslinje och/eller (2) på olika undersökningslinjer. Det kan till exempel vara så att det finns ekologiska anledningar till att värdera en viss typ av data högre än annan information. I andra fall kan vissa resultat vara förknippade med större osäkerheter eller fel än andra och behöver därför ges en mindre vikt i riskbedömningen. Eventuell viktning bestäms lämpligen i samråd mellan riskbedömaren och avnämaren/intressegrupper. Till exempel så indikerar studier i detta projekt att det kan finnas ett behov av att ge positiva resultat från ekotoxikologiska tester en större vikt i den samlade riskbedömningen (Jones et al 2008). Avsnitt 3.6.2 diskuterar vidare kring problem och möjligheter med att ge viss information och vissa metoder större eller lägre vikt i den samlade riskbedömningen.
- 4. Sammanvägning av de olika undersökningslinjerna:** Efter det att resultaten har blivit skalade och eventuellt också viktade så kan de vägas samman till ett 'risk-värde' som representerar den samlade riskbedömningen. Det är dock lika viktigt att kvantifiera avvikelser mellan de olika undersökningslinjerna, eftersom stora skillnader mellan olika undersökningslinjer indikerar en stor osäkerhet i den faktiska miljörisken av föroreningen. Avvikelsen mellan undersökningslinjer beräknas som en standardavvikelse. (se avsnitt 3.6.3).



### 3.6.1 Skalning

Skalningen av resultat från olika tester och metoderna inom riskbedömningen till en gemensam skala från 0 (ingen effekt eller risk) till 1 (full effekt eller risk) är en viktig förutsättning för den föreslagna kvantitativa metodiken. Olika testtyper och metoder kommer naturligtvis att behöva olika metoder för hur skalningen genomförs (Jensen och Mesman 2006).

De viktigaste datatyperna som kommer att genereras av de tester och metoder som rekommenderas i denna vägledning är:

1. **Procent reduktion i förhållande till referens/kontroll (ekotoxikologiska test).** Se Räkneexempel 3 för beskrivning på hur denna typ av data skalas.

Rekommenderad metod för skalning (Jensen och Mesman 2006):

Steg 1: Beräkna  $R1 = \text{resultat (\%)} / 100$  (för alla provtagningslokaler och referensprov)

Steg 2: Beräkna  $R2 = (R1_{\text{prov}} - R1_{\text{referens}}) / (1 - R1_{\text{referens}})$

2. **Resultat från markekologiska undersökningar** (t.ex. inventering av marklevande evertebrater). Med hjälp av en så kallade BKX-Triad metoden (Jensen och Mesman 2006) går det att skala och kombinera olika typer av resultat från t.ex. en större inventering av djur och växter. Resultaten kan vara olika (t.ex. % täckning av ytan, antal etc) och kan båda vara lägre eller högre än motsvarande värde för referensområdet. Metoden tar hänsyn till dessa skillnader i skala.

Steg 1: Beräkna  $R1 = \text{resultat} / \text{referensvärde}$ : (för alla provtagningslokaler och resultattyp inom provtagningslokal)

Steg 2: Beräkna  $R2 = \text{absoluta värdet av } \log(R1)$ : (för alla provtagningslokaler och resultattyp inom provtagningslokal)

Steg 3: Beräkna  $R3 = -1 \times \sum(R2)$ : dvs summan av alla resultat inom varje provtagningslokal.

Steg 4: Beräkna  $R4 = n = \text{antal resultattyper för varje provtagningslokal}$

Steg 5: Skalat kombinerat resultat ( $R5$ )  
Beräkna  $R5 = 1 - 10^{(R3/R4)}$

### 3.6.2 Viktning

De skalade resultaten från varje undersökning kan multipliceras med en eller flera viktningfaktorer för att ta hänsyn till kvalitet och relevans av informationen från varje bevislinje. Exempel på användning av viktningfaktorer finns i McDonald et al (2007), där två viktningfaktorer används. Den första viktningfaktorn tar hänsyn till olika aspekter av metodens kvalitet:

- metodens eller testets relevans för den aktuella miljön,
- metodens reliabilitet (t.ex. är metoden generellt accepterad och standardiserad, med hög noggrannhet),
- representativitet (dvs. om metoden omfattar den naturliga tids- och rumslig variationen),
- möjlighet för utvärdering (t.ex. resultaten skall vara lätta att utvärdera med hänsyn till miljörisker på det aktuella området, tillgång till utvärderingskriterier),
- allvarligheten av den studerade effekten med hänsyn till långsiktiga effekter på det studerade ekosystemet.

Den andra viktningfaktorn tar hänsyn till trender och samband mellan olika undersökningslinjer:

- samstämmighet mellan olika undersökningslinjer (dvs. konsekventa bedömningar från flera olika tester eller mätningar)
- styrkan av orsak-responssambandet, inklusive dos-effektsamband.

Användning av viktningfaktorer med den generella metoden för miljöriskbedömning som redovisas i denna vägledning kan förbättra korrelationer mellan de tre föreslagna undersökningslinjerna. Data från kemiska undersökningar och ekologiska undersökningar bör oftast få ganska låga viktningfaktorer på grund av svårigheten med utvärdering av resultaten med avseende på riskerna för ekosystemet på sikt. Data från ekotoxikologiska tester är direkta mätningar av föroreningarnas toxiska effekt, och borde därför oftast viktas ganska högt. Däremot kan inte akuta tester, som genomförs endast över en kort tid ge fullständig information om ekotoxikologiska effekter på sikt. Akuttester som visar ett positivt resultat kan lätt tolkas eftersom de indikerar en omedelbar miljörisk, men akuttester som inte visar ett positivt resultat är svårare att tolka eftersom de enbart ger begränsad information om den långsiktig påverkan. Därför kan positiva och negativa resultat viktas olika, med hög viktning för positiva resultat och låg viktning för negativa resultat.

### 3.6.3 Sammanvägning av resultat

Efter att resultaten skalats kan dessa integreras och ge en så kallad integrerad risk för respektive provpunkt och undersökningslinje (kemi, ekotoxikologi och ekologi). Detta utförs genom att beräkna det geometriska medelvärdet på  $(1 - \text{skalad risk})$ . Denna metod motiveras genom den ger extra vikt på detekterade effekter och därmed motverkar den relativa okänsligheten av vissa metoder (speciellt de biotester som används på gallrings nivån) (Jensen och Mesman 2006). Se vidare Räkneexempel 4 för en illustration på hur data från en riskbedömning kan vägas samman.

Den integrerade risken för varje undersökningslinje och provpunkt beräknas med följande tre steg:

1. Beräkna logaritmen av  $(1 - \text{skalad risk})$
2. Beräkna medelvärdet av alla logaritmerade värden
3. Återtransformera de logaritmerade medelvärdena

De tre stegen upprepas för alla tre undersökningslinjerna (och provpunkter).

Därefter beräknas för varje provpunkt en samlad integrerad risk för triadens samtliga tre undersökningslinjer enligt:

1. Beräkna logaritmen av (1 – skalad risk) för varje undersökningslinje
2. Beräkna medelvärdet av alla logaritmerade värden
3. Återtransformera de logaritmerade medelvärdena

Slutligen utvärderas om de tre undersökningslinjerna indikerar samma risk, varför avvikelser mellan undersökningslinjernas integrerade risker beräknas (som standardavvikelse av integrerade resultat för undersökningslinjerna). En hög avvikelse mellan resultaten kan tänkas motivera ytterligare provtagning, tester eller analys eftersom ytterligare kunskap är nödvändig för att dra korrekta slutsatser i riskbedömningen.

Resultaten av riskbedömningen utvärderas sedan utifrån kriterier som har bestämts i samråd mellan de intresserade parterna (dvs. problemägare, konsulter, avnämare, tillsynsmyndighet etc.). Exempel på utvärdering av riskbedömningar med avseende på integrerad risk och avvikelse mellan undersökningslinjer finns i Jensen och Mesman (2006). Det bör poängteras att det inte går att fastställa några allmängiltiga kriterier för vad som är en acceptabel risk med avseende på integrerad risk och avvikelse mellan undersökningslinjer. Snarare kommer miljörisker alltid att behöva värderas med hänseende på risken typ och omfång i tid och rum, planerad markanvändning samt praktiska/resursmässiga övervägande. Projektgruppen anser dock att det inom ramen för en platsspecifik riskbedömning är fullt genomförbart att bestämma kriterier enligt till exempel ett 'trafikljussystem' (grönt – ingen risk, gult – möjlig risk, röd – nödvändig sanering eller riskreduktion) genom samråd mellan intresserade parter.

#### Räkneexempel 4: Sammanvägning av data

När data ska vägas samman inom en undersökningslinje sker detta genom att en integrerad risk beräknas från det geometriska medelvärdet av de skalade riskerna som beräknats för respektive undersökningsmetod. Det geometriska medelvärdet av riskerna beräknas enligt följande:

$$\begin{aligned} \text{Integrerad risk} &= 1 - \text{geometriskt medelvärde} (1 - \text{kombinerad risk}) = \\ &= 1 - [(1 - X_1) \cdot (1 - X_2) \dots (1 - X_n)]^{1/n} \end{aligned}$$

där  $X$  är den skalade risken för de ingående undersökningsmetoderna och  $n$  är antalet skalade risker som ingår i respektive nivå.

På motsvarande sätt vägs data samman mellan de olika undersökningslinjerna, dvs den integrerade risken för alla undersökningslinjer beräknas från det geometriska medelvärdet av de risker som beräknats för respektive undersökningslinje. När den integrerade risken för respektive nivå har bestämts beräknas en standardavvikelse baserad på de integrerade riskerna för respektive undersökningslinje.

#### Nivå 1

##### Resultat

Kemi*	F64	G69	L60	L68
5*MKM	0.53	0.60	0.81	0.75
msPAF RIVM	0.40	0.46	0.69	0.57

##### Toxikologi

ROTAS Destvatten	0.15	0.34	0.38	0.30
ROTAS Organics	0.07	0.15	0.16	0.24

##### Ekologi

Fältbesiktning	0.70	1.00	1.00	1.00
----------------	------	------	------	------

##### Integrerad risk inom undersökningslinjerna

Integrerad risk				
Kemi	0.47	0.53	0.76	0.67
Toxikologi	0.11	0.25	0.28	0.27
Ekologi	0.70	1.00	1.00	1.00

##### Integrerad risk mellan undersökningslinjer

Integrerad risk - Nivå 1	0.48	0.93	0.94	0.94
Avvikelsefaktor	0.51	0.65	0.63	0.63

\* Obs - Utvärdering med båda riktvärden och med artkänslighetsfördelningar inkluderades eftersom artkänslighetsfördelningar inte är tillgängliga för fem av PAH-föreningar som analyserades.

<b>Nivå 2</b>				
<b>Kemi</b>	F64	G69	L60	L68
5*MKM	0.53	0.60	0.81	0.75
msPAF RIVM	0.40	0.46	0.69	0.57
msPAF-eluat (modelled porewater)	0.62	0.11	0.95	0.47
Eluat vattenfraktionen (metaller, PAH) - TP jmf med tillståndsklass 4 eller SRC-värden	0.68	0.32	0.80	0.64
<b>Toxikologi</b>				
ROTAS Destvatten	0.15	0.34	0.38	0.30
ROTAS Organics	0.07	0.15	0.16	0.24
Gräs % grodda	0.07	0.10	0.07	0.03
Gräs rottillväxt	0.44	0.37	0.62	0.47
Gräs skottillväxt	0.13	0	0.16	0
Klöver % grodda	0	0	0	0
Klöver rottillväxt	0.03	0.76	0.48	0.05
Klöver skottillväxt	0	0.85	0.31	0.03
<b>Ekologi</b>				
Fältbesiktning	0.70	1.00	1.00	1.00
CLPP - RIVM	0.34	0.38	0.31	0.21
<b>Integrerad risk inom undersökningslinjerna</b>				
Integrerad risk				
Kemi	0.57	0.40	0.84	0.62
Toxikologi	0.12	0.43	0.30	0.16
Ekologi	0.56	0.98	0.97	0.97
<b>Integrerad risk mellan undersökningslinjer</b>				
Integrerad risk - Nivå 2	0.45	0.80	0.86	0.79
Avvikelsefaktor	0.44	0.56	0.61	0.70

<b>Nivå 3</b>				
<b>Kemi</b>	<b>F64</b>	<b>G69</b>	<b>L60</b>	<b>L68</b>
5*MKM	0.53	0.60	0.81	0.75
msPAF RIVM	0.40	0.46	0.69	0.57
msPAF-eluat (modelled porewater)	0.62	0.11	0.95	0.47
Eluat vattenfraktionen (metaller, PAH) - TP jmf med tillståndsklass 4 eller SRC-värden	0.68	0.32	0.80	0.64
Biotillgänglig föroreningsmängd			1.00	
Bioupptag As växt		0.52	0.84	0.88
Bioupptag As mask	0.46	0.36	0.71	0.55
Bioupptag PAH växt			0.93	
Bioupptag PAH mask			1.00	
<b>Toxikologi</b>				
ROTAS Destvatten	0.15	0.34	0.38	0.30
ROTAS Organics	0.07	0.15	0.16	0.24
Gräs % grodda	0.07	0.10	0.07	0.03
Gräs rottillväxt	0.44	0.37	0.62	0.47
Gräs skottillväxt	0.13	0	0.16	0
Klöver % grodda	0	0	0	0
Klöver rottillväxt	0.03	0.76	0.48	0.05
Klöver skottillväxt	0	0.85	0.31	0.03
Mask - Antal kokonger	0.41	0.47	0.82	0.33
Mask - % Kläckta	0.19	0.06	0.04	0.16
Mask - % Överlevande	0.25	0.15	0.50	0.25
Tillväxt - Gräs, rot (27 dagar)		0	0.48	0.45
Tillväxt - Gräs, blad/stam (27 dagar)		0.61	0.58	0.71
Tillväxt - Gräs, hel växt (27 dagar)		0.08	0.60	0.51
Tillväxt - Klöver, rot (27 dagar)		0.59	0.80	0.46
Tillväxt - Klöver, blad/stam (27 dagar)		0.51	0.74	0.59
Tillväxt - Klöver, hel växt (27 dagar)		0.53	0.76	0.56
<b>Ekologi</b>				
Fältbesiktning	0.70	1.00	1.00	1.00
CLPP - RIVM	0.34	0.38	0.31	0.21
"Näringsvävsindex" (skalad)	0.01	0.99	0.73	0.05
Relation mellan biomassor, totalt (skalad)	0.35	1.00	0.87	0.73
Resp-hastighet relativt kontrolljordar (skalad)	0.04	0.53	0.41	0.23
<b>Integrerad risk inom undersökningslinjerna</b>				
Integrerad risk				
Kemi	0.55	0.41	0.96	0.68
Toxikologi	0.17	0.40	0.51	0.34
Ekologi	0.34	0.98	0.89	0.83
<b>Integrerad risk mellan undersökningslinjer</b>				
Integrerad risk - Nivå 3	0.37	0.80	0.88	0.67
Avvikelsefaktor	0.33	0.57	0.42	0.43

## 4 Referenser

Allard A-S, Malmberg M., Remberger M. (2002) *Platsspecifik bedömning av förorenad mark- biologiska tester i kombination med kemiska analyser*. IVL-publ B 1492.

Allard, A-S, Malmberg M. Neilson A.H Remberger M. 2005. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons from creosote-contaminated soil in selected plants and the oligochaete worm *Enchytraeus crypticus*. *J Environ Science Health* 40: 2057–2072.

Allard A-S., Gunnarsson J. (2008) *Ekotoxikologiska undersökningar av förorenad jord från tre industtomter*. Bilaga B till: *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden*. Slutrapport från projekt inom Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Andersson F., Soneson M., Svensson G., Pålsson L., Nilsson J., Olsson H., Persson F. (1968) *Handledning i växtekologisk fält- och laboratoriemetodik*. Studentlitteratur, Lund.

Bongers T (1989): *The maturity index; an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition*. *Oecologica*, 83 (1), 1432–1939.

Breitholtz M, Bengtsson B-E. (2001) *Oestrogens have no hormonal effect on the development and reproduction of the harpacticoid copepod Nitocra spinipes*. *Marine Pollution Bulletin* 42: 879–886.

Breitholtz M, Wollenberger L and Dinan L. (2003). *Effects of four synthetic musks on the life-cycle of the harpacticoid copepod Nitocra spinipes and the ecdysteroid-sensitive Drosophila melanogaster Br-cell line*. *Aquatic Toxicology* 63: 2 103–118.

Chapman P.M., McDonald B.G., Lawrence G.S. (2002) *Weight-of-evidence issues and frameworks for sediment quality (and other) assessments*. *Human and Ecological Risk Assessment* 8: 1489–1515.

Elert M., Eliaeson K., Strandberg J., Nilsson S, Wadstein E, Enell A, Berggren Kleja D, Gustafsson J P. (2008) *Förorenings-spridning – tillämpning och utvärdering av metoder* Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, 2008.

Environment agency. (2004). *Biological test methods for assessing contaminated land. Stage 2 – A demonstration of the use of a framework for the ecological risk assessment of land contamination*. Environment agency science report P5-069/TR1.

Gibson D.J. (2002) *Methods in comparative plant population ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.

ISO 10706 (2000) *Determination of long term toxicity of substances to Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea)*. International Organization for Standardization, Geneve, Schweiz.

ISO 11268-1 (1993) *Effects of pollutants on earthworms (Eisenia fetida). Part 1: Determination of acute toxicity using artificial soil substrate*. International Organization for Standardization, Geneve, Schweiz.

ISO – 11269-1 (2005) *Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth*. International Organization for Standardization, Geneve, Schweiz.

ISO – 11269-2 (2002) *Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants*. International Organization for Standardization, Geneve, Schweiz.

ISO 11348-3 (2007) *Water quality – Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of Vibrio fischeri (Luminescent bacteria test) – Part 3: Method using freeze-dried bacteria*. International Organization for Standardization, Geneve, Schweiz.

ISO 14238 (1997) *Soil quality – Biological methods – Determination of nitrogen mineralization and nitrification in soils and the influence of chemicals on these processes*. International Organization for Standardization, Geneve, Schweiz.

ISO 20079 (2005) *Water quality – Determination of the toxic effects of water constituents and waste water on duckweed (Lemna minor) – Duckweed growth inhibition test*. International Organization for Standardization, Geneve, Schweiz.

Jensen J., Mesman M. (2006) *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for site specific investigations*. EU-project Liberation. RIVM report 711701047. RIVM, Nederländerna.

Jones C, Allard A-S, Bengtsson BE, Gilek M, Gunnarsson J. (2006) *Förbättrade miljöriskbedömningar*. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Rapport 5538. Naturvårdsverket.

Jones C., Allard A-S., Gilek M., Gunnarsson J., Lenoir L., Persson T., Taylor A., Yesilova, H. (2008) *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden*. Slutrapport från projekt inom Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Linghede P, (2006). *Bioavailability assessment of metal contaminants in Swedish soils*. Examensarbete 2006:31, Institutionen för Systemekologi, Stockholms Universitet. 37 pp.



- McDonald B, deBruyn A, Wernick B, Patterson L, Pellerin N., Chapman P. (2007): *Design and application of a transparent and scalable weight-of-evidence framework: An example from Wabamun Lake, Alberta, Canada*. Integrated Environmental Assessment and Management vol 3 (4), 476–483.
- Naturvårdsverket (2007) Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning. Remissversion 2007-10-19, Naturvårdsverket.
- OECD 207. (1984) *Guidelines for testing of chemicals: earthworm, acute toxicity test*. OECD, Paris, Frankrike.
- OECD 208. (2001) *Guidelines for testing of chemicals: Terrestrial plants, growth test*. OECD, Paris, Frankrike.
- OECD 211 (1998). *Daphnia magna Reproduction Test*. OECD, Paris, Frankrike.
- OECD 216. (2000) *Soil Microorganism, Nitrogen Transformation Test*. OECD, Paris, Frankrike.
- OECD 217. (2000) *Soil Microorganism, Carbon Transformation Test*. OECD, Paris, Frankrike.
- OECD 221. (2002) *Lemna sp. Growth Inhibition test*. OECD, Paris, Frankrike.
- Persson T., Lenoir L., Taylor A. (2008) *Markbiologiska undersökningar i Björkå, Västerås och Krylbo*. I Bilaga C till: *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden*. Slutrapport från projekt inom Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.
- Rutgers M., Breure A.M., Insam H. (2006) *Substrate utilization in Biolog™ plates for analysis of CLPP*. I: *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality* (J. Bloem, A. Benedetti, och D.W. Hopkins eds). CABI, Wallingford, Oxfordshire, UK. pp 212–227.
- SOU, Statens Offentlig utredningar. 2005:94. *Kunskap för biologisk mångfald – inventera mera eller återvinn kunskapen?* Slutbetänkande från Utredningen kunskap om biologisk mångfald.
- SS-EN ISO 6341 (1996) *Vattenundersökningar – Bestämning av rörlighetsbämning för Daphnia magna Straus (Cladocera, Crustacea) – Akut toxicitetstest*.
- SS – ISO 16387 (2004) *Soil quality – Effects of pollutants on Enchytraeidae (Enchytraeus sp.) – Determination of effects on reproduction and survival* (ISO 16387:2004, IDT).
- SS 28106 (1991) *Vattenundersökningar – Bestämning av toxicitet hos kemiska produkter och avloppsvatten med kräftdjuret Nitocra spinipes Boeck – Statisk metod, akut toxicitet*.

SS 28214 (1996) *Vattenundersökningar – Bestämning av akut toxicitet för kräftdjuret Ceriodaphnia dubia – Statisk metod.*

Thompson K.C., Wahhiah K., Loibner A.P. *editors* (2005) *Environmental toxicity testing*. Blackwell Publishing Ltd. CRC Press, Oxford, UK.

Van Beusekom S.A.M., Admiraal W., Sterkenburg A., De Zwart D. (1999) Handleiding PAM-test. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.

Van Vlaardingen P.L.A., Traas T.P., Wintersen A.M., Aldenberg T. (2004). *ETX 2.0 A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data*. RIVM Report 601501028, Bilthoven, Holland.

Wouterse M., Rutgers M. (2008) CLPP in soil from Krylbo 2007. I Bilaga C till: *Metodik för miljöriskbedömning – tillämpning av metodiken på testområden*. Slutrapport från projekt inom Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

# Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden

RAPPORT 5928

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-5928-6  
ISSN 0282-7298

Rapporten beskriver en metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden och är också tänkt att fungera som en introduktion till området. Metodiken består av en miljöriskbedömning i tre steg, med ett första gallringssteg, en detaljerad riskbedömning samt en fullständig platsspecifik riskbedömning.

I varje steg ingår tre undersökningslinjer; föroreningarnas miljökemi, ekotoxikologiska undersökningar och markökologiska undersökningar.

Vidare beskrivs en kvantitativ metod för sammanvägning av resultat från olika tester och undersökningslinjer. 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.

