

# Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden

RAPPORT 5983 • JULI 2009



Kunskapsprogrammet



# Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden

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

#### **Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: 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 978-91-620-5983-5

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2009

Omslag: 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 arbetet som har genomförts med tillämpning av metodiken på tre testområden. I rapporten ”Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden” beskrivs den vidareutvecklade metodiken för miljöriskbedömning av förorenad mark.

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>		9
<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	11
1.1	Bakgrund och syfte	11
1.2	Avgränsningar	14
1.3	Projektorganisation	15
1.4	Rapportens innehåll	16
<b>2</b>	<b>TILLÄMPNING AV METODER</b>	17
2.1	Försöksområdena	17
2.1.1	Björkå	17
2.1.2	Mälarstranden	17
2.1.3	Krylbo	18
2.2	Tillämpade metoder	18
2.3	Kemiska undersökningar	19
2.3.1	Föroreningshalter i mark	19
2.3.2	Föroreningshalter i grundvatten	28
2.3.3	Förorenings haltbarhet	29
2.3.4	Biotillgänglighetstester	33
2.3.5	Bioupptagstester	36
2.4	Ekotoxtester	40
2.4.1	Ekotoxtester på grundvatten	40
2.4.2	Ekotoxtester på jord	41
2.5	Ekologiska undersökningar	54
2.5.1	Markprocesser	54
2.5.2	Markdjur	57
2.5.3	Näringsvävsindex	58
2.5.4	Utvärdering av markekologiska undersökningar	60
2.5.5	Biologtest	60
<b>3</b>	<b>SAMLAD RISKBEDÖMNING</b>	63
3.1	Metod för integrering av olika bevisvägar	63
3.2	Samlad riskbedömning, Krylbo	64
3.2.1	Skalning av resultat	64
3.2.2	Integrerad risk	64
3.3	Indelning av tester i olika undersökningsnivåer	65
3.3.1	Nivå 1 – Gallringsstadiet	65
3.3.2	Nivå 2 – Förfinad undersökning	66
3.3.3	Nivå 3 – Detaljerad bedömning	66
3.3.4	Generellt	67

<b>4</b>	<b>SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER</b>	73
4.1	Metodiken	73
4.2	Kemiska analyser	76
4.2.1	Biotillgänglighet	77
4.3	Ekotoxtester	77
4.4	Ekologiska undersökningar	79
4.5	Generella aspekter	79
<b>5</b>	<b>REFERENSER</b>	81
<b>BILAGA A</b>	<b>RIKTVÄRDEN FÖR UTVÄRDERING AV KEMISK ANALYSDATA</b>	85
<b>BILAGA B</b>	<b>EKOTOXIKOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR AV FÖRORENAD JORD FRÅN UTVALDA FÖRORENADE OMRÅDEN</b>	101
<b>BILAGA C</b>	<b>MARKBIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR I TRE UTVALDA FÖRORENADE OMRÅDEN</b>	165

# Sammanfattning

En metodik för bedömning av miljöriskerna från markföroreningar har utvecklats och testats för tre förorenade områden. I ett tidigare Hållbar Sanering projekt; Förbättrade Miljöriskbedömningar, 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 på resultaten och slutsatserna av sammanställningen.

Den föreslagna metodiken består av en riskbedömning i tre steg, med ett första gallringssteg, en detaljerad riskbedömning och en fullständig plats-specifik riskbedömning. Vid övergången från gallringsnivån till mer detaljerade nivåer görs kompletterande undersökningar för att minska osäkerheterna i riskbedömningen, och resultaten från plats-specifika undersökningar utgör en större andel av beslutsunderlaget. Stegvisa riskbedömningar används för att strukturera undersökningar så att arbetet fortsätter endast till den detaljeringsgrad som krävs för effektivt beslutsfattande.

I detta projekt har den föreslagna metodiken tillämpats på tre förorenade områden; Björkå (ett f.d. glasbruk), Centrala Mälarstranden (ett f.d. kolupplag), och Krylbo, (en f.d. impregneringsanläggning). Ett antal tester och undersökningsmetoder har utvecklats och utvärderats inom projektet, och dessa tester har tillämpats inom riskbedömningsmetodiken. I denna rapport beskrivs arbetet som har genomförts med tillämpning av metodiken på de tre testområdena. Slutsatser om såväl enskilda undersökningsmetoders som den generella metodikens användbarhet baseras på detta arbete.

I varje steg av metodiken ingår tre huvudsakliga undersökningslinjer: föroreningskemi, ekotoxikologiska undersökningar och ekologiska undersökningar. Denna struktur är jämförbar med Triad-metoden som har använts för riskbedömning av sediment och förorenad mark i andra länder, t.ex USA och Nederländerna.

I metodikens första steg består de föroreningskemiska undersökningarna huvudsakligen av jämförelser av uppmätta föroreningshalter i olika medier (t.ex. mark och grundvatten) med miljö kvalitetsnormer eller riktlinjer. Rekommendationer om hur lämpliga riktlinjer väljs och tillämpas presenteras i rapporten. Dessutom beskrivs lämpliga metoder för att väga samman riskerna av flera förorenande ämnen i ett och samma prov. I metodikens följande steg har föroreningars rörlighet i miljön (laktester) och biotillgänglighet utvärderats. Inom projektet har ett biotillgänglighetstest utvärderats med avseende på tillämpning på förorenad jord.

Ekotoxikologiska tester kan genomföras under miljöriskbedömningens alla steg. Dessa ekotoxikologiska tester ger en direkt mätning av föroreningarnas toxiska effekter. Testerna mäter den kombinerade effekten av alla föroreningar som finns på området och biotillgängligheten under de aktuella förhållandena. Metodiken bygger på att flera ekotoxikologiska tester genomförs. Enkla ”screening”-tester genomförs i metodikens första steg och mer komplicerade tester (t.ex. reproduktionstester och flergenerationstester) inkluderas i metodi-



kens mer detaljerade steg. För att mäta upptag och ackumulering i biota har bioupptagstester inkluderats i metodikens mer detaljerade steg. Dessa tester har också använts för att komplettera informationen från biotillgänglighetstesterna. Inom projektet har ett antal tester utvärderats, inklusive tester med bakterier (Microtox® och Rotas tester), tester på växter (grobarhet, rot- och skotttillväxt) samt tester på evertebrater (maskar, nematoder). Bioupptag i maskar och växter har även studerats. En slutsats från utvärderingen är att flera ekotoxtester behövs för att få en komplett bild av föroreningarnas ekotoxicitet, eftersom olika tester är känsliga för olika föroreningar. Metodiken bör omfatta fler tester utöver de som utvärderas inom detta projekt. Ett antal toxicitetstester och undersökningsmetoder är redan standardiserade eller har utvärderats i andra sammanhang (t.ex. inom EU-projektet Liberation).

Platsspecifika markekologiska undersökningar ger möjlighet att komplettera resultaten av de riskbedömningar som baseras på kemiska analyser och ekotoxikologiska tester. De ekologiska undersökningarna syftar till att bestämma och bedöma de organismer och processer som förekommer på de förorenade områdena. Studierna omfattar fältundersökningar av förekomst (mångfald), abundans och biomassa av växter, djur och mikroorganismer samt skattning av ekologiska processer såsom kolmineralisering (heterotrof markrespiration) och kväve mineralisering. Studierna av organismer och processer länkas ihop genom att organismerna grupperas i funktionella grupper i en näringsväv. Stora avvikelser mellan mikroorganismernas och markdjurens produktion, som framräknas med ledning av process- och biomassadata och uttrycks som ett näringsvävsindex, tolkas som en störning av näringsvävsstrukturen.

Metodiken inkluderar en metod för sammanvägning av data från enskilda undersökningar, först inom de tre undersökningslinjerna (kemi, ekotoxikologi och ekologi) och slutligen som en integrerad riskbedömning. Sammanvägningssmetoden ger en möjlighet till hantering av osäkerheterna i riskbedömningar och därmed bildar ett beslutsunderlag.

En beskrivning av den utvecklade metodiken för miljöriskbedömning ges ut som en separat rapport; ”Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden” inom Hållbar Sanering.

## Summary

A method for the assessment of risks to the environment from soil contaminants has been developed and tested on three contaminated areas. An overview and evaluation of methods used in Sweden and internationally for environmental risk assessment was reported by an earlier project, “Improved environmental risk assessment”, within the Sustainable Remediation program. A framework for the environmental risk assessment of soil contaminants, which was based on the results of the review, was proposed.

The suggested method consists of a three-stage risk assessment, with a first screening stage, a detailed risk assessment and a more complete site specific risk assessment. On the transition of an assessment from the screening stage to more detailed stages, complementary investigations are carried out to reduce the uncertainties in the risk assessment and the results from the site specific investigations constitute a larger part of the information on which decisions about remediation are based. Dividing the risk assessment into several stages is a means of structuring the investigations so that the work continues only to the level of detail required for effective decision-making.

In this project, the suggested framework has been applied on three contaminated areas, Björkå, a former glassworks, Centrala Mälarstranden, a former coal-yard, and Krylbo, a former wood-treatment site. A number of test- and investigation methods developed and evaluated within the project have been applied within the risk assessment framework. This report describes the work with the application of the framework on the test sites. Conclusions about both the applicability of the assessment framework and individual tests and investigations have been based on this work.

Every stage of the framework is made up of three main lines of investigations; contaminant chemistry, ecotoxicological studies and ecological investigations. This structure is similar to the Triad-method which has been used for the assessment of environmental risks from sediment and contaminated land in other countries, e.g. USA and the Netherlands.

The studies of contaminant chemistry in the first stage of the methodology consist mainly of the comparison of measured contaminant concentrations in different environmental media (e.g. soil and groundwater) with environmental quality standards or guideline values. Recommendations are made about the derivation and application of appropriate guideline values. In addition, methods for estimating the combined effect of several contaminants have been tested and described. In the framework’s more detailed stages, the mobility and bioavailability of contaminants in the environment has been evaluated with leaching tests and bioavailability tests. A test used to estimate the bioavailability of contaminants in sediment has been evaluated within this project with respect to its applicability for contaminated soils.

Ecotoxicological tests can be carried out at all stages of the framework. Ecotoxicological tests give a direct measurement of the toxic effect of contaminants. The tests measure the combined effect of all the contaminants

present in the area and their bioavailability under the relevant soil conditions. The framework is built on the assumption that several ecotoxicological tests are carried out. Simple screening tests are carried out at the first stage of the assessment and more complex tests, (e.g. reproduction tests and tests over several generations) are included in the more detailed stages. Biouptake tests have been included in the framework's more detailed stages in order to measure the uptake and bioaccumulation of contaminants in biota. These tests are used as a complement to the information from the bioavailability tests. A number of tests have been evaluated within the project, including tests with bacteria (Microtox® and Rotas tests), tests on plants (germination, root- and shoot growth) and tests on invertebrates (earthworms and nematodes). Biouptake in earthworms and plants has been studied. A conclusion from the evaluation of the results is that a large number of tests are required in order to give a complete picture of the toxicity of soil contaminants, as different tests are sensitive for different contaminants. The framework should include several tests besides the ones developed in this project. A number of toxicity tests and investigation methods have already been standardised and evaluated within other projects (e.g. within the EU-project Liberation).

Site-specific ecological investigations of the soil are a means of complementing the information obtained from chemical analyses and ecotoxicological tests. The ecological investigations aim to quantify and assess the organisms and processes occurring within the contaminated area. The studies include field-investigations of the occurrence (diversity), abundance and biomass of plants, animals and microorganisms as well as the estimation of ecological processes such as the mineralization of carbon (heterotrophic soil respiration) and nitrogen mineralisation. Studies of organisms and processes can be combined by grouping the organisms into functional groups within the food-web. Large differences between the productivity of microorganisms and soil fauna, calculated from the process and biomass data and expressed as a food-web index, can be interpreted as a disturbance to the structure of the food-web. The structure and function of the food-web has been evaluated at the three test sites.

The framework includes a method for the integration of the results from the individual tests and studies, first within the three lines of investigation (chemistry, ecotoxicology and ecology) and finally as an integrated risk assessment. The method also enables the uncertainties in the risk assessment to be evaluated and therefore provides a basis for decisions about remediation.

A description of the methodology which has been developed for environmental risk assessment of soil contaminants will be given in a separate report "Method for the assessment of environmental risks from contaminated areas" (in Swedish) within the Sustainable Remediation program.

# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund och syfte

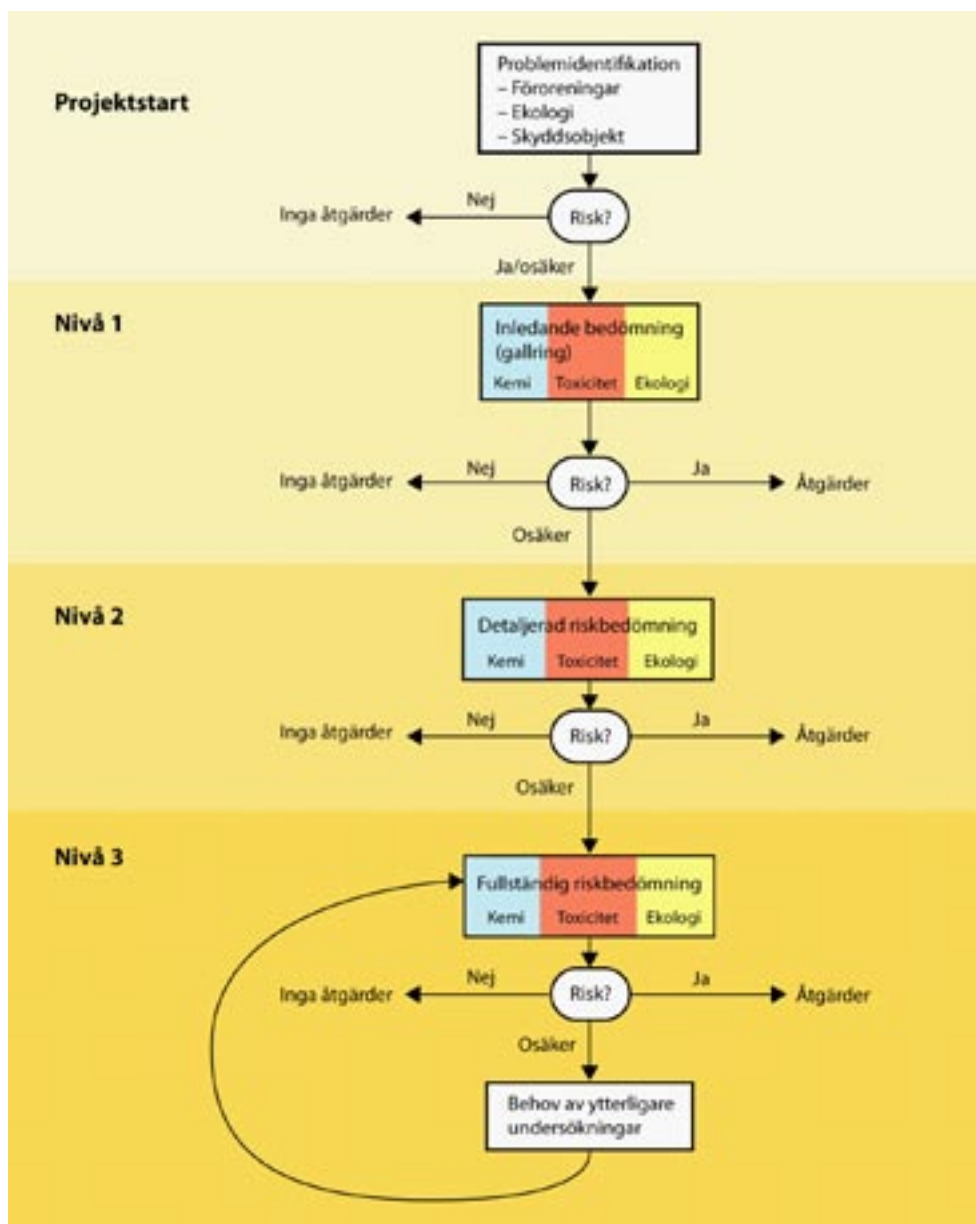
I ett tidigare projekt ”Förbättrade miljöriskbedömningar” inom första fasen av Hållbar Sanering genomfördes en översikt av metoder och underlagsdata som används idag för bedömning av miljörisker (Jones et al, 2006). En övergripande slutsats från det projektet var att ett gemensamt ramverk för miljöriskbedömningar av förorenade områden behövs för att underlätta valet av lämpliga metoder och deras tillämpning vid olika typer av riskbedömning. Riskbedömning görs för områden med säregna egenskaper, vid olika steg i efterbehandlingsprocessen och på olika detaljnivåer. Ett ramverk bör möjliggöra

1. En effektivisering av arbetet med miljöriskbedömningar genom att strukturera undersökningar så att arbetet fortsätter endast till den detaljeringsgrad som krävs för att ta ett beslut om eventuella saneringsåtgärder.
2. Att ta hänsyn till platsspecifika förhållanden i riskbedömningen.
3. Att visa att en miljöriskbedömning har tagit hänsyn till alla viktiga faktorer och osäkerheter på det aktuella förorenade området.

Ramverket bör inkludera alla delar av en miljöriskbedömning, från definition av skyddsobjektet till valet av metod och beslutskriterier. Eventuellt, kan en platsspecifik riskbedömning leda till utveckling av numeriska åtgärds mål med avseende på miljöskydd.

I det tidigare projektet formulerades ett förslag till en riskbedömningsmetodik, se figur 1.1. Metodiken bestod av en trestegsprocess som möjliggör ett flexibelt beslutsfattande och som består av en inledande riskbedömning (gallring), en detaljerad 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. Ytterligare undersökningar behövs för att minska osäkerheterna så att risker kan skattas.



Figur 1.1. Förslag till metodik för miljöriskbedömning från tidigare projekt (Jones et al. 2006).

Vid varje steg i riskbedömningsmetodiken har olika typer av undersökningsmetoder eller tester föreslagits som kan indelas i tre undersökningslinjer (se figur 1.2).

1. Kemisk karakterisering av föroreningssituationen,
2. Ekotoxikologiska tester,
3. Ekologiska undersökningar.

Dessa undersökningslinjer är lika den så kallade "TRIAD" metodiken, som togs fram ursprungligen för riskbedömning av sediment (Long och Chapman, 1985), och som även anpassats för riskbedömning av förorenade markområden (Jensen och Mesman, 2006, Rutgers et al, 2001).



Figur 1.2. TRIADEN – tre undersökningslinjer i miljöriskbedömningar.

Exempel på de olika typer av tester som kan användas vid varje steg i riskbedömningen gavs i förslaget, se figur 1.3. Inom varje undersökningslinje och nivå finns ett antal tester som kan användas. Vissa tester är standardiserade, medan andra tester är under utveckling.

I alla miljöriskbedömningar förekommer konceptuella osäkerheter, eftersom vi inte har kunskap om alla processer och interaktioner som pågår i ett ekosystem. Om samma slutsatser dras från flera oberoende undersökningslinjer inom en miljöriskbedömning finns starkare bevis för eventuell förekomst av miljörisker och deras omfattning. Metodiken är därför ett robust sätt att hantera osäkerheterna inom riskbedömningen.

	Kemi	Ekotoxikologi	Ekologi
<b>nivå 1 Gallring</b>	Jämförelse av föroreningshalter med riktvärden	Gallringstester (tex Microtox, PAM) på jord och grundvatten	Fältbesök - flora undersökning
<b>nivå 2</b>	Lakteter (även sekventiella lakning). Biotillgänglighetstester eller modeller.	Grobarhet, växter Växter, rot- och skott tillväxt  Akuta tester, evertebrater	Kol och kväveomsättning  Basrespiration
<b>nivå 3</b>	Bioupptagstester eller modeller	Evertebrater, tillväxt och reproduktion  Akvatiska organismer (tester på grundvatten) alg, evertebrater (tex <i>Daphnia</i> , <i>Nitochra</i> )	Undersökningar av markdjur  Undersökningar av mikrobiella samhällen (tex CLPP)

Figur 1.3. Förslag till typer av test som kan användas med metodiken för miljöriskbedömning (se figur 1.1).

Syftet med detta projekt är att utveckla och testa metoder som potentiellt kan utgöra delar av en riskbedömningsmetodik. Baserat på erfarenheter och resultat av metodtillämpning på testområdena, samt på erfarenheter inom miljöriskbedömning av andra organisationer i andra länder, föreslås en vidare utveckling av metodiken för miljöriskbedömning.

## 1.2 Avgränsningar

En miljöriskbedömning i denna rapport antas 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 viktiga för markens funktioner under olika markförhållanden skyddas markmiljön genom att inkludera alla organismer i en miljöriskbedömning. Att skydda organismer på populationsnivå skyddar markfunktioner. Skydd av de flesta arter på populationsnivå ger endast en liten risk för störningar av markfunktioner.

Skydd på individnivå beaktas för enskilda individer av en art som betraktas som särskilt skyddsvärda, t.ex. hotade arter, ekonomiskt värdefulla arter mm. Arter som skyddas på individnivå brukar vara vertebrater (t.ex. däggdjur, fågel, fisk).

Denna rapport fokuserar på bedömning av riskerna från markföroreningar, men den föreslagna metodiken kan även tillämpas på andra medier, t.ex. förorenat sediment eller vatten.

I denna rapport diskuteras arbete som har genomförts på prover från tre förorenade områden som har använts som testområden. Alla tre testområdena har varit föremål för undersökning och riskbedömning av andra organisationer, och valdes eftersom befintlig kunskap om föroreningars utbredning och omfattning kunde användas vid planering av arbetet i detta projekt. De tre områdena, samt tiden för våra undersökningar, är:

- Björkå f.d. glasbruk, Småland (2006)
- Centrala Mälarstranden, f.d. kolupplag, Västerås (2006)
- Krylbo, f.d. impregneringsanläggning (2007)

Resultaten av arbetet på testområdena diskuteras i denna rapport med avseende på metodernas lämplighet för bedömning av miljörisker. Däremot har ingen komplett miljöriskbedömning för försöksområdena genomförts inom projektet.

## 1.3 Projektorganisation

Projektet har genomförts av en projektgrupp bestående av:

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

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 miljöriskbedömning. Södertörns högskola ansvarade för utveckling av riskbedömningsmetodiken samt framtagning av en vägledning för miljöriskbedömningar av förorenade områden. IVL har genomfört växt- och evertebrattester. SU har genomfört biotillgänglighets- och bioackumulationstester. SLU har ansvarat för arbetet med ekologiska undersökningar, inklusive undersökningar av markprocesser. 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 i samarbete med SU.

De tre testområdena som har använts i projektet har varit föremål för undersökning och riskbedömning av övriga organisationer. Detta projekt har därmed även kunnat använda sig av resultat från andra tidigare och pågående projekt på testområdena. Nedan sammanfattas de undersökningar som vi har haft tillgång till.

- Björkå: En preliminär undersökning har genomförts på uppdrag av Glasbruksföreningen (GLAFO) (Kemakta 2003).
- Centrala Mälarstranden: Har undersökts av Mälarstrandens Utveckling AB (MUAB) (Kemakta, 2007). Detta projekt har haft tillgång till resultaten av MUABs kemisk analys av mark och grundvattenprov. Även resultaten av en miljöriskbedömning som gjordes av Bioclear BV på uppdrag av MUAB samt resultaten av lakteter som gjordes av IVL på uppdrag av MUAB har använts i detta projekt. Dessa studier beskrivs i Kemakta, (2007).
- Krylbo: Har undersökts av Sweco Viak på uppdrag av Banverket. Detta projekt har haft tillgång till resultaten av Huvudstudien som gjordes av Krylbo området av Sweco (Sweco, 2006). Helena Thulé, Uppsala Universitet, har i ett examensarbete hos Sweco genomfört ROTAS tester på samma mark och grundvattenprover från Krylbo (Thulé, 2008). Hennes ROTAS resultat sammanfattas i denna rapport.



## 1.4 Rapportens innehåll

Denna rapport beskriver arbetet med metodutveckling och tillämpning på de tre testområdena. Arbetet har fokuserat på:

- Utvärdering av data från kemiska analyser av mark och grundvattenprov. Framtagning och tillämpning av miljöriskbaserade riktvärden har även varit en del av detta arbete.
- Utveckling av metoder för undersökning av biotillgänglighet av föroreningar.
- Utveckling av metoder för uppskattning av föroreningars ekotoxicitet.
- Utveckling av metoder för undersökning av föroreningars effekt på markekologin.
- Integrering av olika typer av data (kemiska analyser, biotillgänglighet, biotester samt ekologiska undersökningar) till en sammanvägd riskbedömning.

Resultaten av metoderna som testats utvärderas i rapporten med avseende på metodernas tillämpbarhet i miljöriskbedömningar. Ett justerat förslag till metodik för miljöriskbedömning baserat på slutsatserna av denna utvärdering kommer att presenteras i en separat Hållbar Sanering rapport.

Arbetet med tillämpning av olika testmetoder på förorenade områden sammanfattas i bilagor till rapporten:

- Bilaga A Riktvärden för utvärdering av kemisk analysdata.
- Bilaga B Utveckling av ekotoxikologiska tester.  
Utveckling av tester för biotillgänglighet av föroreningar för marklevande organismer.
- Bilaga C Utveckling av metoder för ekologiska undersökningar av marksamhällen.  
Resultaten av undersökningar av mikrobiella samhällen i jordprover.

I kapitel 2 av denna huvudrapport beskrivs metoderna som tillämpades på försöksområdena översiktligt. Utvärdering av testresultaten beskrivs i kapitel 2, och metoderna diskuteras med avseende på deras tillämplighet i miljöriskbedömningar. I kapitel 3 har resultaten av vissa av undersökningar sammanvägts för att ge en samlad miljöriskbedömning. I kapitel 4 finns en diskussion av metodiken och några slutsatser vad gäller utveckling av en metodik för miljöriskbedömning presenteras.

## 2 Tillämpning av metoder

### 2.1 Försöksområdena

Tre försöksområden har använts inom detta projekt. Nedan finns en kort sammanfattning om platserna, problemställningen och strategin inför våra provtagningar och undersökningar.

#### 2.1.1 Björkå

Området som undersökts vid Björkå är en f.d. glasbruk, i Uppvidinge kommun, Småland. Bruksområdet är plant och delvis utfyllt. Intill bruksområdet ligger två deponier som innehåller bl.a glasbitar. Ett täckskikt av matjord täcker delvis deponierna. Tidigare undersökningar har visat att metallföroreningar finns i mark inombruksområdet och i deponier, samt i grundvatten. Undersökningar vid Björkå syftar till att bedöma om det finns miljörisker från förhöjda metallhalter i marken och i grundvatten.

Provtagning i detta projekt genomfördes på två transekter. Transekterna bestod av fyra provpunkter; en provpunkt intill glasdeponier, två provpunkter längre ifrån deponier, och en referensprovpunkt. Ekotoxtester, biotillgänglighetstester, bioupptagstester, lakteter och ekologiska undersökningar genomfördes på uttagna proverna.

Tre grundvattenrör hade installerats inom området som en del av GLAFOs utredning. Grundvattenprov togs i dessa rör. Ekotoxtester genomfördes på grundvattenproven.

#### 2.1.2 Mälarstranden

Centrala Mälarstranden i Västerås ligger bredvid ett f.d. koleldat kraftverk. Området har fyllts ut delvis med aska och tidigare använts som kolgård. Vid undersökningstillfället användes marken huvudsakligen som båtupplag. Området kommer att saneras och därefter utvecklas till bostadsområde. Tidigare undersökningar har visat att metallhalter är måttligt förhöjda i askutfyllnaden. Andra föroreningar förekommer fläckvis inom området.

Undersökningar vid Mälarstranden har fokuserat på två huvudfrågor:

- Hur stora är miljöriskerna av föroreningar i askutfyllning. Riskerna både inom området och i recipienten (Mälaren) beaktas.
- Är det möjligt att etablera ett markekosystem vid markytan över askutfyllnad.

Provtagning av fyllnadsmaterial genomfördes genom grävning av provgropar. Uttagna prover användes för ekotoxtester och lakteter.

Provtagning av ytjord (i flera skikt) genomfördes på tre transekter. På varje transekt fanns tre provpunkter; en referenspunkt (i ursprunglig, ej utfyll mark), en punkt över ett tunt skikt med askutfyllnad, och en punkt över ett mäktigare lager med askutfyllnad. Ekologiska undersökningar genomfördes på uttagna proverna.

Flera grundvattenrör installerades på området som en del av MUABs undersökning. Uppmätta halter i grundvattenrör har utvärderats i detta projekt.

En miljöriskbedömning har även genomförts som en del av MUABs undersökning av Bioclear BV. Vissa av testerna som genomfördes av Bioclear fungerar som ett komplement till testerna som genomfördes som en del av detta projekt, och diskuteras i denna rapport.

Flera verksamheter har förekommit på Centrala Mälarstranden och markföroreningar finns inom området från dessa verksamheten, t.ex. bly- och zinkföroreningar från ytbehandlingsanläggningar. Provtagningen i detta projekt har inriktats däremot på undersökning av miljörisker med askutfyllnaden och prov togs inte i områdena som veterligen har förorenats av andra punktkällor.

### 2.1.3 Krylbo

En f.d. impregneringsanläggning vid Krylbo i Södra Dalarna har undersökts. Området är plant och har utfyllts med sandig, stenig grusmaterial. Träimpregnering med kreosot har bedrivits på området, samt impregnering med koppar, krom och arsenik. En stor del av området har varit ett upplag för behandlat virke. Tidigare undersökningar har visat mycket höga halter arsenik och PAH-föreningar inom området. Efter nedläggning har sly vuxit upp inom området, dock inte där transportspåren har funnits. Dessutom finns kala fläckar där markföroreningar har möjligtvis hindrat etablering av vegetation.

Utifrån resultaten av tidigare undersökningar planerades provtagning för att försöka ta prov med antingen låga, måttliga, höga och mycket höga halter arsenik eller PAH-föreningar, samt med samma gradient av båda arsenik och PAH.

## 2.2 Tillämpade metoder

En sammanfattning av metoderna som tillämpades på försöksområdena visas i tabell 2.1. Tabellen visar tester som har genomförts inom detta projekt, men även tester som har genomförts i relaterade projekt och vars resultat har används inom detta projekt för att få en samlad miljöriskbedömning.

Resultaten av undersökningar redovisas i bilagorna B - E.

I följande avsnitt ges en kortfattade beskrivning av de olika tester som tillämpades, och ett urval av resultaten presenteras för att illustrera hur testerna kan utvärderas och användas inom miljöriskbedömningsmetodiken. De olika typerna av undersökningar beskrivs i följande avsnitt; avsnitt 2.3 kemiska analyser, avsnitt 2.4 ekotoxikologiska tester och avsnitt 2.5, ekologiska undersökningar. Kriterier för utvärdering av resultaten diskuteras också i dessa avsnitt.

Tabell 2.1. Tester som har genomförts på försöksområdena inom detta och relaterade projekt.

	Björkä		Mälarstranden		Krylbo	
	Detta projekt	Relaterade projekt (Kemakta för GLAFO)	Detta projekt	Relaterade projekt (MUAB)	Detta projekt	Relaterade projekt (Sweco för Banverket)
<b>Kemisk analys</b>						
Jordprov - detta projekt	9	14	9+9*	många	20	många
Grundvattenprov - detta projekt	3	3		26 rör* 3 eller 4 ggr	9	undersökning, kontroll-
Laktester	3 (vatten)			9 (CaCl <sub>2</sub> )	10 (vatten och 40%MeOH)	3 st 2004 2 skak 2006
Biotillgänglighetstester	2		2		10	
<b>Ekotox tester - mark</b>						
Microtox				Bioclear		
ROTAS						20
Nitrifikation				Bioclear		
Grobarhet växter	7 (3 växter)		14 (3 växter)		20 (2 växter)	
Grobarhet 2 växter - pH justerat			4			
Tillväxt - längre tid 2 växter	3		2		10	
Överlevnad maskar				5 Bioclear		
Tillväxt maskar				5 Bioclear		
Reproduktion maskar	3		3	5 Bioclear	10	
<b>Ekotox tester - vatten</b>						
Microtox				Bioclear		
Daphnia				Bioclear		
Alg				Bioclear		
ROTAS						9
Reproduktion maskar	3					
Akuttox Nitochra spinipes	3					
<b>Ekologiska undersökningar</b>						
Basrespiration	6*4 skikt		9*4 skikt		20	
Nitrifikation och kväve mineraliser	6*4 skikt		9*4 skikt			
Markfauna (småringmaskar, hoppstjärter, kvalster, daggmasker, stora leddjur, biomassa, funktionella grupper)	6		9		20	
Myror			9			
Nematoder				Bioclear		
Biolog					10	
<b>Övriga tester</b>						
Bioupptag - 2 växter	3		2		10	
Bioupptag - maskar E crypticus	3		2	5 (bioclear)	10	
Bioupptag - vegetation, fält						6

## 2.3 Kemiska undersökningar

Kemiska undersökningarna som har genomförts omfattar undersökning av föroreningshalter i mark och grundvatten, studier av föroreningarnas lakbarhet, genomförande av biotillgänglighetstester och studier av bioupptag.

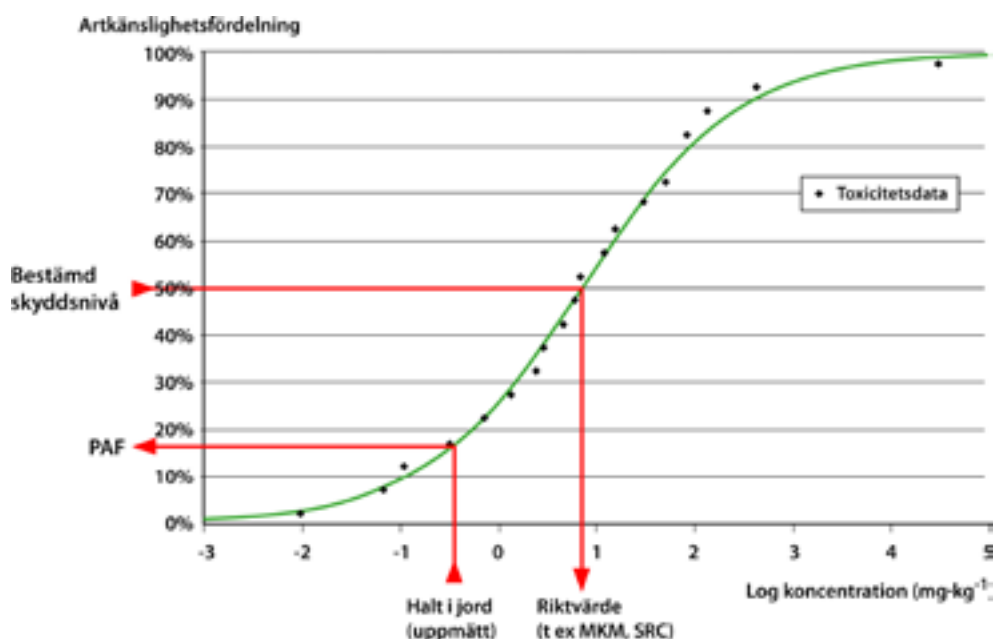
### 2.3.1 Föroreningshalter i mark

Metoderna som har använts för att utvärdera föroreningshalter i mark grundar sig i användning av sammanställda data om ekotoxikologiska effekter av föroreningar på enskilda arter eller markprocesser. Fördelningen av sammanställda data, en så kallad artkänslighetsfördelning (eller SSD, species sensitivity distribution), används för att utvärdera uppmätta halter i mark. (se figur 2.1). En log-normal fördelning av data används vid beräkningar i detta projekt.

Uppmätta halter av föroreningar i mark har utvärderats på två olika sätt:

1. genom jämförelse med miljöriskbaserade riktvärden,
2. genom beräkning av andelen arter som potentiellt kan påverkas av föroreningar vid uppmätta halter, PAF (potentially affected fraction).

Båda sätten baserar sig på en artkänslighetsfördelning om tillräckligt med data finns tillgänglig (se figur 2.1). För att vara acceptabla för användning i en miljöriskbedömning, bör en artkänslighetsfördelning omfattar data från ett antal olika arter, och inkludera data från olika trofnivåer, taxonomiska grupper och funktionella grupper. Data behövs också från kroniska tester, dvs tester över en lång period relativt till organismens livslängd.



Figur 2.1. Artkänslighetsfördelning, användning för att ta fram riktvärden, eller för att beräkna PAF-värden.

Olika typer av parameter kan mätas när ekotoxtester genomförs på arter och processer. En typ av parameter är icke-effektnivåer, eller NOEL data, dvs. föroreningshalten i testmediumet där inga skadliga effekter observerades i testorganismerna. De flesta sammanställningar av ekotox data har fokuserat på NOEL data. Riktvärdena framtagna i detta projekt och av Naturvårdsverket är baserade på NOEL data, eftersom vid framtagning av riktvärden som skall användas i gallringsstadiet av en riskbedömning är det viktigt att inte underskatta riskerna. Detta görs genom att fastställa en föroreningshalt under vilken inga skadliga effekter förekommer.

Effektdata kan också sammanställas genom en artkänslighetsfördelning. Effektdata från kroniska ekotoxtester uttrycks ofta som EC<sub>x</sub>-värden, dvs, föroreningshalten där x% av testorganismer visar påverkan av testämnet. Riktvärden för mark kan även baseras på artkänslighetsfördelningar som inkluderar effektdata (t.ex. CCMEs riktvärden för industrimark). Sammanställningar av effektdata har inte gjorts i större omfattning hittills, och då är det svårt att basera riktvärden endast på effektdata.

#### 2.3.1.1 ANVÄNDNING AV RIKTVÄRDEN

Framtagning av miljöriskbaserade riktvärden diskuteras i Bilaga A. Provisoriska riktvärden som togs fram inom projektet användes för utvärdering av uppmätta föroreningshalter i jord från Björkå och Mälarstranden.

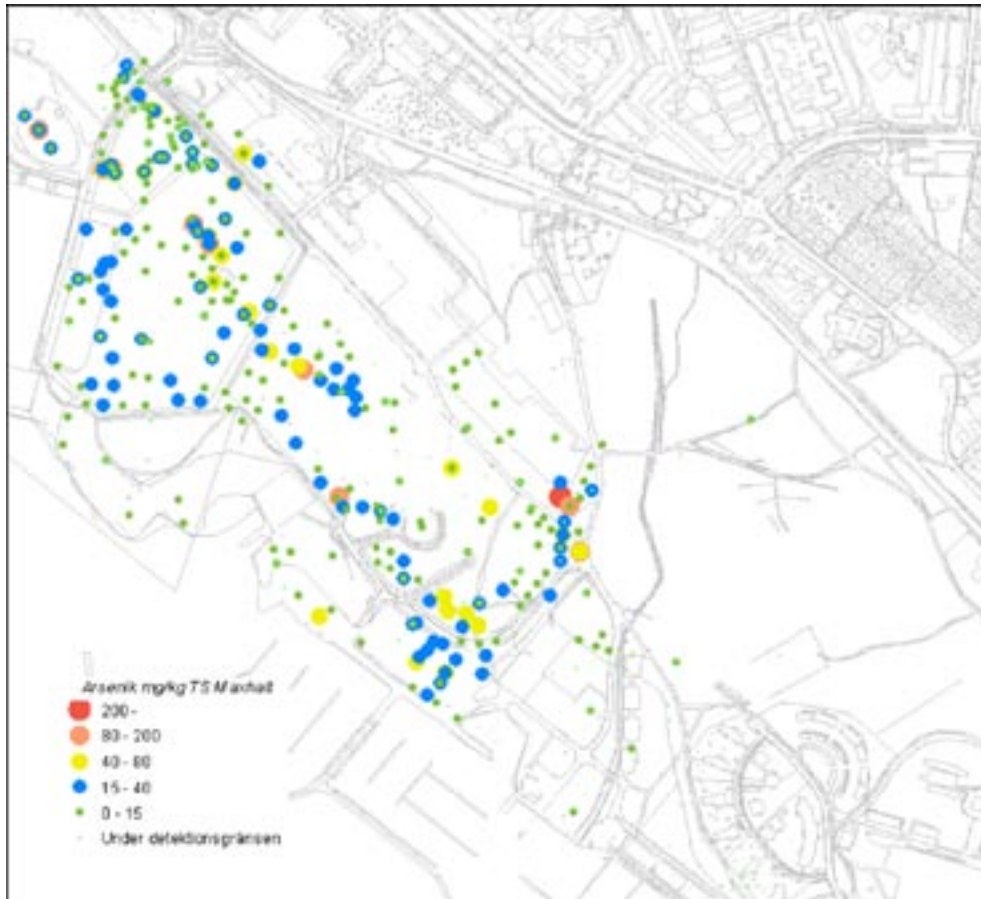
Vid utvärdering av analysresultaten för jordprov från Krylbo var Naturvårdsverkets remissversion av riktvärdesmodellen för föroreningar i mark (Naturvårdsverket 2007) blivit tillgänglig, och därför användes de senare miljöriskbaserade riktvärden från remissmaterialet. Vid framtagning av riktvärden både i detta projekt och för Naturvårdsverkets riktvärdesmodell har 75-percentilen av artkänslighetsfördelningen (av NOEC data) använts som riktvärde för känslig markanvändning och 50-percentilen av artkänslighetsfördelning (av NOEC data) har använts för mindre känslig markanvändning.

Jämförelse av uppmätta halter av föroreningar i mark med miljöriskbaserade riktvärden kan rapporteras på olika sätt. Ett vanligt sätt att göra detta på är att presentera tabeller med analysresultat där det indikeras om föroreningshalterna överskrider riktvärden för KM, MKM, eller andra riktvärden, se tabell 2.2, där föroreningshalter i jord från Björkå har klassats.

Tabell 2.2. Jämförelse av föroreningshalter i jord (mg/kg TS) med generella riktvärden.

Prov	TS (%)	As	Pb	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Sb	Se	Zn	Be	Hg	Mo	Ni	V
<b>Glas/Jord</b>																	
<b>2002</b>																	
G1 0,2-1,5	61.1	52.6	220	33.5	2300	10.2	8.02	5490	5560	1.41	0.504	8770	1.21	0.0796	<6	736	26.6
G2 0-1		665	368														
G2 1-2		472	4187														
G2 2-3	69.7	106	570	41.5	996	1.6	6.89	98.5	29.1	11.5	0.2	406	1.74	0.0759	<6	26.5	57.5
G11 0,4-1,4	78.5	332	149	14.7	1620	1.51	3.84	57.8	18.4	5.08	0.0722	277	0.769	0.0705	<6	9.04	32.8
G11 1,4-2,4	48	243	53.2	31.4	3350	1.17	6.56	26.8	31.2	12.2	0.201	778	<0,6	0.079	<6	10.6	24.1
P5 0,1-1,3		147	893														
P6 0,2-1,6		25	1491														
P7 0-1		848	4556														
P7 1-2		639	268														
P7 2-3	73	1830	32.6	32.1	1330	0.508	4.65	52.8	21.2	8.71	0.117	624	1.6	0.104	<6	8.16	50.8
P12 0,5-0,8		172	138														
P12 0,8-1,8		13	113														
P13 0,6-1		6	66														
<b>Jord,</b>																	
<b>060516</b>																	
T1F	65.2	55.2	65.4	27.4	1480	3.46	2.64	4.53	38.5	6.03		340	0.167	<1	1.57	8.52	4.58
T1M	87	42.1	168	7.31	846	1.19	3.49	6.7	32.8	8.29		801	0.292	1.94	1.39	7.1	7.86
T1M2	47.9	74.5	76.2	67.6	2890	0.529	3.96	14.4	57.6	<3		220	0.262	<1	1.51	15.5	6.7
T2F	46.4	77.4	86.1	69	3090	0.588	3.92	16.3	62.1	<3		235	0.273	<1	2.43	15.2	6.16
T2M	80.7	13.7	107	2.69	289	3.99	5.46	79.3	150	<3		954	0.599	<1	0.822	22.2	17.6
T2M2	93.6	<3	60.2	1.65	104	1.09	5.72	47.2	87	<3		476	0.389	<1	0.629	25.6	9.99
T10	67.7	4.27	28.1	<1	79.1	0.126	4.17	19.3	7.94	<3		21.8	1.21	<1	<0,4	8.21	33
T102	32.4	8.77	42.2	<1	167	0.275	2.18	5.63	5.61	<3		26.7	0.323	<1	0.458	3.48	9.12
T20	79.7	3.24	17.8	<1	46.6	<0.1	5.38	14.9	10.4	<3		53.2	0.701	<1	<0,4	10.2	20.1
<b>Bedömningsgrunder</b>																	
	KM	20	200	7	160	4	10	90	75	30	1	300	20	5/10	10	75	100
	MKM	40	400	20	260	20	15	150	160	50	5	450	40	10/20	25	150	200

Andra sätt att presentera resultaten är genom att visa provpunkter på kartor, där det indikeras vid varje provpunkt om föroreningshalter överskrider relevanta riktvärden. Denna metod är mycket användbar för att visa utbredningen av föroreningshalter som kan leda till miljörisker (olika kartor kan behövas för olika markskikt). Exempel av denna typ av karta ges i figur 2.2 där arsenikhalter i jord från Mälärstranden (maxhalt från alla skikt) jämförs med bl.a. riktvärden för mark.



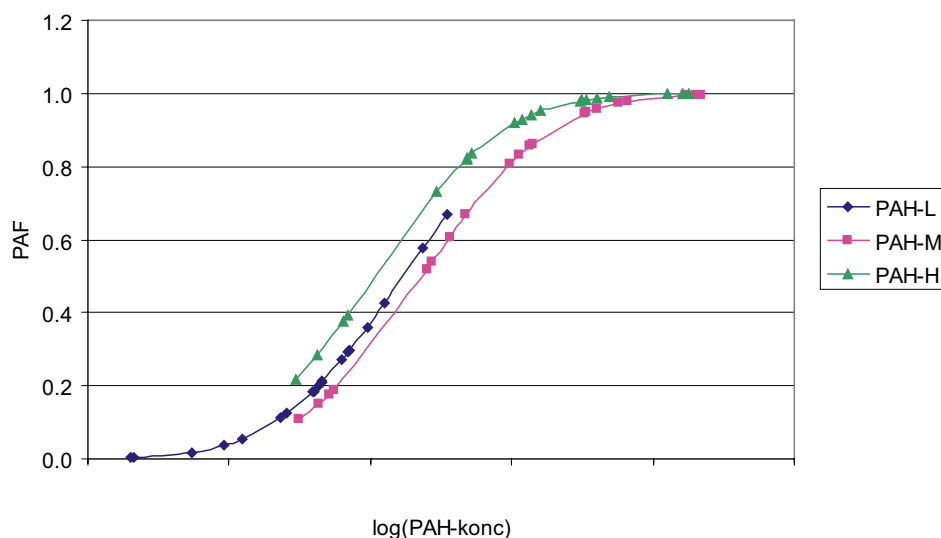
Figur 2.2. Arsenikhalter i marken, Centrala Mälärstranden, Västerås.



Statistisk analys av provpunkter kan också göras för att visa andelen av proverna som överskrider fastställda riktvärden. Beroende på hur provtagningen har genomförts kan dessa eventuellt användas för att uppskatta volymen av jordmassor som kan ge upphov till miljörisker och behöver saneras.

#### 2.3.1.2 BERÄKNING AV PAF

PAF-värden (potentially affected fraction of species) har beräknats från artkänslighetsfördelningar för enskilda föroeningar för Krylbo, och även för vissa prover inom Bioclears utredning av föroeningssituationen vid Mälarstranden. I figur 2.3 visas en artkänslighetsfördelningar för PAH-föreningar som togs fram från data från RIVM. Punkterna på kurvan visar PAH halterna i jordproverna från Krylbo.



Figur 2.3. Artkänslighetsfördelningar för grupper av PAH-föreningar. Punkterna på kurvan representerar jordprover från Krylbo.

PAF-värdena kan utvärderas enligt följande kriterier (t.ex. i Bioclears undersökning av Mälarstranden, (Bioclear, 2007):

<b>Ingen effekt</b>	<0,25
<b>Låg effekt</b>	>0,25
<b>Mellaneffekt</b>	>0,5
<b>Hög effekt</b>	>0,75

### 2.3.1.3 UTVÄRDERING AV POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTENA (PAH)

Riktvärden fastställdes av Naturvårdsverket (1996a och 1996b) för två grupper PAH-föreningar, cancerogena-PAH och icke-cancerogena PAH. Indelningen baserades på dåvarande klassning av föreningarnas genotoxicitet. Dessa två grupper PAH-föreningar har använts vid utvärdering av data för Björkå och Mälarstranden.

Naturvårdsverket har uppdaterat riktvärdesmodellen, som nu finns som remissversion (Naturvårdsverket 2007). I nya versionen delas PAH-föreningar in i tre grupper:

- **PAH-L** Polycykliska aromatiska kolväten med låg molekylvikt: naftalen, acenaften och acenaftylen
- **PAH-M** Polycykliska aromatiska kolväten med medelhög molekylvikt: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren
- **PAH-H** Polycykliska aromatiska kolväten med hög molekylvikt: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen, benso(ghi)perylen, indeno(123cd)pyren

De tre grupperna skiljer sig i fysikalisk-kemiska egenskaper, men även toxikologiskt och ekotoxikologiskt. Dessa tre grupper PAH-föreningar har använts vid utvärdering av data för Krylbo.

### 2.3.1.4 KOMBINERAD RISK AV FLERA FÖRORENINGAR

Jämförelse av uppmätta föroreningshalter med riktvärden, eller beräkning av PAF-värden genomförs för enskilda ämnen och återspeglar inte den kombinerade toxiciteten av ett flertal föroreningar. Vid alla testområdena förekommer flera föroreningar, och därför har en metod som beskrivs i rapporten från Liberation projektet (Jensen och Mesman, 2006) tillämpats på analysdata för att indikera den potentiella kombinerade effekten av samtliga föroreningarna.

Föroreningshalter i jord kan uttryckas som ett mått på avvikelser från riktvärdena på en skala 0-1. 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 utgör en indikation av de potentiella riskerna.

Toxiska potentialen beräknas utifrån uppmätt halt för respektive ämne och propunkt samt gällande riktvärden:

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

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. I denna rapport (för Mälärstranden, Björkå och Krylbo) antas bakgrundshalten vara ett medelvärde av uppmätta halter av respektive ämne i referenspunkterna, dvs. prover som togs i punkter vilka tros vara opåverkade av föroreningskällan.

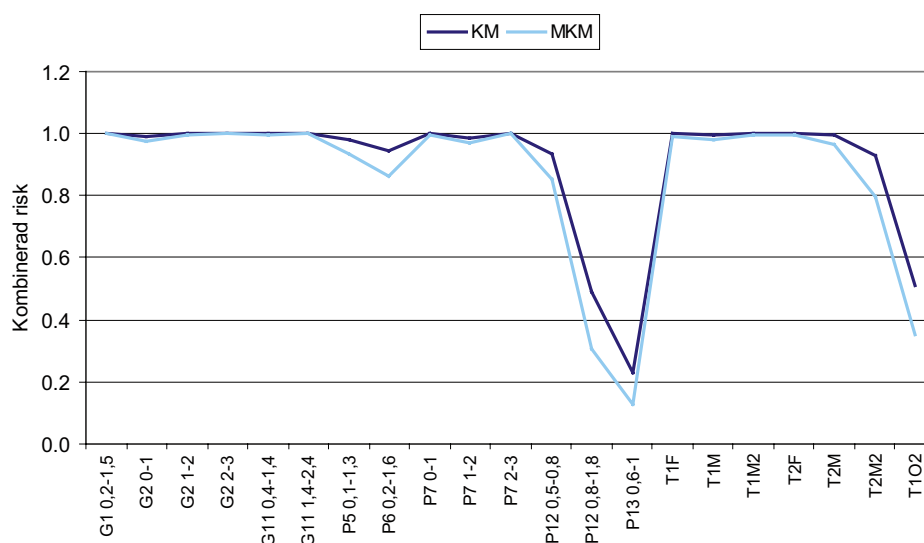
$$TP_{justerat} = (TP - TP_{bakgrund}) / (1 - TP_{bakgrund})$$

Den kombinerade risken i respektive provpunkt har beräknats med antagandet att påverkan från alla föroreningar är additiva, s.k. responsaddition. I denna typ av beräkning har halterna av PAH-föreningar jämförts med riktvärdena gruppvis (cancerogena och icke-cancerogen för Björkå och Mälärstranden; PAH-L, PAH-M och PAH-H för Krylbo). Den kombinerade risken för n antal ämnen blir:

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

Kombinerad toxicitet uttrycks på en skala från 0-1, där 0 motsvarar ingen påverkan och 1 motsvarar maximal påverkan.

Den kombinerad risk för jordprov från Björkå som har beräknats utifrån riktvärdena för KM och MKM visas i figur 2.4.



Figur 2.4. Kombinerad toxicitet, jordprover från Björkå. TP-värden beräknats utifrån generella riktvärden för KM och MKM

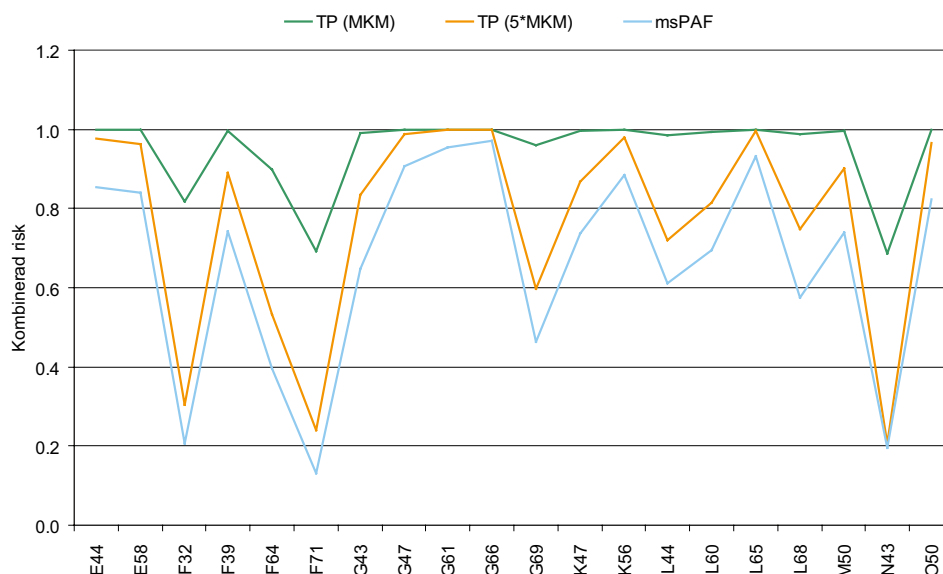
Figur 2.4 visar att i många av proverna där flera föroreningar förekommer är den kombinerade risken mycket hög, även i prover där föroreningshalter ligger ganska nära riktvärdena, och oavsett om riktvärden för KM eller MKM används.

Eftersom det finns mycket liten spridning i resultaten ger kombinerad riskberäkningar baserade på KM och MKM riktvärden ingen indikation på vilka prover som har den högsta kombinerade föroreningshalterna och vilka prover som har mer måttliga föroreningshalter. Beräkningar av kombinerad toxicitet har därför genomförts med multipler av riktvärden för MKM för att undersöka om detta leder till större spridning av resultaten.

Riktvärdena för KM och MKM är båda NOEC-baserade eftersom de är framtagna från sammanställningar av icke-effektparametrar från ekotoxikologiska tester, dvs. föroreningshalter under vilka inga toxiska effekter på organismer observerats. Detta betyder att det kan finnas en säkerhetsmarginal i de data som används som underlag för riktvärdena, dock är storleken av säkerhetsmarginalen okänd. Det är möjligt att en kombination av dessa NOEC-baserade riktvärden leder till en överskattning av riskerna för en kombination av föroreningar. Användning av effektbaserade riktvärden (t.ex. riktvärden baserade på EC50 eller EC20 data) är en möjlig metod för att undvika kombinationer av överskattningar. Hos RIVM pågår ett arbete med framtagning och utvärdering av riktvärden som är baserade på effektdata istället för icke-effektdata. Effektdata från RIVM har använts inom detta projekt för att undersöka om den kombinerade effekten beräknad utifrån effektdata korrelerar med observerade toxiska effekter. Användning av effektbaserade riktvärden för utvärdering av data från kemiska analyser kan vara ett viktigt verktyg inom platsspecifika riskbedömningar, där den beräknade kombinerade risken kan kalibreras mot uppgifter om föroreningars toxicitet från ekotoxikologiska tester.

Kombinerad risk kan beräknas på samma sätt utifrån PAF-värdena. Det kombinerade PAF-värdet har i denna rapport kallats msPAF, (multi-substance potentially affected fraction). PAF-värdena har beräknats utifrån artkänslighetsfördelningar framtagna från EC50-data, och inte utifrån NOEC-data. EC50-data har sammanställts av RIVM.

För ämnen som har liknande verkningsmekanism kan PAF-värdena adderas innan TP beräknas. Detta har gjorts för PAH-föreningar vid utvärdering av data för Krylbo. Metoden förutsätter att artkänslighetsfördelningar finns för varje enskilt ämne i gruppen som skall summeras. PAF-värden för enskilda föroreningar adderas (så kallad "concentration addition", eller summering över koncentrationen) så att föroreningar med liknande toxiska egenskaper kan beskrivas med ett PAF-värde. På så vis erhålls ett antal PAF-värden som kan kombineras till ett msPAF-värde för de ingående föroreningarna (så kallad risk addition, eller summering över riskerna). TP-värden beräknade för MKM och 5\*MKM samt msPAF framgår av figur 2.5 där användningen av 5\*MKM eller av msPAF-värdet baserat på EC50 data ger en större spridning av resultaten.



Figur 2.5. Kombinerad risk med avseende på föroreningshalter i jord från Krylbo. Jämförelse av beräkningar som utgår ifrån MKM riktvärdena, 5\*MKM och msPAF (baserat på EC50 data).

### 2.3.2 Föroreningshalter i grundvatten

Föroreningshalter i grundvatten har utvärderats på liknande sätt som föroreningshalter i mark. Utvärderingar har gjorts utifrån riktvärden för ytvattenkvalite samt genom beräkning av msPAF-värden utifrån artkänslighetsfördelningar för akvatiska organismer. Utvärderingen fokuserar därmed på risken för skadliga effekter i akvatiska miljöer, vilket är lämpligt med avseende på spridning av föroreningar med grundvatten till ytvattenrecipienter.

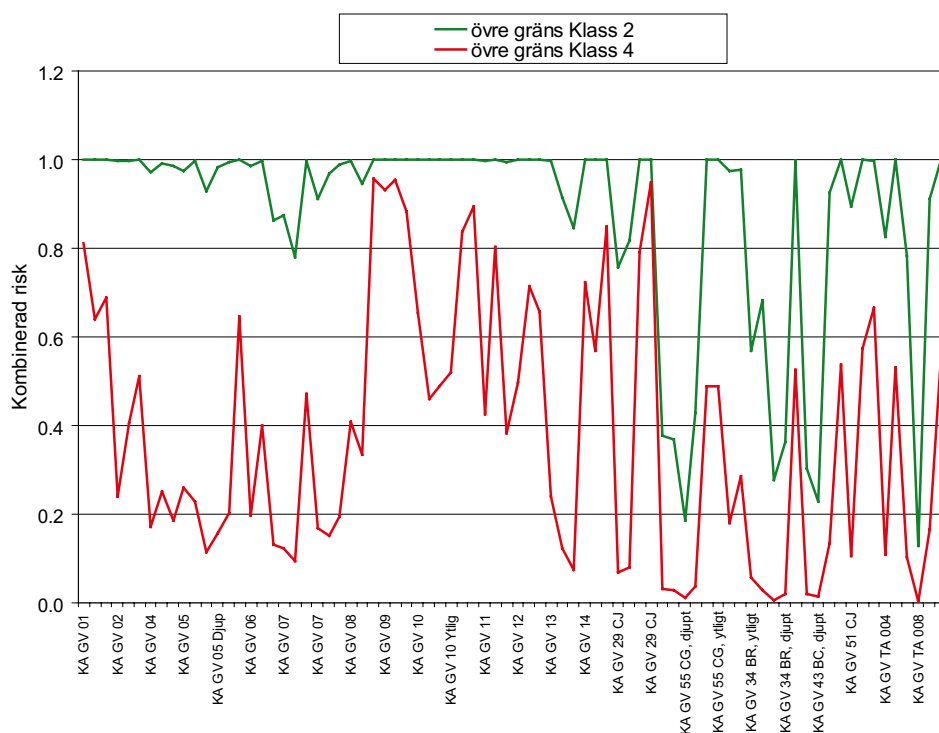
#### 2.3.2.1 ANVÄNDNING AV RIKTVÄRDEN

Bedömningsgrunder för ytvatten har använts för utvärdering av föroreningshalter i grundvatten. Inga miljöriskbaserade riktvärden för grundvatten har tagits fram, förutom RIVMs riktvärden för grundvatten och ytvatten (MPC- och SRC-värden) som är baserade på ekotoxikologiska data för akvatiska organismer.

För Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni, As finns bedömningsgrunder för sötvatten (NV, 1999). Tillståndsklassning, som indikerar riskerna för biologiska effekter, har använts. Utvärdering har baserats på två olika klasser från bedömningsgrunderna: övre gränsen av tillståndsklass 2 (gränsen mellan låg- och måttlig risk för biologiska effekter) samt övre gränsen av tillståndsklass 4 (gränsen mellan hög- och mycket hög risk för biologiska effekter). För andra ämnen har Nederländska MPC-värden respektive SRC-värden (hög risk) använts. Riktvärden för PAH-grupperna PAH-L, PAH-M, och PAH-H har baserats på RIVMs riktvärden för enskilda PAH-föreningar.

Kombinerad risk för skadliga effekter har beräknats enligt metoden som beskrivs för mark, ovan.

Kombinerad risk visas för Mälärstranden i figur 2.6.



Figur 2.6. Kombinerad risk för effekter på akvatiska organismer. Grundvatten från Mälärstranden. Beräknat utifrån bedömningsgrunder för sötvatten (Naturvårdsverket, 1999); övre gränsen Klass 2 och övre gränsen Klass 4 (se text).

### 2.3.3 Föroreningars lakbarhet

#### 2.3.3.1 LAKTESTER

Lakbarheten av föroreningar har undersökts med skaktester av jordprover.

Prover av fyllnadsmaterial från Mälärstranden har skakats vid vätska/fastfas kvoten (L/S) 10 med 0.001 M CaCl<sub>2</sub> i enlighet med standarden ISO TS 21268-2 (batchtestning, L:S 10).

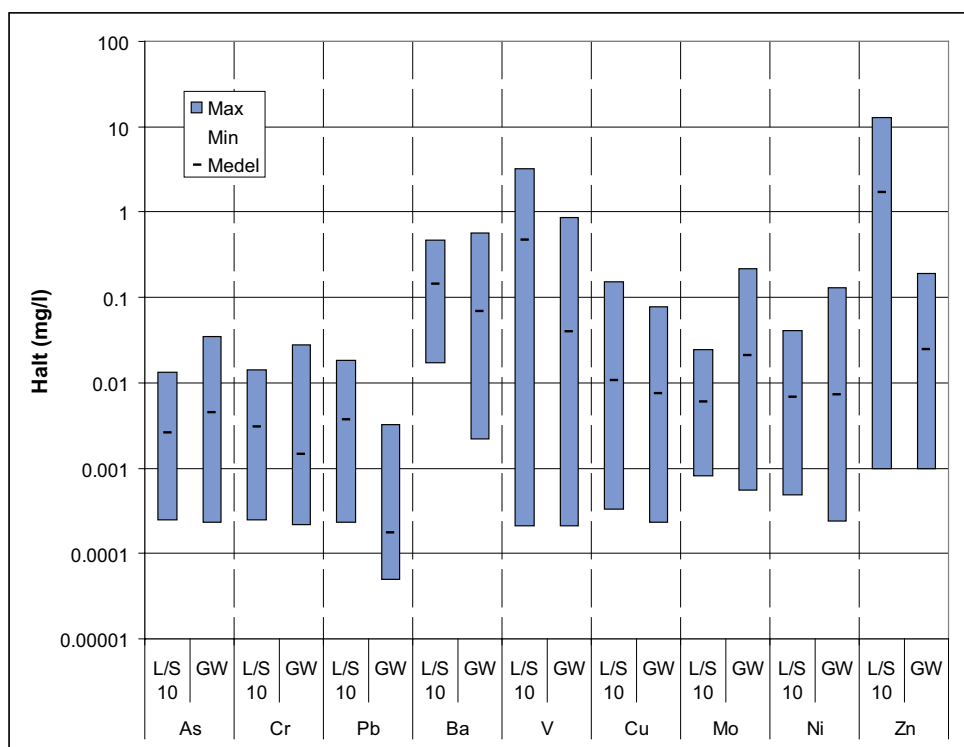
Ett urval av jordprover från Krylbo har också lakats vid L/S 10. Delprover lakades med destillerat vatten. För att undersöka om det är möjligt att uppskatta tillgängligheten av organiska ämnen med enkla laktester, lakades andra delprover med 40 % metanol. Lakning med svaga organiska extraktionsmedel rekommenderas som en del av riskbedömningsmetodikerna i rapporten från Liberation projektet (Jensen och Mesman, 2006).

En större mängd PAH extraherades med 40 % metanol jämfört med lakning med destillerat vatten. PAH-gruppen som extraherades med metanol är huvudsakligen PAH-M. Halterna PAH-L i proverna är generellt ganska låga. PAH-H extraherades i ganska liten utsträckning med metanollösningen. Lakbara halten PAH-M och PAH-H visade linjära relationer med totalhalterna i jordproverna.

### 2.3.3.2 UTVÄRDERING AV LAKBARHETEN

Utvärdering av den uppmätta lakbarheten av föroreningarna har gjorts på ett antal olika sätt:

Jämförelse av eluathalten med grundvattenhalten indikerar om laktetesterna ger en bra uppskattning av porvattenhalterna. Laktester av fyllnadsmaterial från Mälarstranden gav ganska bra uppskattning av porvattenhalterna, se figur 2.7. Observera att grundvattenprov från ett stort antal rör och från flera provtagningstillfällen sammanfattas i figuren.



Figur 2.7. Jämförelse av föroreningshalter i eluat från laktester (L/S 10) med uppmätta halter i grundvatten.

Elert et al. (2008) jämförde resultaten av laktester med porvattenhalter observerat i lysimeterförsök, och visade laktester vid L/S 2 ger en bra uppskattning av porvattenhalterna i jord. Eluathalterna från laktetesterna som genomfördes på proverna från Krylbo har omräknats för att motsvarar L/S 2 och jämförts med uppmätta grundvattenhalterna. Resultaten visar att laktetesterna ger en ganska bra uppskattning av grundvattenhalterna.

Första metoden som har använts för utvärdering av lakbarheten av föroreningarna är jämförelse av föroreningshalterna i eluat från laktetesterna med toxicitetsdata för akvatiska organismer. Med antaganden att eluathalten från laktetesterna vid L/S 2 motsvarar grundvattenhalter, kan eluathalterna användas för att utvärdera riskerna för akvatiska organismer av den lakbara fraktionen. msPAF-värdena beräknats för eluathalten på samma sätt som för grundvatten-

proverna (se metoden ovan). Beräknade msPAF-värden för porvatten prover från Krylbo visas i tabell 2.3, tillsammans med msPAF-värden för jord (se figur 2.5). msPAF-värdena för porvatten är beräknat från föroreningshalter i eluat (omräknat för att motsvarar L/S 2) och artkänslighetsfördelningar för akvatiska organismer (data från RIVM).

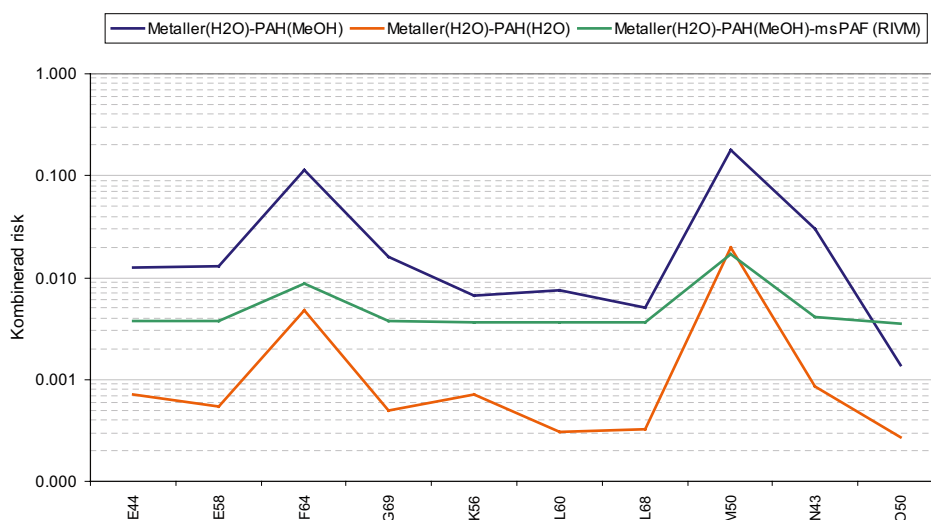
Beräknade ms-PAF-värden för porvatten överensstämmer ganska bra med ms-PAF-värden för jord, dock finns skillnader för vissa prov, t.ex. G69 och N43.

Tabell 2.3. msPAF-värden för porvatten, jordprover från Krylbo.

	E44	E58	F64	G69	K56	L60	L68	M50	N43	O50
<b>msPAF- porvatten</b>										
msPAF (PAHs )	0.90	0.68	0.00	0.04	0.70	0.02	0.34	0.85	0.02	0.64
PAF(As)	0.26	0.24	0.30	0.07	0.41	0.38	0.20	0.20	0.00	0.24
PAF(Cu)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.83	0.00	0.00	0.79	0.00
PAF(Cr)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00
PAF(Zn)	0.00	0.00	0.45	0.00	0.00	0.48	0.00	0.00	0.00	0.00
msPAF (PAH+metal)	0.92	0.76	0.62	0.11	0.84	0.95	0.47	0.88	0.80	0.72
<b>msPAF- jord</b>										
	E44	E58	F64	G69	K56	L60	L68	M50	N43	O50
msPAF (PAHs)	0.80	0.79	0.04	0.32	0.80	0.39	0.41	0.70	0.08	0.74
PAF(As)	0.24	0.23	0.37	0.21	0.39	0.44	0.27	0.13	0.01	0.29
PAF(Cu)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.11	0.00
PAF(Cr)	0.00	0.02	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04
PAF(Zn)	0.03	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02
msPAF (PAH+metal)	0.85	0.84	0.40	0.46	0.88	0.69	0.57	0.74	0.19	0.82

Den andra metoden som har använts är jämförelse av den lakbara föroreningshalten (mängden förorening som lakas ur jordprovet i mg/kg TS) med riktvärden för mark. Figur 2.8 visar den kombinerade risken från den beräknade lakbara fraktionen av arsenik och PAH-föreningar för prover från Krylbo. Kombinerad risk har beräknats utifrån resultaten av lakning med vatten, samt en kombination av lakning av metaller med vatten och lakning av PAH-föreningar med 40 % metanol. Kombinerade risken har beräknats som msPAF-värden samt utifrån riktvärden för KM. Denna metod verkar underskatta riskerna, eftersom den kombinerade risken är mycket låg i alla prov, även i prov där en klar påverkan av föroreningar har observerats i fält och trots att NOEC-baserade riktvärden för KM har använts. Detta är förmodligen på grund av att ekotoxikologiska tester som utgör underlag för riktvärdesframtagningen är genomförd med föroreningar i hel jord, och att biotillgängligheten av föroreningarna är långt under 100 %.





Figur 2.8. Kombinerad risk för lakbar andel föroreningar (mg/kg) beräknat från riktvärden för jord (KM).

Den tredje metoden som har använts är beräkning av fördelningskoefficienter mellan porvatten och fastfas för oorganiska ämnen, eller mellan porvatten och organiskt kol i marken för organiska ämnen. Resultterande fördelningskoefficienter kan jämföras med sammanställningar av data från andra studier för att indikera om föroreningar är mer eller mindre rörliga på det aktuella området än i generella fall. Ett exempel visas i tabell 2.4 där resultaten från laktester (med destillerat vatten, L/S 10) från Krylbo visas med fördelningskoefficienter som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2007). Prover där rörligheten av föroreningar i mark är större än vad som antas i riktvärdesmodellen är skuggade. I vissa prov är rörligheten av PAH-föreningar något större än vad som antas i modellen, medan arsenik inte är rörligare än vad som antas i modellen.

Tabell 2.4. Jämförelse av fördelningskoefficienter beräknade från laktester med fördelningskoefficienter som används vid beräkning av generella riktvärden (Naturvårdsverket 2007).

Jord nr	Org halt % (IVL)	Kd		Koc		
		As	PAH-L	PAH-M	PAH-H	
		l/kg	l/kg	l/kg	l/kg	
E44	1.94	917	2573	23417	55485	
E58	4.19	1000	1454	18861	85425	
F64	2.66	1333	176	54069		
G69	2.61	3030	1121	32320		
K56	2.52	875	1909	37689	147986	
L60	4.17	1286	2062	51923		
L68	1.93	1444	3604	33577	154442	
M50	2.01	678	63	2825	71659	
N43	1.93	*	1062	13229		
O50	2.34	1273	4758	51468	149144	
Koc, Remissv 2007-10-19			1800	29000	5.00E+05	
Kd, Remissv 2007-10-19		300				

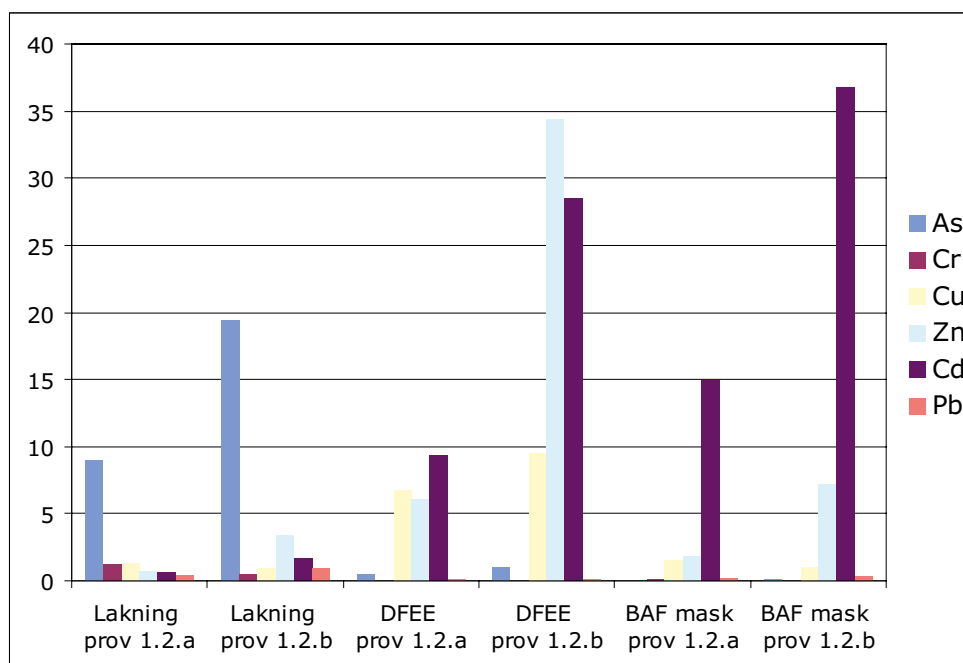
\*eluathalt under detektiongränsen

Laktester på fyllnadsmaterial från Mälarstranden visade att en grupp metaller (arsenik, bor, krom, molybden, vanadin) har lägre Kd-värden i askprov än i annat material. Ökad rörlighet av dessa metaller i aska jämfört med annat material är på grund av de höga pH förhållandena i askproverna. Andra metaller (barium, kobolt, koppar, bly, nickel och zink) är mindre rörliga i aska än i annat material. tillgängligheten av dessa metaller för spridning förväntas vara med begränsad vid höga pH jämfört med material med neutrala pH.

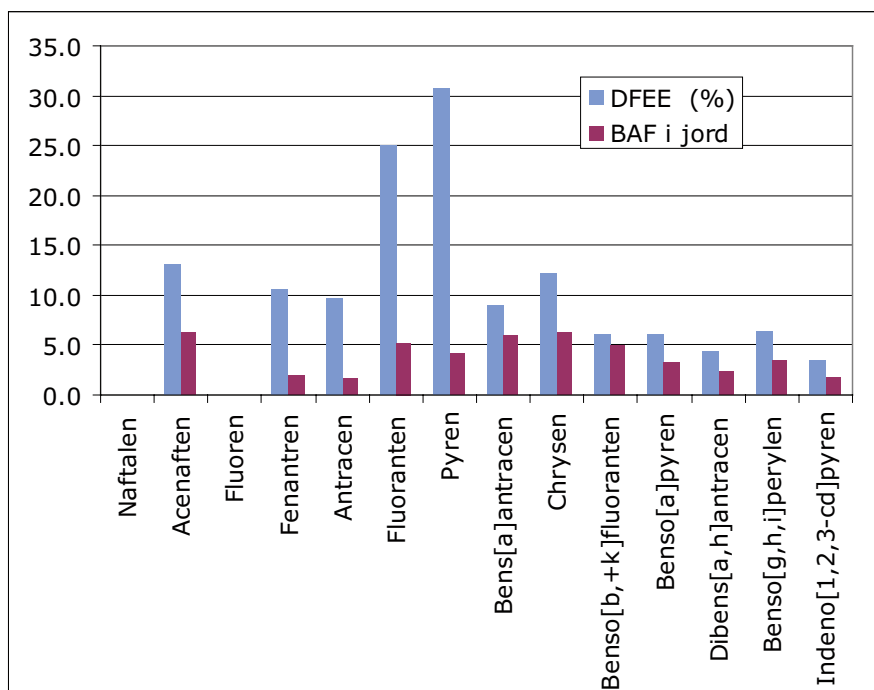
### 2.3.4 Biotillgänglighetstester

I denna studie har en "biomimetisk metod" (dvs en metod som efterliknar en biologisk process) använt för att mäta biotillgänglighet med hjälp av en artificiell magsaft (som liknar magsaft från en marin havsborstmask, *Arenicola brasiliensis*). Jordprov skakas i centrifugrör med artificiell magsaft, varefter, rören centrifugeras och fraktionen miljögifter som extraherats från jorden mha magsaften kvantifieras. Denna fraktion representerar den biotillgängliga fraktionen och kan anges i % av den totala halten i jord som % DFEE (Digestive Fluid Extraction Efficiency), eller räknas om till en biotillgänglig halt av föroreningarna. Dessa tester redovisas i bilaga B.

En jämförelse mellan resultaten från laktester, DFEE och bioupptagstester i jordprov från Björkå visas i figur 2.9. DFEE-metoden ger en bättre indikation av bioupptag av metaller i maskar än den lakbara föroreningshalten.



Figur 2.9. Jämförelse mellan olika biotillgänglighetsmätningar; lakning (%lakbar förorening), %DFEE och bioupptag i mask (föroreningshalt i mask som % av föroreningshalt i jord). Jordprover från Björkå.



Figur 2.10. Jämförelse mellan bioupptagsfaktorer (BAF) för PAH-föreningar i maskar och biotillgängligheten mätt som % DFEE. Jordprov från Mäljarstranden.

En jämförelse mellan % DFEE och BAF i maskar för PAH-föreningar visas i figur 2.10 för jordprov från Mäljarstranden. DFEE-värdena följer relativt väl BAF-värdena, förutom för fluoranten och bens[a]antracen där DFEE överskattar BAF-värdena. Bäst förhållande mellan DFEE och BAF åstadkoms för de mest fettlösliga PAH-föreningar, PAH-H.

Korrelationstester som gjordes med resultaten från Krylbo visade att % DFEE var signifikant positivt korrelerad till upptag i mask för 4 metaller (Cu, Cr, Cd och Pb), för summa PAH-föreningar samt för 40 % av enskilda PAH-föreningar (främst PAH-M och PAH-H). Detta visar att DFEE metoden är ett bra sätt att uppskatta biotillgängligheten av föroreningar, särskilt med hänsyn till de relativt få jordprover som analyserades (n=7) och därmed den låga statistiska styrkan i regressionstesterna.

De lakbara fraktionerna i 40 % metanol var korrelerade till den biotillgängliga koncentrationen för grupperna PAH-M och PAH-H, men inte för enskilda PAH-föreningar. De lakbara fraktionerna i vatten för metallerna var inte korrelerade till den biotillgängliga fraktionen. Den lakbara fraktionen visade generellt inga signifikanta korrelationer till vare sig BAF eller DFEE värden, vilket indikerar att DFEE metoden är en bättre metod för att skatta biotillgängligheten i marklevande organismer än lakteter.

#### 2.3.4.1 UTVÄRDERING AV RESULTAT FRÅN BIOTILLGÄNGLIGHETSTESTER.

För att kunna använda resultaten av biotillgänglighetstester i en miljöriskbedömning, måste % DFEE kunna utvärderas med avseende på dess påverkan på miljöriskerna. Resultaten kan uttryckas som jordens biotillgängliga föroreningshalt i mg/kg, se tabell 2.5 där totala och biotillgängliga halter PAH-föreningar i jordprover från Krylbo visas. I tabell 2.5 är de PAH-halter som överskrider generella riktvärden (Naturvårdsverket 2007) för KM och MKM skuggade (riktvärden visas till höger i tabellen). Den biotillgängliga halten PAH-föreningar överskrider riktvärdena för jord i färre prov jämfört med totala halten.

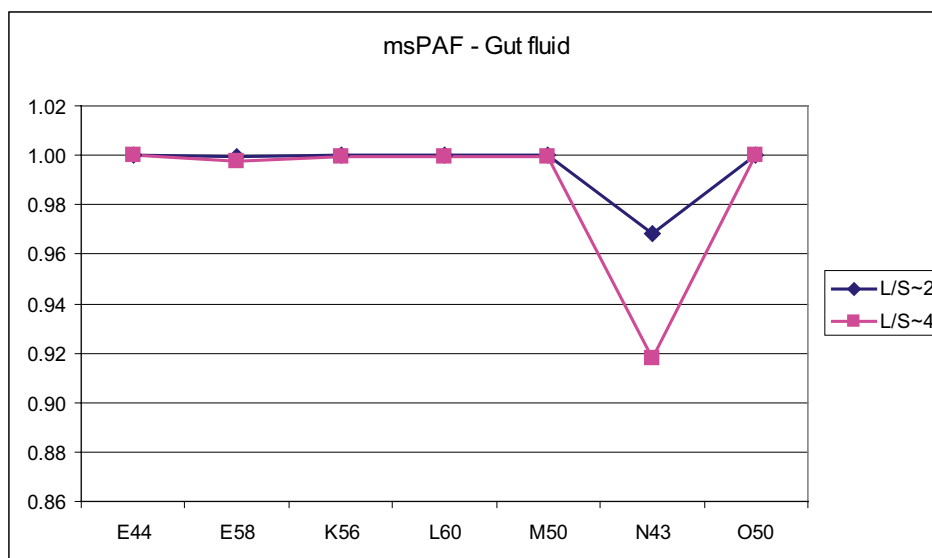
Tabell 2.5. Totala och biotillgänglig föroreningshalt i jordprover från Krylbo (mg/kg TS).

	N-43	M-50	E-44	K-56	E-58	O-50	L-60	Generella riktvärden	
								KM	MKM
Totalhalter									
PAH-L	0.5	1.3	1.8	1.1	1.5	1.5	1.0	3	15
PAH-M	5.1	140.0	669	26.9	314	405	47.6	10	40
PAH-H	10.6	292.9	857	328	543	574	83.5	2.5	10
Sum PAH	16.2	434.2	1528	356	858	981	132.1		
Biotillgängliga halter									
PAH-L	0,000	1,01	0,247	0,023	0,036	0,114	0,000	3	15
PAH-M	0,035	43,2	32,3	1,5	13,6	4,5	0,1	10	40
PAH-H	0,030	3,8	35,5	1,3	4,0	12,0	0,2	2.5	10
Sum PAH	0,1	48,0	68,1	2,8	17,7	16,6	0,3		

Ett problem med utvärdering av biotillgänglighetsdata på detta sätt är att utvärderingen av föroreningshalter görs med hjälp av sammanställningar av toxicitetsdata. Vid sammanställning av toxicitetsdata ges prioritet till tester som genomförs på jord över tester som genomförs med föroreningar i löst form. Detta betyder att i testerna som ligger till underlag för bedömningsgrunderna kan biotillgängligheten ha varit begränsad genom t.ex. sorption till jordens fastfas (t.ex. metallhydroxider, organiskt material mm). Därför kan utvärdering av biotillgänglig halt med riktvärden för jord tendera att underskatta toxicitetsriskerna.

Ett alternativt sätt att utvärdera risken av den biotillgängliga fraktionen av en förorening skulle kunna vara att använda bedömningsgrunder för vatten. Toxicitetstester med akvatiska organismer genomförs ofta under förhållanden där biotillgängligheten av föroreningarna är mindre begränsad. För att kunna använda akvatiska toxicitetsdata måste resultatet från biotillgänglighetstester omräknas till en halt i porvatten, på samma sätt som eluathalt i grundvatten omräknas till en halt i porvatten. Eluathalten från biotillgänglighetstesterna har omräknats till L/S-tal 2 som har använts eftersom denna vätska/fastfas förhållanden gav best uppskattning av porvattenhalt i lakteter (Elert et al, 2008). msPAF-värdena beräknades utifrån toxicitetsdata för akvatiska organismer, se figur 2.11. Figuren visar även ms-PAF-värdena vid L/S-tal 4, förhål-

landen som använts i biotillgänglighetstesterna. För de flesta prov (alla utan prov N43, som var ett referens prov) var msPAF-värdet ca 1.0. Med denna utvärderingsmetod uppskattas toxiciteten vara mycket större än vid jämförelse av lakbar halt och riktvärden för mark.



Figur 2.11. msPAF-värden beräknade från föroreningshalten i eluat från biotillgänglighetstester.

### 2.3.5 Bioupptagstester

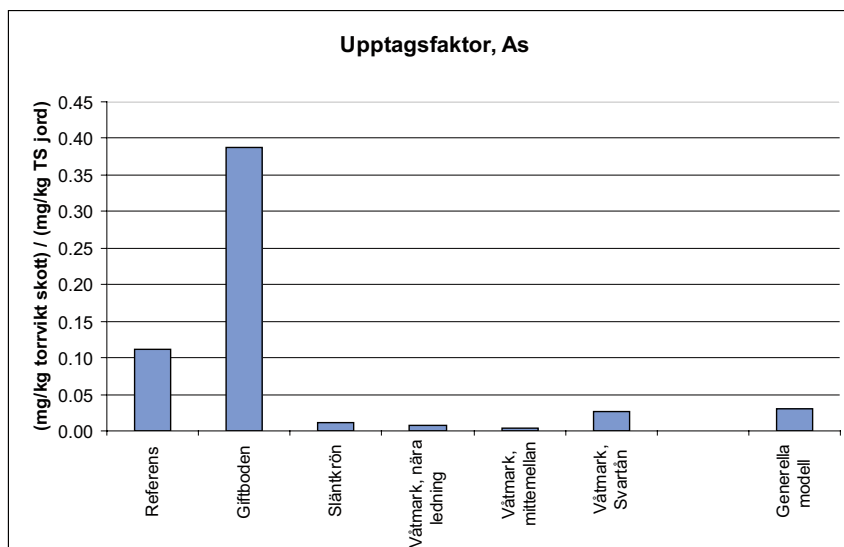
Bioupptag kan mätas i fält för stationära organismer (t.ex. vegetation) genom provtagning i fält. Bioupptagstester kan även genomföras under laboratorieförhållanden.

#### 2.3.5.1 PROVTAGNING I FÄLT

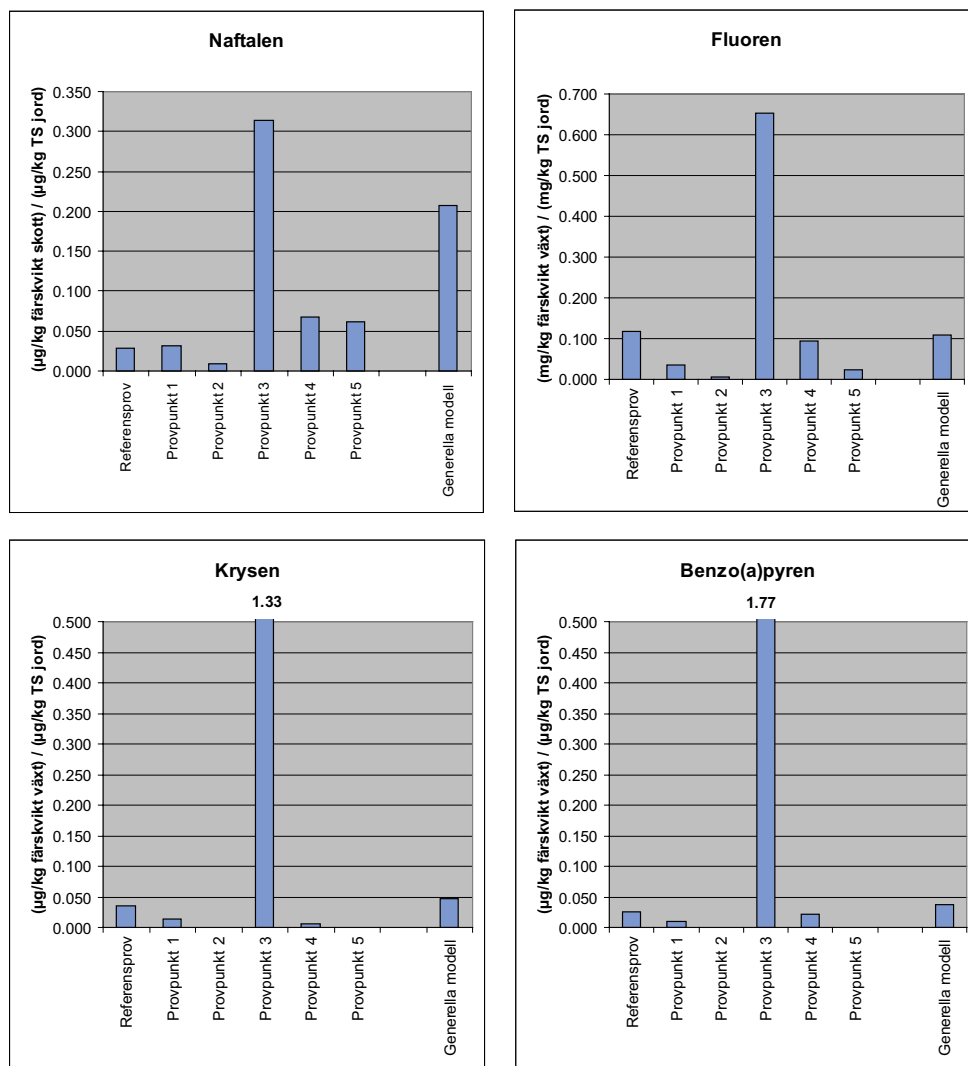
Provtagning av vegetation i fält genomfördes vid Krylbo som en del av Swecos undersökning (Sweco, 2006), där upptag av arsenik och PAH-föreningar i vegetation studerades. Vissa prov togs inom det aktuella området för detta projekt, medan andra prov (våtmarken) togs utanför vårt studieområde. Upptag av föroreningar uttrycktes som en bioupptagsfaktor, mg/kg torrsvikt i vegetationen per mg/kg TS i jord. Bioupptagsfaktorer kan jämföras med generella bioupptagsfaktorer som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Resultaten för arsenik (se figur 2.12) visar att upptag av arsenik i vissa av proverna är ganska högt jämfört med den generella modellen.

Upptag av PAH var även högt jämfört med den generella modellen i en provpunkt i våtmarken (se figur 2.13). I denna provpunkt var PAH-halterna i mark mycket höga. Upptag överskrider den generella antaganden vid större grad för tyngre PAH-föreningar än för lätta.



Figur 2.12. Växtupptagsfaktorer för arsenik, vegetation från Krylbo.



Figur 2.13. Växtupptagsfaktorer för naftalen (Koc=1000), fluoren (Koc =6000), krysen (Koc=500 000), benzo(a)pyren (Koc =660 000), provpunkter från Krylbo jämfört med generella upptagsfaktorer.

### 2.3.5.2 BIOUPPTAG UNDER LABORATORIEFÖRHÅLLANDEN

Bioupptagstester har genomförts på två växter (klöver och gräs) och maskar (se bilaga B).

Generellt var BAF-värdena för metaller högre hos vitklöver än hos gräs. BAF-värdena varierar mycket mellan jordar med samma metallhalter, dvs jordens egenskaper och föroreningens kemiska form påverkar bioupptaget. Variationen observerades inom och mellan undersökningsområdena.

Bioupptagstester med växter och jordar från Krylbo bekräftade resultaten av fältundersökningar av halter i vegetation. I vissa prov var bioupptagsfaktorn för arsenik mellan 2.5 och 3, vilket överskrider bioupptagsfaktorn i den generella riktvärdesmodellen. Detta indikerar att upptag av arsenik i växter kan vara stor, antagligen pga att arsenat tas upp av växterna på samma sätt som fosfat. Det bör noteras att bioupptagsfaktorerna i riktvärdesmodellen inte är lämpliga för uppskattning av bioupptag i flora i miljöriskbedömningar, eftersom upptagsfaktorer i riktvärdesmodellen gäller främst delar av växter som konsumeras av människor.

PAH från Krylbo-jordar togs upp i analyserbara halter i bägge testväxterna. I de växter som odlats i jordar med mycket höga PAH-halter kunde relativt höga halter PAH-föreningar påvisas även i stammarna/bladen. Detta var särskilt tydligt för vitklöver.

BAF-värdena hos maskar var generellt lägre än BAF-värdena hos växter. Upptagstester med maskar visade på ett lågt upptag av metaller för alla tre undersökningsområdena. Bioupptag i maskar verkar bero på jordens egenskaper och föroreningens kemiska form. Detta illustreras av skillnader i metallupptag i maskar i två jordprover från Centrala Mälarstranden som skiljer sig mycket med avseende på jordegenskaper.

BAF-värden för PAH hos maskar var generellt låga. Två metoder för mätning av bioupptag i maskar, användning av heljord och användning av en jord/agar blandning, har jämförts. Där det är möjligt, borde tester genomföras på heljord och inte på en jord/agar blandning, eftersom den utspädningen som sker med jord/agar blandningen kan leda till en underskattning av bioupptag.

### 2.3.5.3 UTVÄRDERING AV BIOUPPTAGSDATA

Bioupptagsdata har utvärderats i detta projekt genom att jämföra uppmätta halter i växter eller mask med en "referenshalt".

Referenshalterna är framtagna med hänsyn till konsumtion av maskar eller växter som föda i växtätande respektive mask- och insektätande djur.

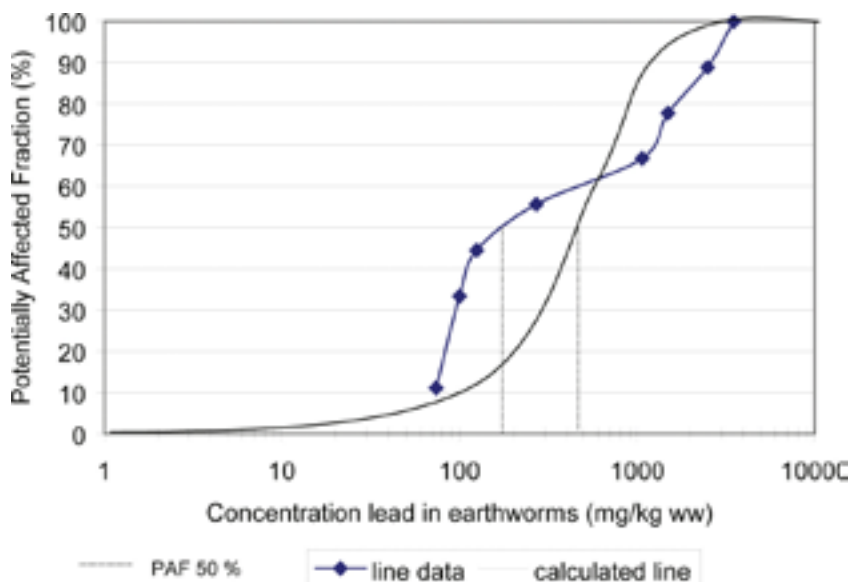
Referenshalterna har beräknats utifrån toxikologiska referensvärden (TRV) och det uppskattade dagliga intaget av föda från USEPA (2005 och 2007) samt CCME (1999 och 2007). TRV är intaget i mg förorening/kg kroppsvikt och dag över vilka skadliga effekter på djuren kan förekomma. Från dessa data kan en referenshalt i födan beräknas som motsvarar TRV. För att beräkna referenshalterna i denna rapport antas hela djurens diet bestå av våra testorganismer. Ingen hänsyn tas till intag av jord.

Uppmätta halter i växter eller maskar har jämförts med referenshalter på samma sätt som totalhalter i jord jämförs med riktvärden för jord, se avsnitt 2.3.1. Kombinerade risker (för djur som äter maskar och växter) har även beräknats för PAH-föreningar enligt avsnitt 2.3.1.4. Tabell 2.6 visar resultaten, där halterna arsenik och PAH-föreningar i växter och maskar uttrycks relativt referenshalter på en skala 0-1.

**Tabell 2.6. Utvärdering av föroreningshalterna i testorganismer från upptagstester med jordprov från Krylbo.**

	E44	E58	F64	G69	K56	L60	L68	M50	N43	O50
As växt				0.52		0.84	0.88	0.85	0.16	
As mask			0.46	0.36	0.79	0.71	0.55	0.20	0.17	
PAH växt		0.98			0.96	0.93		0.97	0.67	
PAH mask	1.00	1.00			1.00	1.00		1.00	0.99	1.00

För att visa antalet djurarter som skulle påverkas genom konsumtion av växter eller maskar som har tagit upp föroreningar, kan data från upptagstester även utvärderas genom att beräkna PAF-värdet för växt- eller maskätande organismer om en artkänslighetsfördelning är tillgänglig. Denna metod har använts av Bioclear för vissa metaller och jordprover från Mälarstranden som använts i bioupptagstester. Ett exempel av en artkänslighetsfördelning (för bly och maskar) visas i figur 2.14.



Figur 2.14. Artkänslighetsfördelning för maskätande djur, från litteratur data. (Figuren från Bioclear rapport till MUAB, 2007).

Artkänslighetsfördelningar är inte tillgängliga för alla föroreningar ännu, men en sammanställning av data för framtagning av artkänslighetsfördelningar är på gång i Nederländerna (uppgift från Hendriks 2008). Utvärdering med PAF-värdena kunde genomföras endast för bly, zink och kadmium i Bioclears undersökning.



## 2.4 Ekotoxtester

Resultaten av ekotoxtesterna som genomfördes i detta projekt redovisas i bilaga B. I detta avsnitt ges exempel på resultaten och deras utvärdering och ett antal samband mellan olika testparametrar och mellan testparametrar och föroreningshalter. Oftast visar linjära samband den bästa anpassningen till datapunkterna men ibland visar andra samband bättre anpassning.

### 2.4.1 Ekotoxtester på grundvatten

Ekotoxikologiska tester har genomförts på grundvatten. Tester på grundvatten från fyra grundvattenrör vid Mälarstranden genomfördes som en del av Bioclears undersökning för MUAB. Testerna som genomfördes var:

- Microtox test (ISO 11348-3) som är en akut test med bakterier och som är känslig för metaller.
- En kronisk test på tillväxt och reproduktion av vattenloppan *Daphnia magna* (ISO 8692).
- En kronisk test på tillväxt av en alg, *Pseudokirchneriella subcapitata* (baserat på ISO 10706-2000 och OECD 211-1998).

Resultaten visas i tabell 2.7. Microtox tester visade samma påverkan i alla grundvattenrör, trots olika föroreningshalter. Detta visar att resultaten inte är relaterade till föroreningshalter och att Microtox-testet är känslig för andra ämnen eller förhållanden i grundvatten utöver föroreningshalter. Oxidering av mangan och järn i grundvatteproverna kan orsaka denna effekt.

Resultaten från kroniska tester på *Daphnia* visade att grundvattenrör KAGV09, som hade höga föroreningshalter, visade en toxisk effekt i alla testparametrar. En testparameter (NOEC-värdet) från algtestet visade påverkan i de tre grundvattenrören med måttliga eller höga föroreningshalter.

Tabell 2.7. Resultaten av ekotoxtester på grundvatten (uttryckt som utspädning av grundvattenprovet i volym % prov).

Grundvattenrör	KAGV02	KAGV04	KAGV09	TA008
Föroreningshalter	måttliga	låga	höga	måttliga
<b>Microtox</b>				
EC <sub>20</sub>	> 45	> 45	> 45	> 45
EC <sub>50</sub>	> 45	> 45	> 45	> 45
<b>Daphnia magna</b>				
LC <sub>50</sub> mortality	> 100	> 100	66	> 100
NOEC mortality	100	100	32	100
EC <sub>50</sub> reproduction	> 100	>100	63,9	> 100
NOEC reproduction	100	32	32	100
<b>Pseudokirchneriella subcapitata</b>				
EC <sub>50</sub> growth	> 100	> 100	> 100	> 100
NOEC growth	100	25	25	50

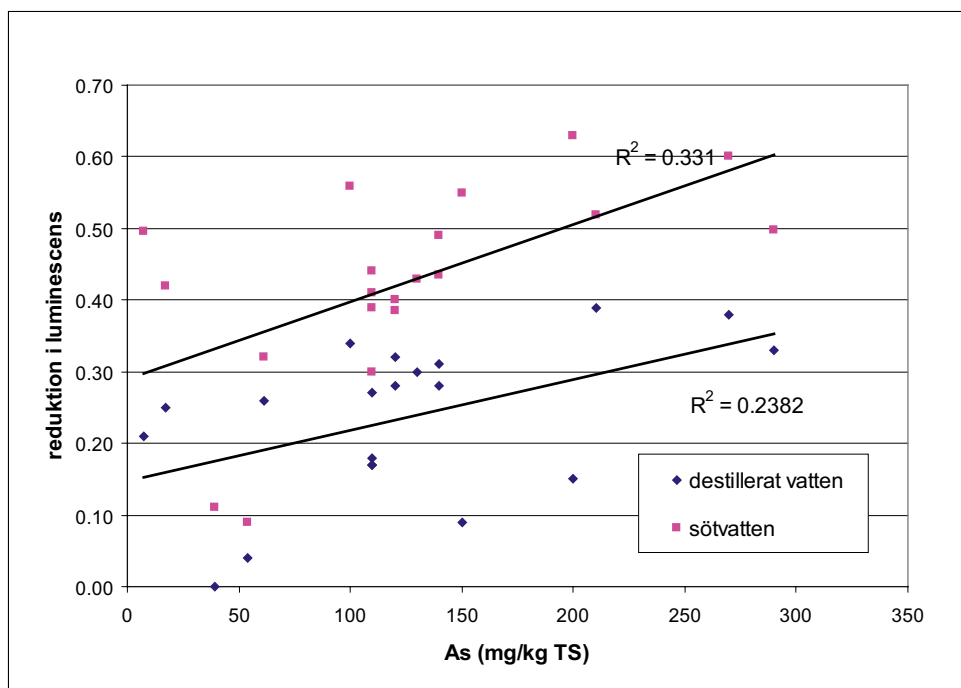
Grundvatten från Björkå testades inom detta projekt med en akuttoxicitets-test med kräftdjuret *Nitocra spinipes*. Grundvatten testades i 50 % och 100 % blandning. En svag effekt (5 döda djur av 21) visades i 100% grundvatten i grundvattenrör G2, Ingen dödlighet kunde påvisas för de två andra grundvatten (G1 och G11). Grundvattenrör G2 hade högre halter av vissa föroreningar (bly, bor, kobolt, molybden, strontium) än de andra två grundvattenprov. Även halterna antimon och arsenik var höga i detta prov, men inte högre än i prov G11.

#### 2.4.2 Ekotoxtester på jord

Ett samband med totalhalten av enskilda föroreningar i jord och resultaten av ekotoxtester kunde påvisas för vissa tester och föroreningar, men för kombinationer av tester och föroreningar var sambandet mycket svagare. Några exempel av sambandet med enskilda föroreningshalter visas nedan.

##### 2.4.2.1 ROTAS TESTER

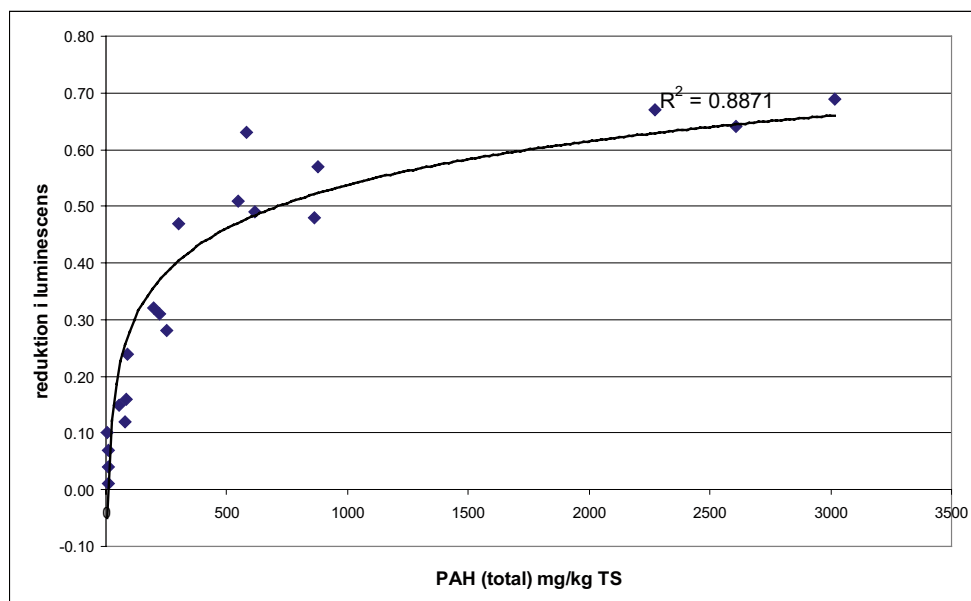
ROTAS testerna på jordprov från Krylbo beskrivs i detalj i Thulé (2008). ROTAS tester genomfördes på två vattenextrakt av jordproverna, extrakt med destillerat vatten och med ett konstgjort sötvatten. Det fanns en signifikant korrelation mellan reduktion av luminescens och totalarsenikhalt i jord med båda extrakt (se figur 2.15).



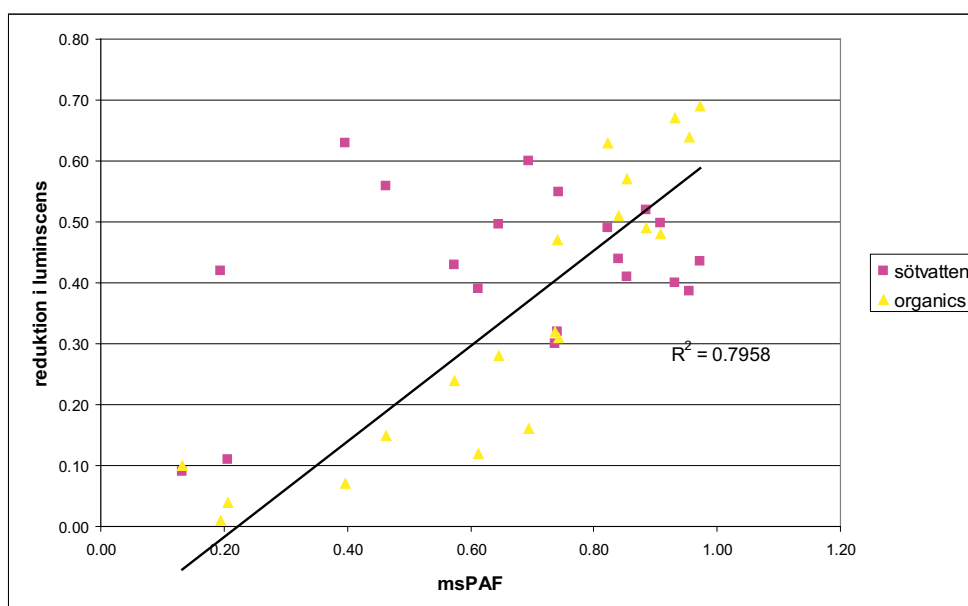
Figur 2.15. As- halt jord och ROTAS resultat (vid 30 minuter) med vatten extrakter. Data från Thulé (2008).

Ingen korrelation visades med vattenextrakt och PAH-halterna i jord. Däremot fanns ett samband mellan PAH-halt i jord och reduktion av luminescens när ett 100% metanol extrakt testades, se figur 2.16. Liknande korrelationer visades för total PAH-halten, samt för de tre olika PAH-fraktioner.

Ett samband mellan ROTAS resultaten och msPAF-värdena visades för organiska extrakt men inte för vattenextrakt, se figur 2.17. Detta beror förmodligen på att msPAF-värdena domineras av PAH-föreningar i Krylbo proverna.



Figur 2.16. Samband mellan PAH<sub>tot</sub>-halt och ROTAS (metanol extrakt). Data från Thulé, (2008).



Figur 2.17. Samband mellan msPAF och ROTAS resultat (reduktion i luminescens relativt kontroll) med olika extrakter. Korrelationskoefficienten gäller extraktion för organiska föreningar. Data från Thulé, (2008).

Det är inte klart hur relevanta ROTAS tester på 100% metanol extrakt är till toxicitet av organiska föroreningar under fältförhållanden. Det är sannolikt att 100 % metanolextrakt överskattar toxicitet i fält eftersom extraktionen överskattar den biotillgängliga fraktionen.

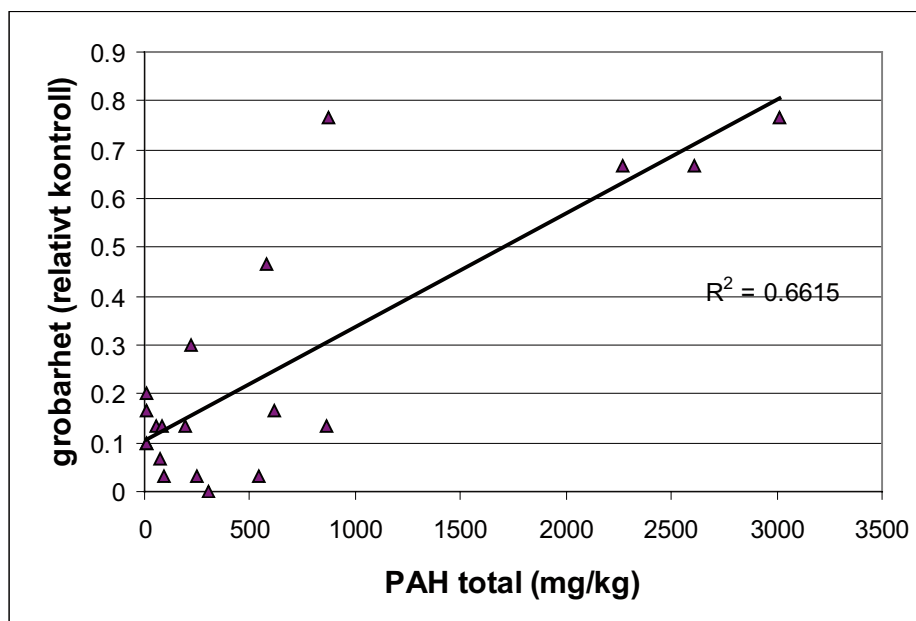
#### 2.4.2.2 EKOTOXTESTER PÅ DJUR OCH VÄXTER

Ekotoxtester har genomfört på heljord med tre växter (gräs, klöver och rädisor) samt på maskar (*Enchytraeus crypticus*). Flera test-endpoints har använts i samma test.

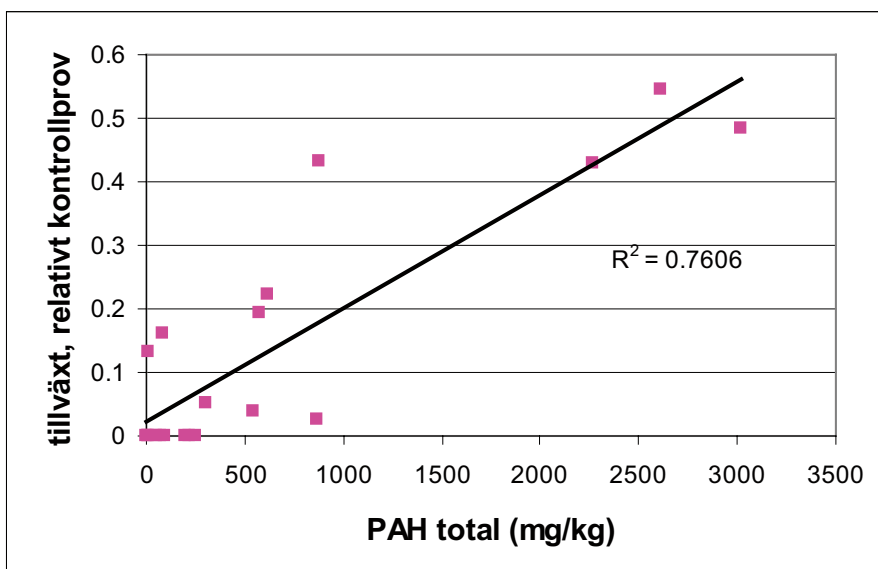
De olika testorganismerna ger inte samma svar för alla jordar. Även olika endpoints i samma test kan visa varierande känslighet för olika föroreningar. Det är därför inte lämpligt med en enstaka tst utan ett batteri av testorganismer och test-typer behövs för att få en så fullständig bild som möjligt av toxiciteten.

Detta illustreras genom att titta på korrelationer mellan föroreningshalter i jord och resultaten från tester med jord från Krylbo. Ett samband för arsenik visades för vissa testendpoints och ett samband för PAH-föreningar visades i andra testendpoints, men det finns få tillfällen där ett starkt samband visas för båda föroreningarna.

Grobarheten och tillväxt av växterna som testades visade inga eller svaga korrelationer med arsenikhalterna. Detta kan bero på att växterna är ganska okänsliga för arsenik, men kan också bero på att toxiska effekter som observerades orsakades av PAH-föreningar i jordarna. Grobarheten av klöver visade ett samband med PAH-halterna i jordarna (se figur 2.18), och data för tillväxt av båda växter indikerar påverkan av PAH-föreningar (se figur 2.19, dock i många fall är korrelationerna svaga.

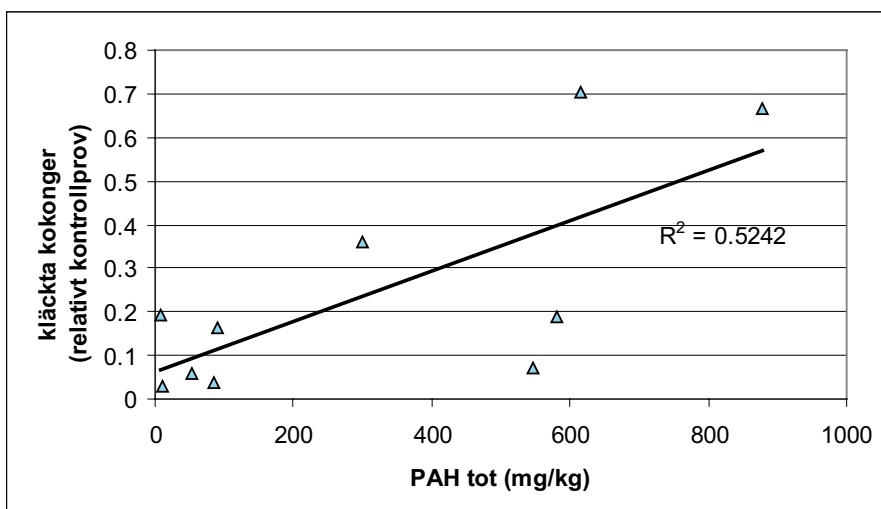


Figur 2.18. Korrelation mellan grobarheten i klöver (uttryckt relativt kontrollprov) och total PAH-halter i jordprover från Krylbo.

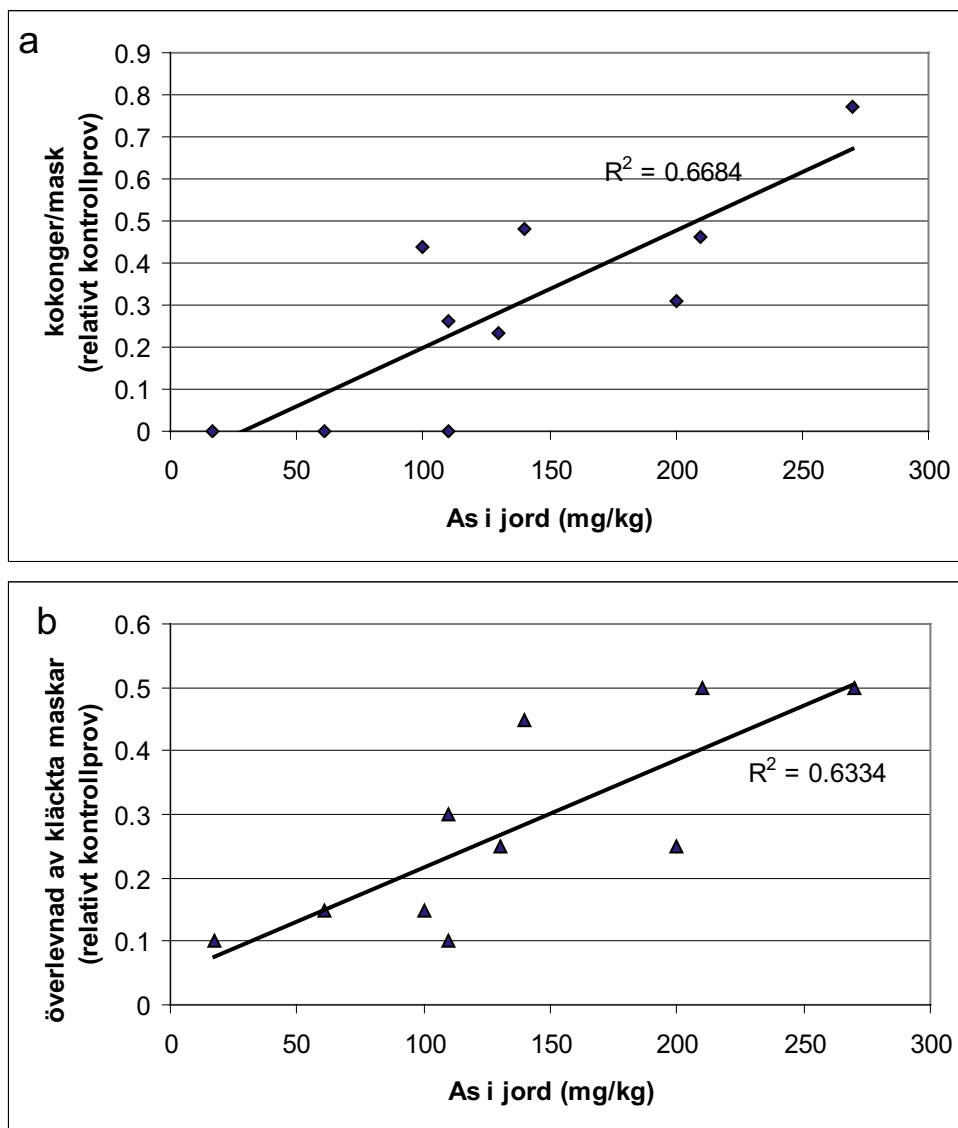


Figur 2.19. Korrelation mellan tillväxt i grässkott (uttryckt som reduktion relativt kontrollprov) och totalhalter i jordprover från Krylbo.

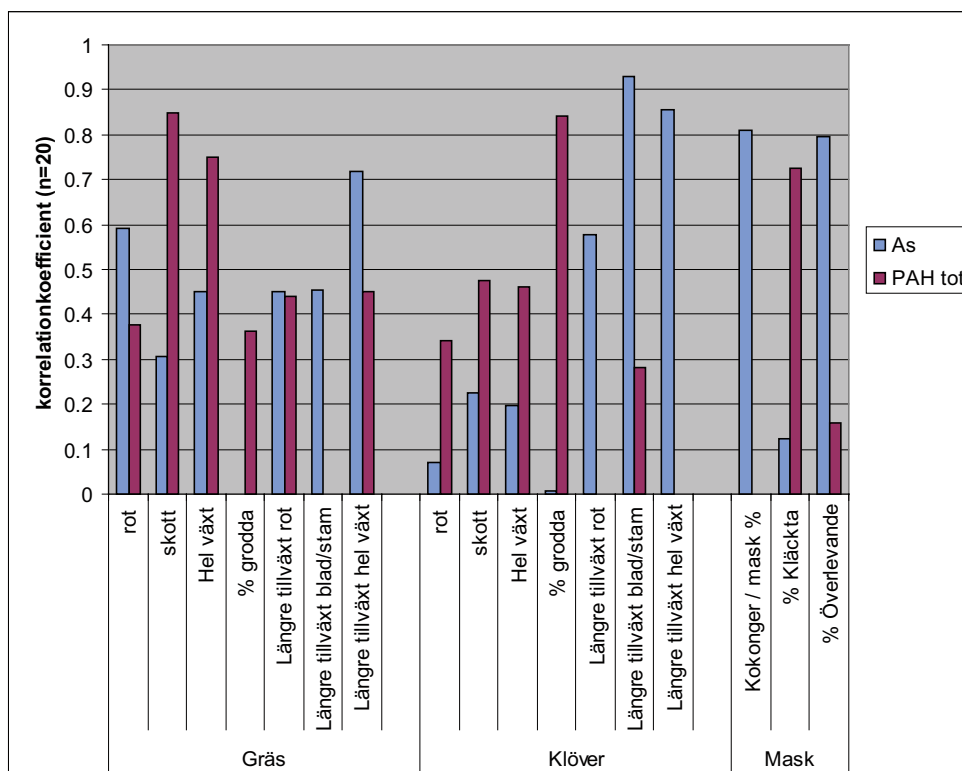
Testerna med maskar i jordar visar en svag korrelation mellan totalhalten PAH i jorden och % kläckta kokonger (se figur 2.20). Ingen korrelation visades mellan totalhalten PAH i jordarna och andra endpoints. Däremot fanns en korrelation mellan totalhalterna As i jordarna och antalet lagda kokonger samt för dödlighet av maskar (se figur 2.21 a och b), men inte för % kläckta kokonger. Detta visar att det är viktigt att ta med flera testparametrar inom samma test i en riskbedömning, eftersom olika parametrar är känsliga för olika föroreningar. Linjära korrelationskoefficienter för sambanden mellan föroreningshalter (arsenik och total PAH) för alla testparametrar från växt- och djurtesterna (Krylbo data) visas i figur 2.22. Figuren bekräftar att ett antal tester och test parametrar behövs för en komplett riskbedömning.



Figur 2.20. Korrelation mellan halten 16-PAH i jordprov från Krylbo och kläckta kokonger från tester med *E. crypticus*.



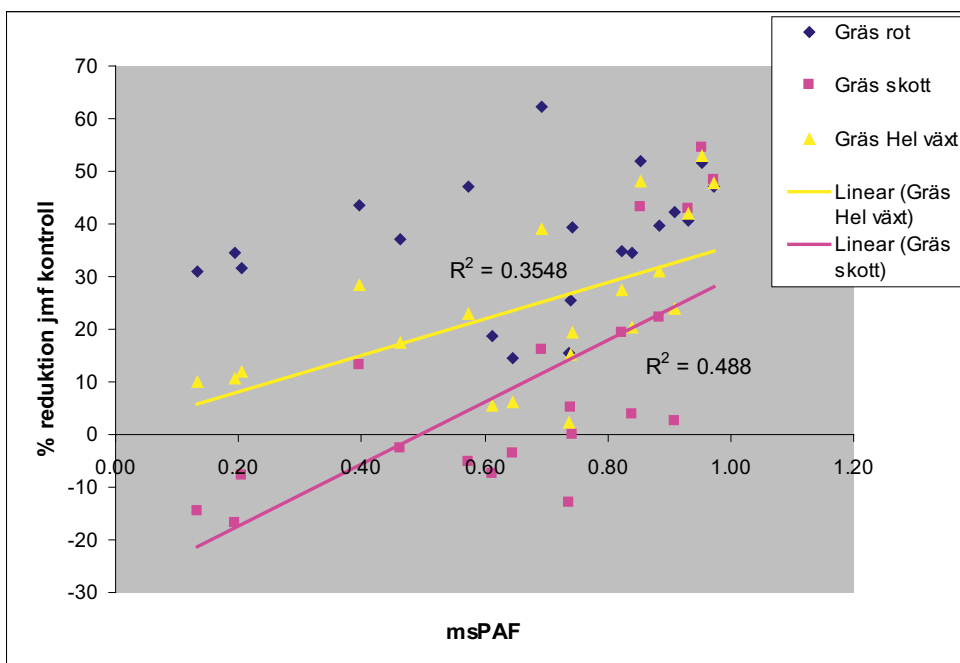
Figur 2.21. Korrelation mellan total As-halten i jordprover från Krylbo och (a) antal kokonger per mask (*E. crypticus*) samt (b) överlevande kläckta maskar.



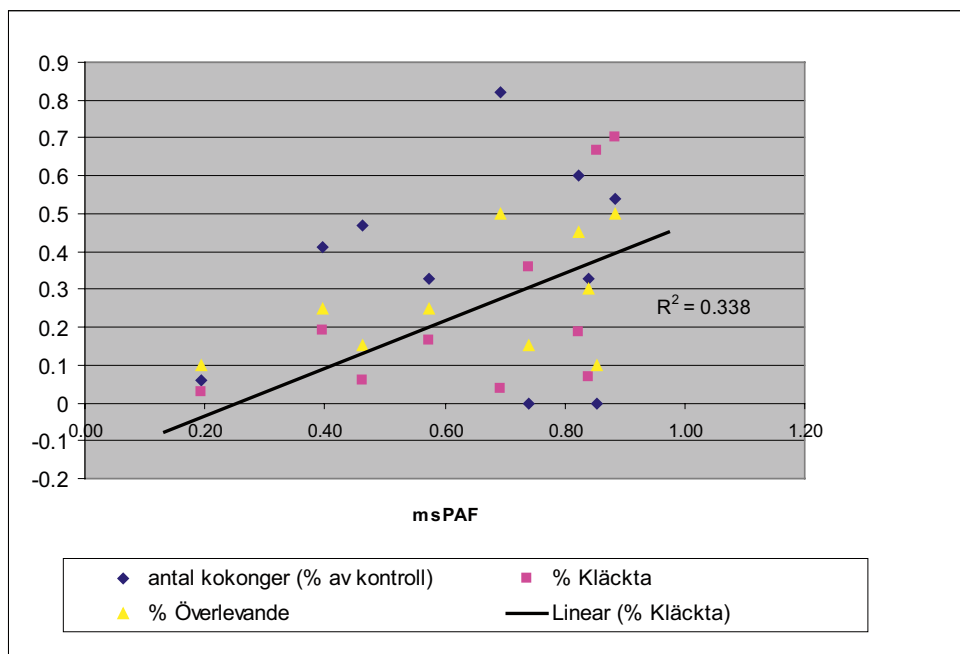
Figur 2.22. Linjära korrelationskoefficienter för sambanden mellan arsenik och total PAH i jord (mg/kg TS) och testparametrar från tester med djur och växter.

Ekotoxtester representerar den kombinerade toxicitet av alla föroreningar som finns i ett prov, och deras resultat kan då jämföras med de kombinerade riskvärdena som beräknas från kemiska halter av föroreningarna.

För Krylboproverna visades generellt ganska svaga korrelationer för de flesta tester, med  $R^2$ -värden som ligger under 0.5. Detta kan bero på att tester och testparametrar generellt visade korrelation med endast ett ämne eller en grupp föroreningar. Däremot fanns en tendens till dos-respons samband för grästillsväxt och maskreproduktion (se figur 2.23 och 2.24). För klöver fanns en klar respons för grobarhet när msPAF överskrider ca 0.7 (se figur 2.25).

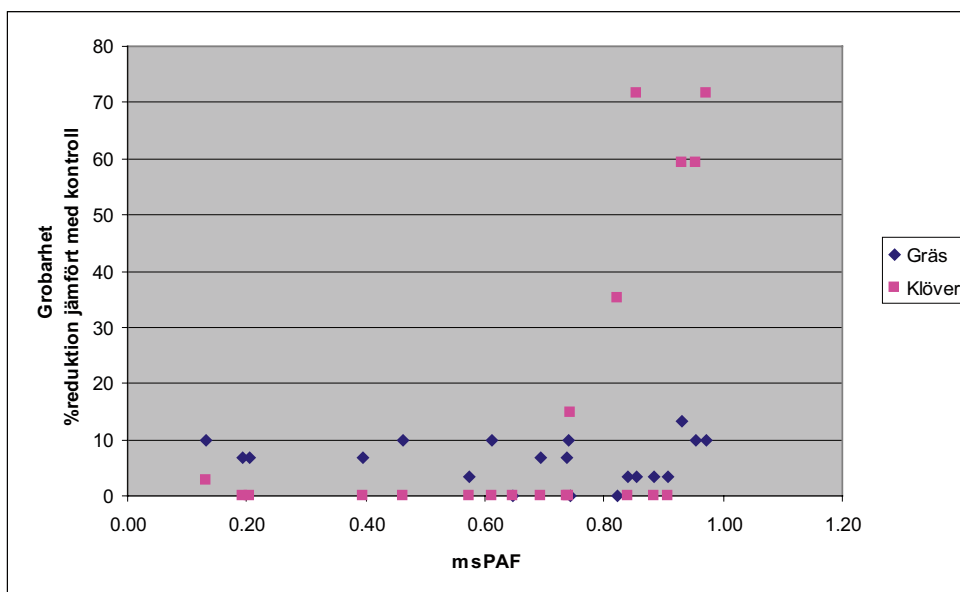


Figur 2.23. Korrelation mellan msPAF och grästillsväxt (5 dagar).



Figur 2.24. Korrelation mellan msPAF och mätparametrar för maskar (*E. crypticus*).





Figur 2.25. Korrelation mellan msPAF och grobarhet i klöver och gräs.

### 2.4.2.3 UTVÄRDERING AV EKOTOXTESTER

Resultaten av alla ekotoxtester har uttryckts relativt kontrollprov eller prover, vanligtvis uttrycks den toxiska effekten som % reduktion (t.ex. av tillväxt, antal kokonger, luminescens) jämfört med kontrollen.

Ett antal klassningssystem finns för klassning av toxiska effekter enligt % påverkan relativt kontroll prov. I denna rapport har följande klassning använts:

	Reduktion jämfört med kontroll
ingen eller mycket låg effekt	0-0.2
låg effekt	0.2-0.5
hög effekt	0.5-0.75
mycket hög effekt	0.75-1.0

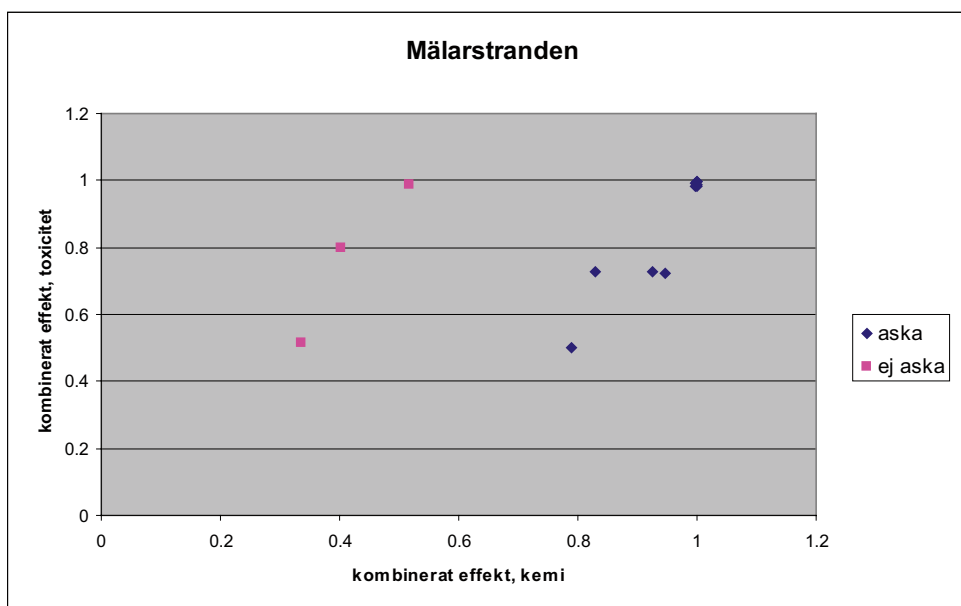
Ett kombinerat värde för toxicitet kan beräknas från resultaten av alla toxicitetstester. Enligt en metod som beskrivs i rapporten från Liberation projektet (Jensen och Mesman, 2006) kan resultat från olika toxicitetstester kombineras genom att de enskilda resultaten först skalas enligt följande två steg.

$$\text{Steg 1} = \frac{100 - \text{Testresultat} (\%)}{100}$$

$$\text{Skalat värde} = \frac{\text{Steg 1} - \text{Ref}}{1 - \text{Ref}}$$

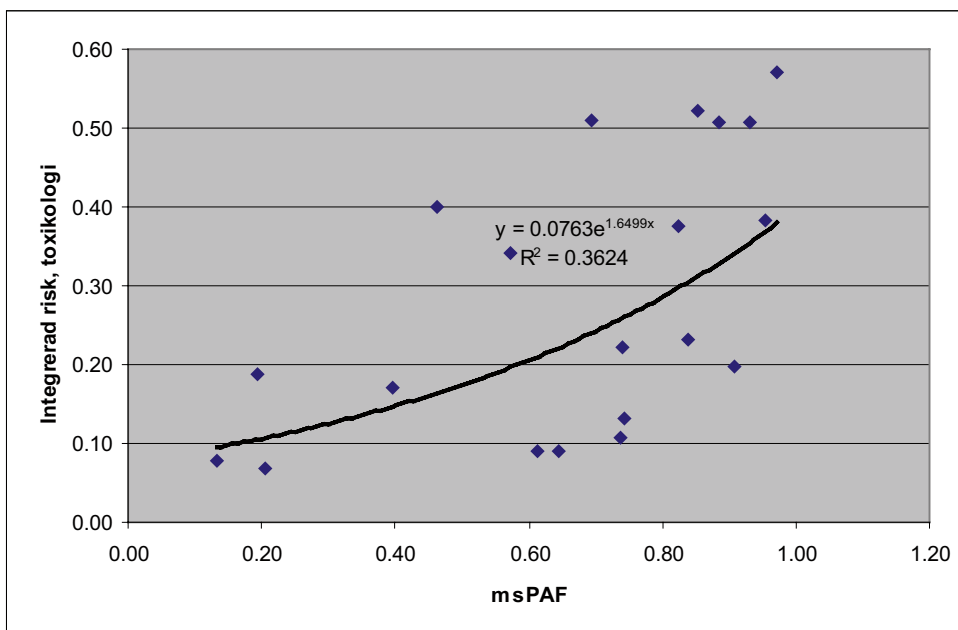
I första steget subtraheras testresultatet, angivet i procent, från 100 och divideras med 100. Därefter skalas differensen mellan det erhållna resultatet från steg 1 och referensen (t.ex. referensprov eller kontroll). De skalade värdena kombineras genom att de integreras med den sk response addition model, som beskrivs enligt avsnitt 2.3.

Integrerade resultat från ekotoxtester (kombinerad effekt) kan jämföras med kombinerad risk som beräknas utifrån data från kemiska analyser. För Mälarstranden, observerades två starka korrelationer för två olika typer av material, aska och övriga fyllnadsmaterial (dock är antalet prov mycket liten), se figur 2.26. De två korrelationerna visar att relationen mellan toxicitet som visas i ekotoxtester och den kombinerade risken utifrån kemiska analyser är olika för de två aktuella materialtyperna. Toxiska effekter förekommer i övriga fyllnadsmaterial vid lägre kombinerade föroreningshalter än i askmaterial, dvs vid samma föroreningshalter är askan mindre toxisk än övriga fyllnadsmaterial. Detta kan bero på att höga pH-värden i askan påverkar rörligheten och biotillgängligheten av de toxiska föroreningarna. Detta bekräftas delvis av ekotoxtesterna som genomfördes med aska efter pH-justering till neutrala förhållanden (se bilaga B), där toxiska effekterna ökade jämfört med aska med högt pH.



Figur 2.26. Korrelation mellan kombinerad risk beräknat med kemidata och kombinerat effekt beräknat från toxicitetsdata, Mälarstranden.

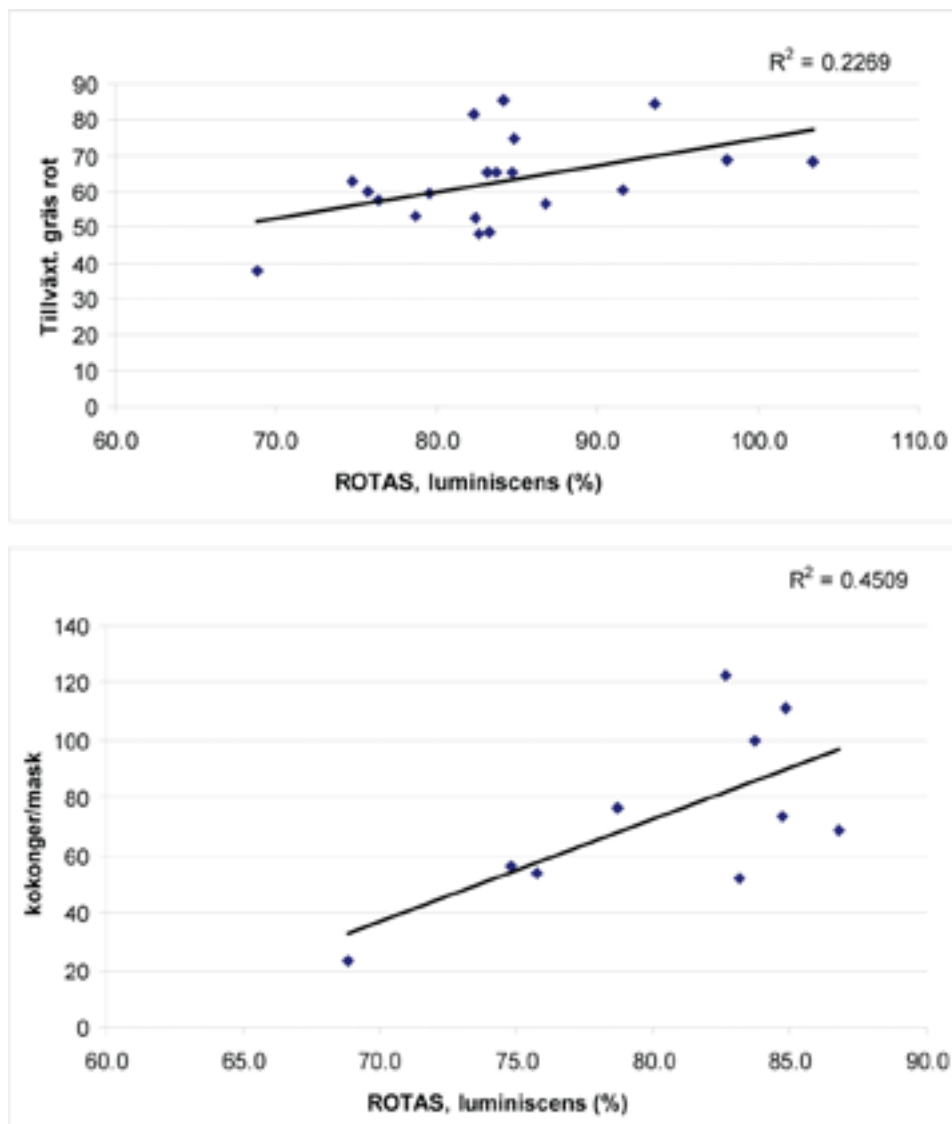
Jämförelse av msPAF-värdena för Krylbo och kombinerade toxicitetsdata visar även en korrelation, se figur 2.27. Korrelationen är svagare för Krylbodata, men detta förväntades eftersom Krylboproverna var mycket variabla i sammansättning och föroreningshalt, och variation mellan delproverna som används i de olika tester och analys kan ha varit stor.



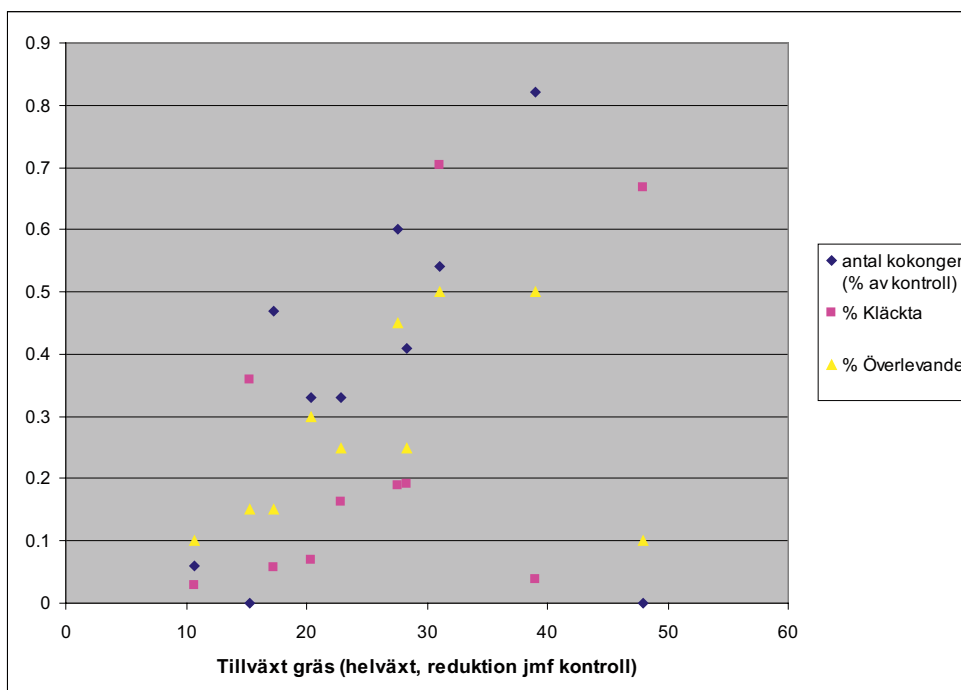
Figur 2.27. Korrelation mellan mPAF-värdet och kombinerad effekt beräknat från toxicitetsdata, Krylbo.

#### 2.4.2.4 DISKUSSION OM TILLÄMPNING AV EKOTOXTESTER

Korrelationer mellan de olika typerna av ekotoxtester bekräftar att testresultaten visar respons till samma förhållanden. Ett exempel är sambandet mellan resultaten av ROTAS tester (vattenextraktioner) och tester med växter och mask, där korrelationer har påvisats för vissa testparametrar (se figur 2.28). Ett annat exempel är korrelationen mellan grästillsväxt och testparametrar från maskreproduktionstestet (se figur 2.29).



Figur 2.28. Korrelation mellan resultaten av ROTAS test med destillerat vatten och tester med växter och maskar. A) tillväxt av gräsrotter. B) antal kokonger/mask.

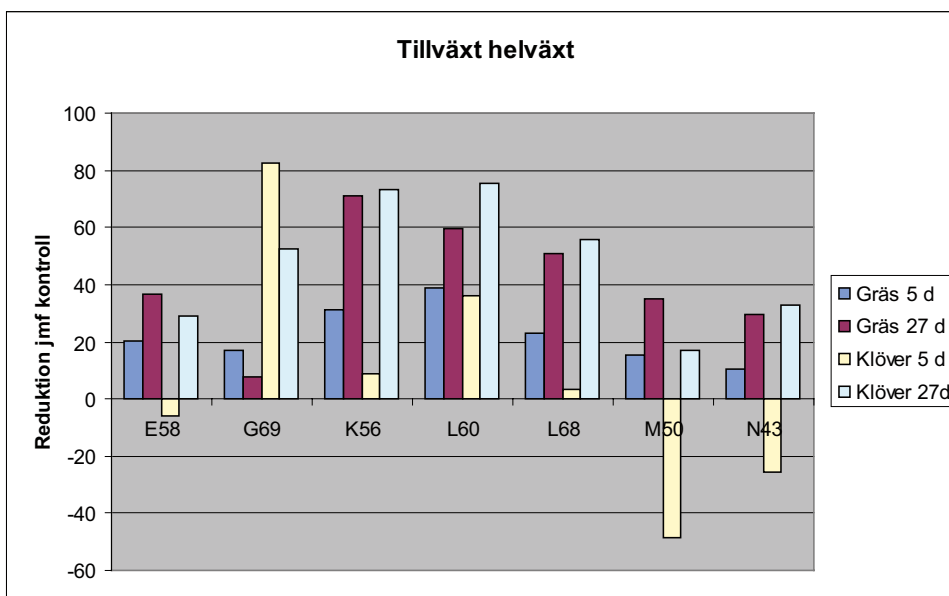


Figur 2.29. Korrelation mellan grästillsväxt och olika testparametrar från maskreproduktionstest.

I projektet har en jämförelse genomförts mellan korttidstester med maskar och tester som genomförs över en längre tidsperiod. Med jordprover från Björkå visades inga akuttoxiska effekter (se bilaga B). Däremot fanns en effekt på reproduktion för vissa jordprov. Jämförelsen visade att med maskar är det viktigt att genomföra tester över en längre period för att fastställa en jords toxicitet. Korta akutttester kan ge missvisande resultat.

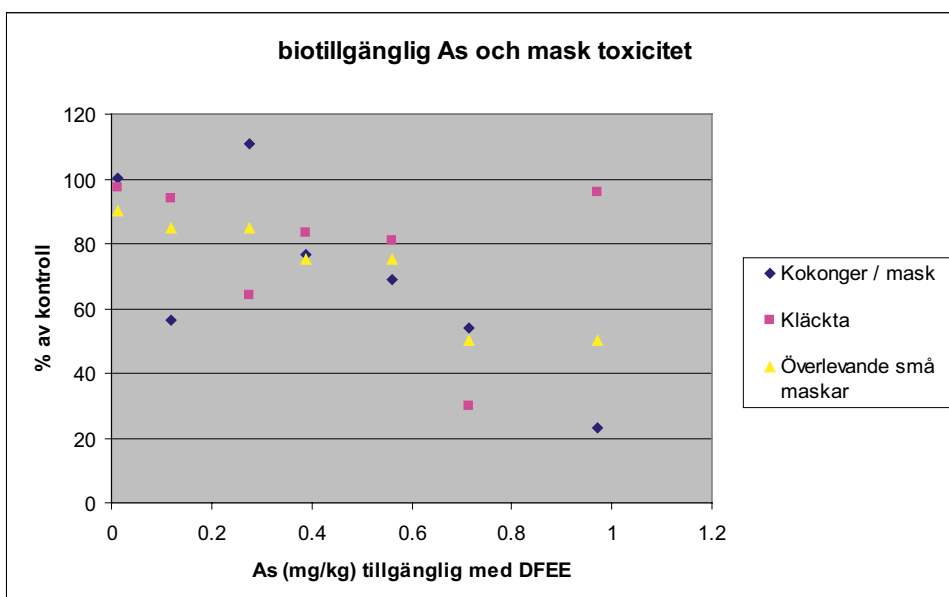
Den observerade påverkan på tillväxt av växter som observerades vid olika tidpunkter är svåra att jämföra (se figur 2.30). Resultaten från tillväxttester gäller tillväxt över 5 dagar och resultaten från bioupptagstesterna i växter gäller tillväxt över 27 dagar. Den effekt som visas efter de korta testerna är en akut påverkan på tillväxten. De längre testerna visar en effekt efter en längre tids tillväxt då växterna hunnit ta upp och eventuellt ackumulerat de giftiga ämnena från jordarna.

Resultaten från toxicitetstester kan även jämföras med resultaten av biotillgänglighetstester, för att se om toxiciteten är beroende på den biotillgängliga fraktionen av föroreningarna. Samband mellan den biotillgängliga (DFEE) fraktionen arsenik och resultaten från reproduktionstester i mask visas i figur 2.31. En minskad antal kokonger per mask och färre överlevande kläckta



Figur 2.30. Jämförelse av reduktion i tillväxt (helväxt) jämfört med kontrolljord, gräs och klöver, efter 5 dagar och 27 dagar.

maskar indikeras med ökande halt av biotillgänglig arsenik. Ett samband mellan den biotillgängliga halten av total PAH och testparametrar från tester med klöver (5 d) även indikeras. Eftersom biotillgänglighetstester genomfördes på endast ett fåtal prover är det omöjligt att se om sambandet mellan toxiska effekter och tillgängliga föroreningshalter är starkare än sambandet mellan toxiska effekter och total föroreningshalter.



Figur 2.31. Samband mellan biotillgänglig As med DFEE test och parametrar från reproduktionstest i mask.

## 2.5 Ekologiska undersökningar

De ekologiska undersökningar som genomfördes i Björkå, Mälarstranden och Krylbo bestod främst av studier av markens kol- och kväveomsättning samt av markfauna. Studierna redovisas i detalj i Bilaga C. Även studier av det markmikrobiologiska samhället redovisas i Bilaga C. Studier av kväveomsättning och nematoder gjordes även av Bioclear på prover från Mälarstranden.

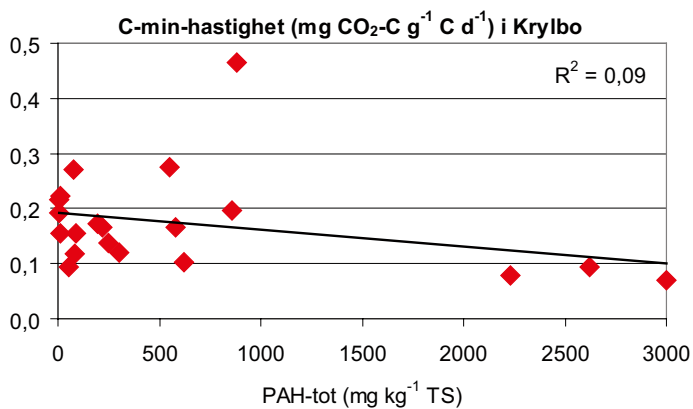
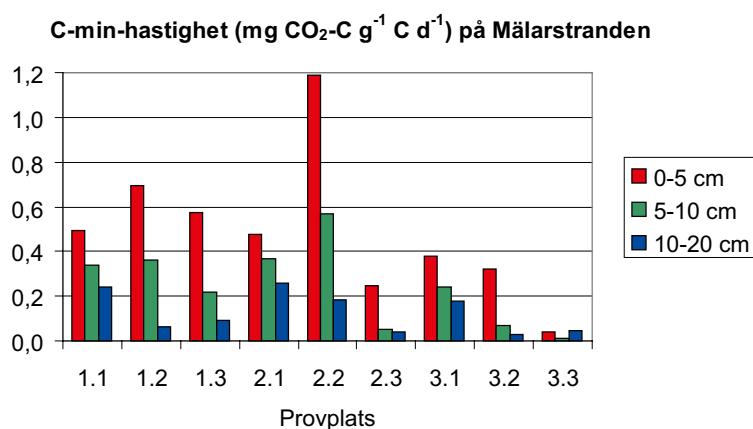
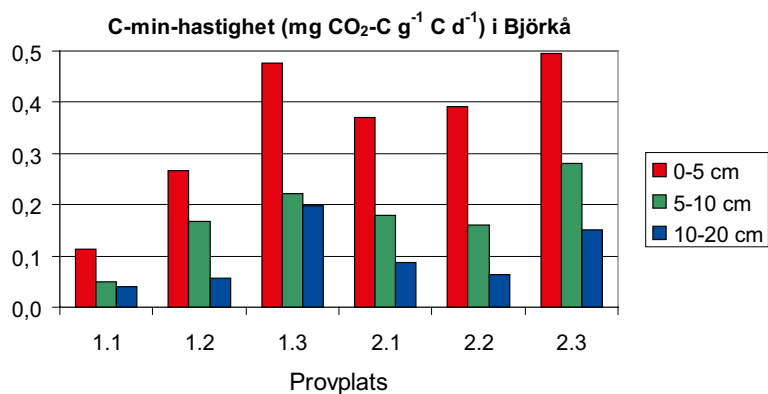
### 2.5.1 Markprocesser

Basrespiration (C-mineralisering) bestämdes på laboratoriet vid aerob  $\text{CO}_2$ -produktion vid  $15^\circ\text{C}$  och optimal fuktighet. Nettomineralisering av N och nettonitrifikation bestämdes på prov från Björkå och Mälarstranden. Vidare bestämdes kol- och kväveförrådet ner till 20 cm djup (i Krylbo bara till 10 cm djup). Genom att kombinera laboratoriestudier med fältskattningar av kol och kväve och uppgifter om marktemperatur och markfuktighet (månadsgenomsnitt) kunde den årliga kol- och (netto)kvävemineraliseringen beräknas.

Den skattade C-mineraliseringshastigheten uttryckt som  $\text{CO}_2$ -avgivning per g C illustreras i figur 2.32 för Björkå, Mälarstranden och Krylbo. C-mineraliseringshastigheten minskade i de flesta fall med ökande markdjup i Björkå och Mälarstranden, något som har med minskande substratkvalitet och inte giftverkan att göra. Man kan även misstänka att kolkvaliteten gjorde att plats 2.2 hade hög (förna) och 3.3 hade låg (kolaska) C-mineraliseringshastighet i Mälarstrandsområdet. Nedsatt C-mineraliseringshastighet till följd av toxiska substanser kan misstänkas i Björkå 1.1 och på många platser i Krylbo. I Krylbo verkade dock en måttlig mängd kreosot/PAH kunna bidra till en förhöjd  $\text{CO}_2$ -avgivning. En slutsats är därför att C-mineralisering som ensamt mått inte kan ge en entydig bild av föroreningsgraden.

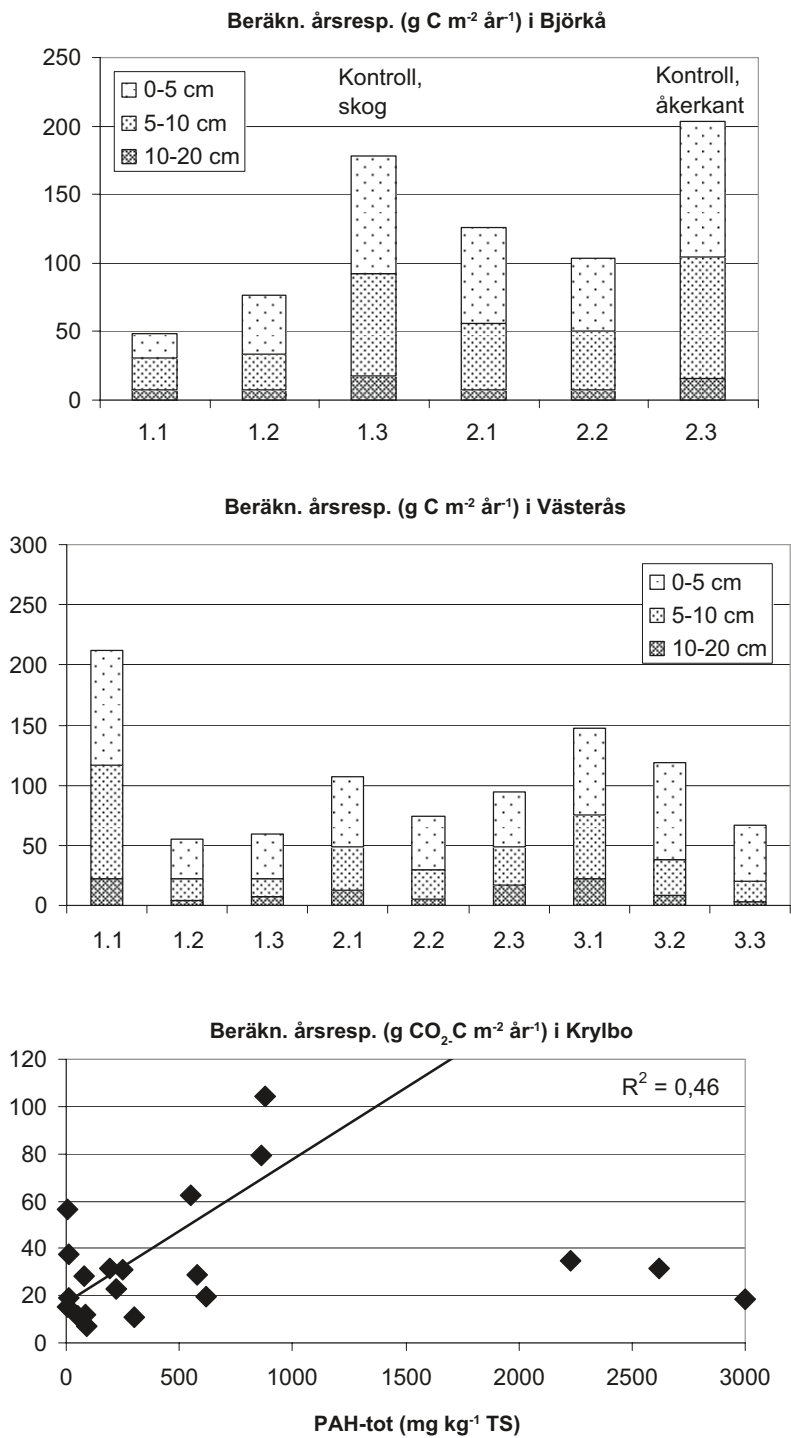
Den skattade årsrespirationen uttryckt som g  $\text{CO}_2$ -C per ytenhet var relativt hög på kontrolytorna i Björkå och på Mälarstranden och låg på samtliga ytor i Krylbo, där jordtäcknet nästan enbart bestod av sand (Figur 2.33). Hög årsrespiration kan förklaras med en kombination av god tillgång på organisk substans och begränsad giftverkan på den mikrobiella aktiviteten.

Markens netto-N-mineralisering och nettonitrifikation var i hög grad beroende av markens C/N-kvot, som är ett mått på kvävetillgängligheten. Nettonitrifikationen är vidare positivt beroende av pH-värdet. Inget av dessa aktivitetsmått var särskilt användbara för att identifiera toxiska miljöer.



Figur 2.32. C-mineraliseringshastigheter per g C i olika markskikt i Björkå, Mälarstranden och Krylbo vid 15°C inkubation. Provplatserna 1.3 och 2.3 i Björkå och 1.1, 2.1 och 3.1 på Mälarstranden var kontrolltytor med låg föroreningsgrad. I Krylbo (markprover ner till 10 cm djup) fungerade provplatser med låga PAH- och As-halter som referensytor.





Figur 2.33. Beräknad heterotrof årsrespiration i Björkå, Mälarstranden och Krylbo på samma provplatser som i Figur 2.32.

## 2.5.2 Markdjur

Markdjur studerades i alla tre testområdena. Utdrivna markdjur räknades och artbestämdes så långt bestämmningslitteraturen tillät. Djurens biomassa beräknades med hjälp av litteraturuppgifter om medelvikter för olika arter. Djuren klassificerades även i grova funktionella grupper och relationerna mellan de olika funktionella grupperna analyserades. Kompletterande undersökningar gjordes på myror i Västerås. Botäthet för små arter och aktivitet för de stora arterna bestämdes. Det verkade dock inte finnas något samband mellan myror och föroreningsgrad.

Småringmaskar kan förekomma i många terrestra miljöer och olika arter har olika miljökrav. Till skillnad från Björkå och Krylbo, där det fanns ett samband mellan förorenade platser och låga art- och individantal, fanns ingen tydlig behandlingseffekt på vare sig art- eller individantal i Västerås. Slutsatsen från Björkå att låg artrikedomen hos småringmaskar kan vara en indikator på föroreningar tycktes inte stämma för Västerås, där högst artantal uppmättes på de starkt förorenade provpunkterna 1.3 (organiska föroreningar) och 3.3 (kolaska med vanadin).

Hoppstjärter (collemboler) har olika miljöpreferenser men förefaller vara generalister i fråga om födoval. Responsen på förorening var otydlig, och gruppens värde som indikator på förändringar var lågt.

Pansarkvalster (oribatider) är en artrik grupp med olika miljökrav för olika arter. Artrikedomen bland oribatidkvalster var hög i kontrolllytorna i Västerås men inte exceptionellt hög i Björkå. Särskilt sällsynta pansarkvalsterarter försvann från de förorenade ytorna.

Daggmaskar gynnas av högt pH, men de behöver även förna (epigeiska och vertikalkrypande maskar) och finkornig jord att krypa i (endogeiska maskar). Sådana förutsättningar fanns bara på vissa provplatser i Västerås (främst i kontrollytorna) och Björkå (några förorenade ytor). Därför kan skillnaderna i daggmaskantal mellan olika ytor förklaras av en effekt av lämplig/olämplig miljö och inte av känslighet för föroreningar.

Bland markdjursvariablerna verkade småringmaskar (artantal), pansarkvalster (sällsynta arter), rovkvalster (individantal, artantal undersöktes ej), summa mikrobi-detritivorer, summa predatorer och proportionen mellan funktionella grupper ge mest information om en miljöstörning.

Nematoder kan vara lämpliga organismer för studie av miljöstörningar, eftersom nematoder vanligtvis förekommer i alla jordar, även där få andra markdjur finns, och nematoder är känsliga för vissa föroreningar, bl a tungmetaller. Dessutom har kriterier för utvärdering av nematodsamhället tagits fram, baserade på en samlad kunskap om nematodsamhället (Bongers, 1989). Inom denna studie har inga nematodundersökningar gjorts, men inom MUABs miljöriskbedömning av Mälarstranden genomfördes en nematodanalys av Bioclear BV. Antalet nematoder bestämdes per 100 g jord, och dessutom klassificerades nematoderna i fem grupper. Grupp 1 bestod av koloniserande arter, medan grupp 5 bestod av persistenta arter. De andra grupperna hade egenskaper som låg mitt emellan. Koloniserande nematoder är arter med kort gene-

rationstid som passar för snabb etablering i nya områden, medan persistenta nematoder är arter med lång generationstid som normalt finns i stabila ekosystem. Kvoten mellan antalet nematoder i de olika cp-klasserna indikerar stabiliteten av markens ekosystem. Numeriska kriterier har utvecklats för att klassificera störningsgraden. Resultatet måste dock utvärderas med hänsyn till fysiska och andra störningar som kan påverka nematodsamhället, t ex tramp på stigar, körning av fordon mm.

### 2.5.3 Näringsvävsindex

De flesta markdjur är beroende av markmikroorganismer som födobas, antingen som direkt eller indirekt födokälla. Detritivorer konsumerar exempelvis förna med stort inslag av mikroorganismer, och predatorer lever i hög grad på svamp- och bakterieätande markdjur. Den markdjursbiomassa som produceras kan därför sägas ha produktionen av mikroorganismbiomassa som födobas. Om man antar att markdjursbiomassan omsätts två gånger per år, och biomassan innehåller 50 % C, blir mängden producerad djurbiomassa-C under ett år lika med den skattade biomassans C-innehåll.

Den mikroorganismbiomassa som produceras under ett år kan i grova drag skattas till 25 % av den årliga heterotrofa respirationen. Kvoten mellan markdjursproduktion och mikrobproduktion kan preliminärt kallas för näringsvävsindex.

Näringsvävsindex för Krylboproverna skattades till mellan 0 och 14 % (se tabell 2.8). Indexet var lågt (<1 %) för alla åtta provplatserna med PAH-halter över 300 mg kg<sup>-1</sup>, medan 10 av 12 provplatser med PAH-halter under 300 mg kg<sup>-1</sup> hade ett index >1 %. Näringsvävsindex påverkades ibland negativt (prov L60) men ibland inte alls (F64) av höga As-halter.

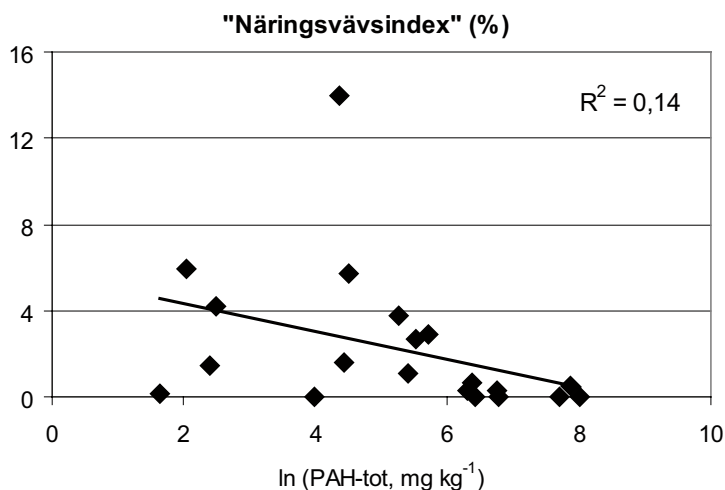
”Näringsvävsindex”, som kombinerar markdjursdata med respirationsdata, verkar spegla föroreningsgraden bättre än markdjurs- och respirationsdata för sig. En förklaring kan vara att markdjuren reagerar på både födotillgång (främst mikroorganismer) och toxiska substanser. Om då födotillgången/substrattillgången normaliseras, blir effekten av de toxiska substanserna tydligare.

Den stora variationen i näringsvävsindex vid samma föroreningsgrad (Figur 2.34) kan förklaras med att markmikroorganismer och markdjur lever i olika spatiella skalor. Mikroorganismerna finns och tillväxer på praktiskt taget alla lämpliga substrat, medan markdjurens förekomst, förutom på substrat och giftig miljö, kan bero på djurens beteende (t ex vandring, om äggen läggs i klump, fysisk utestängning på grund av för små markporer). Detta gör att avsaknad av djur på en plats inte alltid betyder att platsen är förorenad. För att undvika en sådan situation bör fler prov tas per provplats.

Näringsvävsindexet beräknades även för prover från Björkå och Mälarstanden, där indexet verkade vara känslig för kombinationer av föroreningar.

Tabell 2.8. Markdjursbiomassa, heterotrof markrespiration, mikrobiell årsproduktion och "näringssväsindex" på olika provplatser i Krylbo i förhållande till provplatsernas PAH- och As-halter. Näringssväsindex > 2% har markerats med fet stil.

Provplats	Föroreningar (mg/kg TS)		Markdjursproduktion (mg C m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Heterotrof respiration (g C m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Mikrobiell produktion (mg C m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Näringssväsindex (%)
	PAH	As	A	B	C	A/C*100
F71	5	54	16	56,5	14137	0,11
F64	8	200	228	15,3	3828	<b>5,96</b>
N43	11	17	68	19,0	4742	1,43
F32	12	39	393	37,6	9407	<b>4,18</b>
G69	53	100	1	11,4	2852	0,04
L44	77	110	981	28,2	7038	<b>13,94</b>
L60	85	270	47	11,7	2937	1,60
L68	89	130	97	6,8	1706	<b>5,69</b>
K47	195	110	299	31,5	7882	<b>3,79</b>
F39	221	150	61	22,8	5689	1,07
G43	251	7,6	206	31,0	7743	<b>2,66</b>
M50	299	61	77	10,6	2651	<b>2,90</b>
E58	546	110	45	62,5	15630	0,29
O50	580	140	49	28,7	7179	0,68
K56	616	210	0	19,5	4873	0,00
G47	862	290	58	79,5	19867	0,29
E44	877	110	0	104,0	26002	0,00
L65	2271	120	1	34,6	8661	0,01
G61	2609	120	37	31,4	7855	0,47
G66	3018	140	0	18,4	4593	0,00



Figur 2.34. Näringssväsindex (% markdjursproduktion i förhållande till mikrobiell produktion) på olika provplatser i Krylbo i förhållande till de enskilda provplatsernas PAH-halt uttryckt i logskala. Om extremvärdet 14% tas bort, förbättras R<sup>2</sup> till 0,25.

#### 2.5.4 Utvärdering av markekologiska undersökningar

Det var svårt att särskilja effekter av markföroreningar från effekter av marks substrat, vattentillgång och vegetation. pH, C-halt, C/N-kvot och C-mineraliseringshastighet var viktiga biokemiska variabler för att bedöma de biologisk/ekologiska systemen.

Sammanfattningsvis kan sägas att näringsvävsindex (förhållandet mellan produktionen av markdjursbiomassa och produktionen av mikrobiell biomassa) har potential att på ett relativt känsligt sätt signalera en störning i näringsväven. Vi vet ännu inte hur generellt detta index är. Det tycktes reagera för höga halter av PAH i Krylbo och för ett komplex av föroreningar i Västerås och Björkå. Kunskapsläget är dock sådant att användandet av näringsvävsindex fortfarande är på hypotesstadiet. Innan det kan lanseras måste det prövas i nya försök med olika slags föroreningar så att man säkert känner till indexets begränsningar.

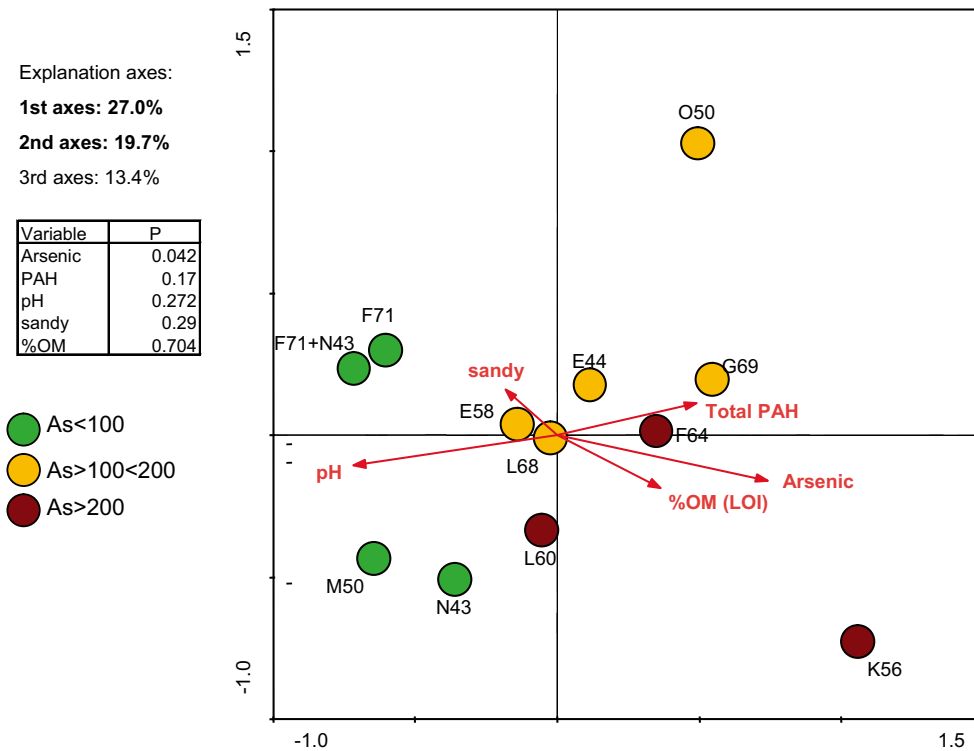
#### 2.5.5 Biologtest

BIOLOG<sup>TM</sup>-CLPP (Community Level Physiological Profile) tester har utförts i samarbete med Marja Wouterse och Michiel Rutgers, på RIVM, i Nederländerna. 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<sup>TM</sup>-CLPP 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 mikropeltor. Bakteriernas kombinerade kapacitet för metabolism kan sedan jämföras med multivariatanalys och en eventuell påverkan av miljögifter på bakteriernas metabolism kartläggas. En detaljerad beskrivning av metoden och resultaten ges i C. I korthet valdes elva jordprov från Krylbo ut för BIOLOG tester (se Tabell 2.9). Jordproverna valdes ut för att innehålla en bred koncentrationsgradient av As och PAH'er och liknande halter av organisk C. Jordprover med de högsta koncentrationerna av As och PAH valdes bort. Två jordprover (F 71 & N 43) med låga halter av både As och PAH användes som kontroller, en tredje kontroll skapades genom att kombinera dessa två 1:1 (F71 + N43).

Tabell 2.9. Prover som valts ut för BIOLOG tester.

Sample	pH	LOI % OM	As mg/kg TS	Tot PAH mg/kg TS
F71+N43	4.7	1.5	36	8.1
F71	4.8	1.1	54	5.1
N43	4.6	1.92	17	11
M50	4.4	2.01	61	300
L60	3.9	4.17	270	85
K56	4.3	2.52	210	620
L68	4.1	1.93	130	90
G69	4.2	2.61	100	53
F64	4.1	2.66	200	7.6
E58	4.5	4.19	110	550
E44	4.2	1.94	110	880
O50	4	2.34	140	580

Jordproven siktades (6 mm), delprov togs för mätning av vatteninnehåll och organiskt C (Bistris 10 mM), lösningen centrifugerades (500 g, 10 min), varefter supernatanten späddes ut och inkuberades på ECO plattor förbehandlade med olika C substrat. Mikroplattorna avlästes sedan spektrofotometriskt under 7 dagar. Avvikelsen i absorbans jämfört med utspädningsseriens medelvärde räknades som CLPP (community-level physiological profiles) och jämfördes sedan med multivariatstatistik (PCA). Resultaten visade att As hade en signifikant hämmande effekt på mikroorganismernas metabolism ( $P=0.042$ ), medan effekterna av PAHer, organiskt C och pH inte var signifikanta (se figur 2.35). Dessa resultat visar att de studerade mikroorganismerna var mycket känsliga och signifikant påverkade redan vid relativt låga halter av As. Resultaten tyder också på att även PAHer möjligen skulle ha haft en effekt om proverna med de högsta PAH-koncentrationerna tagits med. Sammanfattningsvis visar dessa resultat att BIOLOG™-CLPP är en känslig och användbar testmetod och att mikroorganismerna var mer känsliga mot As än mot PAHer.



Figur 2.35. Resultat från BIOLOG tester och PCA analys av 12 jordprover från Krylbo.

## 3 Samlad riskbedömning

För att sammanfatta resultaten från alla platsspecifika undersökningar (inom föroreningskemi, toxicitet och ekologiska effekter) har vi tillämpat Triad-metoden, Den beskrivs i den s.k. Liberation rapporten (Jensen och Mesman, 2007) och har beskrivits översiktligt i avsnitt 1.1.

Triaden, består av tre så kallade undersökningslinjer (lines of evidence, LoE):

- Kemisk karakterisering av föroreningssituationen
- Ekotoxikologiska tester
- Ekologiska undersökningar

För varje undersökningslinje finns en mängd olika undersökningar. Inom detta projekt har vi använt ett urval av tillgängliga testmetoder. Vi har använt ett nivåsystem använts, med enkla och breda undersökningar på första nivån. De efterföljande nivåerna väljs med tilltagande ambition utifrån den platsspecifika situationen. På varje nivå kombineras och utvärderas de tre undersökningslinjerna, vilket skall leda till ett beslut om att fortsätta eller avbryta undersökningarna.

Sammanställning av data från undersökning på Krylboområdet används i detta kapitel som ett exempel på hur metoden kan tillämpas.

### 3.1 Metod för integrering av olika bevisvägar

Integreringsmetodik som föreslås inom Liberation projektet syftar till att sammanställa all relevant information från de olika beslutsvägarna till en s.k. kvantitativ beslutsmatris (Jensen & Mesman 2006).

Metoden bygger på följande huvudsakliga steg:

1. **Skalning:** Först behöver resultaten från varje genomförd studie (t.ex. riskkvoter, ekotoxikologiska tester, ekologiska platsundersökningar) skalas om till samma effektskala (0–1), där 0 representerar ingen effekt och 1 representerar full effekt. Erfarenheten inom Liberation projektet är att större delen av nödvändiga studier låter sig skalas om på detta vis men skalning i vissa fall är endast en semikvantitativ indikator.
2. **Integrering av resultaten inom varje undersökningslinje:** Efter omräkning av alla resultat till en gemensam skala kan dessa integreras till ett generellt riskvärde inom varje undersökningslinje.
3. **Viktning av resultaten:** Det finns möjlighet att lägga olika vikt: (1) på resultat från olika studier inom varje bevisväg och/eller (2) på olika bevisvägar. 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. För det mesta kommer det nog vara



så att det inte finns tillräcklig med information för att tillämpa specifikt definierade viktningar vid riskbedömning av förenade terrestra miljöer. Viktning av resultaten från detta projekt har inte gjorts.

- 4. Integrering av de olika undersökningslinjerna:** Efter det att resultaten har blivit skalade och eventuellt också viktade så kan de integreras 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.

## 3.2 Samlad riskbedömning, Krylbo

En samlad riskbedömning har gjorts med data från Krylbojordar eftersom det största antalet tester gjordes på dessa.

### 3.2.1 Skalning av resultat

Innan resultaten från de genomförda undersökningarna inordnades i triadens respektive nivå skaades resultaten från varje provpunkt mellan 0 och 1, där 0 representerar ingen effekt och 1 representerar maximal effekt. Skalning av resultaten gjordes huvudsakligen på två sätt:

- Jämförelse med kontrollprov (t.ex. kontroller i laborietester)
- Jämförelse med referensprov (prov från det aktuella eller motsvarande område, med låga föroreningshalter.

Skalning av resultaten av kemiska analyser har diskuterats i avsnitt 2.3. Generellt har parametrar för den kombinerade effekten av föroreningar (t.ex. kombinerade riskvärdena eller msPAF-värdena) använts.

Resultaten av ekotoxikologiska tester har relaterats till kontrollprover (oftast artificiellt tillväxt medium, t.ex. sand eller rent vatten). Det är även möjligt att klassificera resultaten av testerna enligt kriterier som är framtagna för testet, t.ex. klassificering av effekt som ingen, låg, mellan och hög, och varje klass tilldelas ett numeriskt värde mellan 0 och 1 (t.ex. 0, 0.3, 0.6 och 1.0). En sådan klassificering har inte gjorts i detta projekt.

Skalning av resultaten av ekologiska undersökningarna har diskuterats i avsnitt 2.4. Här har referensprovområden använts vid skalning.

### 3.2.2 Integrerad risk

Efter att resultaten skalats kan de integreras och ge en så kallad integrerad risk för respektive provpunkt och undersökningslinje (kemi, ekotoxikologi och ekologi). Detta utförs genom att beräkna det geometriska medelvärde på  $(1 - \text{effekten})$ . Denna metod motiveras genom den ger extra vikt på detekterade effekter och därmed motverkar den relativa okänsligheten av vissa meto-

der (speciellt de biotester som används på gallrings nivån) (Jensen & Mesman 2006).

Integreringen upprepas för alla tre undersökningslinjerna.

Slutligen beräknas en samlad integrerad risk för triadens samtliga undersökningslinjer och avvikelsen mellan undersökningslinjernas integrerade risker beräknas för att utvärdera om de tre undersökningslinjerna indikerar samma risk. 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.

För att underlätta den samlade riskbedömningen har resultaten av varje undersökning och de integrerade riskbedömningarna (total och för varje undersökningslinje) klassificerats enligt följande:

	Skalat resultat
ingen eller mycket låg risk	0-0.2
låg risk	0.2-0.5
hög risk	0.5-0.75
mycket hög risk	0.75-1.0

## 3.3 Indelning av tester i olika undersökningsnivåer

### 3.3.1 Nivå 1 – Gallringsstadiet

Undersökningsmetoderna som inkluderades i första nivån är undersökningar som snabbt, enkelt och billigt ger svar på frågan om en fortsatt undersökning skall utföras. Den kemiska undersökningen går ut på att analysera totalkoncentrationer av relevanta föroreningar som tros förekomma på området. Det huvudsakliga syftet med de ekotoxikologiska testerna vid gallringsstadiet skall vara att screena området på toxiska föroreningar, därför har Microtox- och ROTAS-tester använts. De ekologiska undersökningarna har som främsta syfte att ge ett första intryck av den ekologiska strukturen och funktionen, dvs. skapa sig en uppfattning av eventuella ekologiska skador genom en fältbesiktning. I den framtagna triaden för Krylbo användes följande data för den första nivån:

*Kemi* – Totalhaltsanalyser på jordprover

*Ekotoxikologi* – ROTAS-test

*Ekologi* - Fältbesiktning

Tabell 3.1 visar första nivåns kombinerade risker för enskilda undersökningsmetoder. Tabell 3.2 ger kombinerade risker för respektive undersökningslinje efter att de enskilda kombinerade riskerna integrerats över nivå ett. En avvikelsefaktor ger ett mått på avvikelsen som beräknats som standardavvikelsen dividerat med 0,58.

### 3.3.2 Nivå 2 – Förfinad undersökning

Den andra nivån syftar till att förfina undersökningsmetoderna och ge ytterligare svar på det ekotoxikologiska och ekologiska tillståndet hos den aktuella marken. Kemiska undersökningar på nivå 2 genomförs för att ge en bättre uppskattning av exponeringskoncentrationer för de aktuella föroreningarna. De ekotoxikologiska testerna har som huvudsyfte att screena jorden efter toxiska föroreningar. Resultaten av undersökningsmoment som genomförs i nivå 2 används tillsammans med undersökningsmoment som genomförs i nivå 1 för att därigenom reducera osäkerheten i riskbedömningen. Följande data användes i Krylbo-triadens andra nivå 2:

*Kemi* – Totalhaltsanalyser på jordprover, eluathalter från lakförsök

*Ekotoxikologi* – ROTAS-test, ekotoxtester på växter (5 d)

*Ekologi* – Fältbesiktning, CLPP

Tabell 3.3 visar andra nivåns kombinerade risker för enskilda undersökningsmetoder. Tabell 3.4 ger kombinerade risker för respektive undersökningslinje efter att de enskilda kombinerade riskerna integrerats över nivå två.

### 3.3.3 Nivå 3 – Detaljerad bedömning

Undersökningarna i nivå 3 skiljer sig från de i nivå 1 och 2 genom att de är kostsamma och tidsödande. De kemiska undersökningarna på nivå 3 syftar till att ge en uppskattning av föroreningarnas lakegenskaper och biotillgänglighet. De ekotoxikologiska undersökningarna är vanligen långtidsstudier som tittar på reproduktion och tillväxt samt mineraliseringsprocesser. De ekologiska undersökningarna har som huvudsyfte att ge en mer detaljerad insikt i vilken effekt föroreningarna haft på de ekologiska samhällena. Följande data användes i Krylbo-triadens tredje nivå:

*Kemi* – Totalhaltsanalyser på jordprover, eluathalter från lakförsök, biotillgänglighet och bioupptag i växter och mask,

*Ekotoxikologi* – ROTAS-test, ekotoxtester på mask och ekotoxtester på växt (5 d och 27 d),

*Ekologi* – Fältbesiktning, CLPP, näringsvävsindex, relation mellan biomassor och respirationshastighet.

Tabell 3.5 visar tredje nivåns kombinerade risker för enskilda undersökningsmetoder. Tabell 3.6 ger kombinerade risker för respektive undersökningslinje efter att de enskilda kombinerade riskerna integrerats över nivå tre. Ett annat sätt att presentera den kombinerade risker för de tre undersökningslinjer visas i figur 3.1. Denna typ av figur kan användas för att se hur riskbedömningen varierar mellan olika provpunkter och undersökningslinjer.

### 3.3.4 Generellt

Den samlade riskbedömningen som gjordes i steg 3 visar att det finns risk för effekter på miljön vid flera provpunkter i Krylbo. Tolv (av tjugo) provpunkter ligger i den högsta riskklassen med integrerad risk >0.75. Detta resultat är inte helt oväntat eftersom föroreningshalterna på området var höga och miljöpåverkan kunde konstateras redan vid fältbesiktning.

Det är svårt att jämföra provpunkterna med varandra eftersom flera av testerna (biotillgänglighets och bioupptagstester, kroniska tester på växter, maskreproduktionstester samt CLPP-tester) genomfördes på endast ett urval prover.

Generellt indikeras högre risker av de integrerade kemidata och integrerade ekologidata jämfört med integrerade ekotoxikologidata. Möjliga anledningar till detta diskuteras i avsnitt 4.

För vissa prover med förhållandevis låga föroreningshalter (F71 och F32) indikerar ekologiundersökningar ganska stor risk medan kemi- och ekotoxidata indikerar låga risker. Det är möjligt att miljöstörningar vid dessa provpunkter har orsakats av andra faktorer än föroreningshalter.

Variationen mellan undersökningarna i varje provpunkt visas i tabeller 3.2, 3.4 och 3.6 som en avvikelsefaktor. För Krylbo var avvikelsefaktorerna ganska stora. Detta kan delvis bero på variationen inom provpunkterna (mellan delprover) eftersom jordens egenskaper, inklusive föroreningshalterna, varierade väldigt mycket inom korta avstånd. Den stora avvikelsefaktorn orsakas även av skillnader i resultaten mellan de tre undersökningslinjerna. Dessutom finns relativt få data för varje provpunkt. Ganska få ekotoxikologiska tester har inkluderats i testprogrammet och ett stort antal ekologiska undersökningar har sammanfattats som endast en testvariabel (näringssväsindex).

Generellt är avvikelsefaktorerna större i nivå 2 än i nivå 1. Detta kan förklaras med introduktionen av ekotoxikologiska tester på växter och djur, som generellt gav lägre riskuppskattningar än de andra undersökningslinjerna. Avvikelsefaktorn i nivå 3 är generellt mindre än i nivå 2, särskilt för provpunkter där alla tester (inklusive biotillgänglighets och bioupptagstester, kroniska tester på växter, maskreproduktionstester samt CLPP-tester) genomfördes. Detta indikerar att ett utökad antal tester leder till minskade osäkerheter och en säkrare riskbedömning.

Tabell 3.1. Kombinerad risk för enskilda undersökningsmetoder för kemi, ekotoxikologi och ekologi – Nivå 1.

Nivå 1		E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50
Kemi		0.98	0.96	0.30	0.89	0.53	0.24	0.83	0.99	1.00	1.00	0.60	0.87	0.98	0.72	0.81	1.00	0.75	0.90	0.21	0.96
5*MKM		0.85	0.84	0.21	0.74	0.40	0.13	0.65	0.91	0.95	0.97	0.46	0.74	0.88	0.61	0.69	0.93	0.57	0.74	0.19	0.82
msPAF RIVM																					
Ekotoxikologi		0.18	0.17	0	0.09	0.15	0.04	0.21	0.33	0.28	0.28	0.34	0.17	0.39	0.27	0.38	0.32	0.30	0.26	0.25	0.31
ROTAS																					
Destvatten																					
ROTAS		0.57	0.51	0.04	0.31	0.07	0.10	0.28	0.48	0.64	0.69	0.15	0.32	0.49	0.12	0.16	0.67	0.24	0.47	0.01	0.63
Organics																					
Ekologi		1.00	1.00	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	0	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	1.00	0	1.00
Fältbesiktning																					

Tabell 3.2. Integrerad kombinerad risk för respektive undersökningslinje – Nivå 1

Integrerad risk	E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50
Kemi	0.94	0.92	0.26	0.83	0.47	0.19	0.76	0.97	0.99	0.99	0.53	0.81	0.95	0.67	0.76	0.99	0.67	0.84	0.20	0.92
Ekotoxikologi	0.41	0.36	0.02	0.21	0.11	0.07	0.25	0.41	0.49	0.53	0.25	0.25	0.44	0.20	0.28	0.53	0.27	0.37	0.14	0.49
Ekologi	1.00	1.00	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	0.00	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00	1.00
<b>Integrerad risk - Nivå 1</b>	<b>0.97</b>	<b>0.96</b>	<b>0.91</b>	<b>0.95</b>	<b>0.48</b>	<b>0.91</b>	<b>0.94</b>	<b>0.82</b>	<b>0.98</b>	<b>0.99</b>	<b>0.93</b>	<b>0.48</b>	<b>0.97</b>	<b>0.57</b>	<b>0.94</b>	<b>0.98</b>	<b>0.94</b>	<b>0.95</b>	<b>0.12</b>	<b>0.97</b>
Avvikelsefaktor	0.56	0.60	0.88	0.72	0.51	0.87	0.66	0.48	0.50	0.47	0.65	0.72	0.53	0.49	0.63	0.46	0.63	0.56	0.18	0.47

Tabell 3.3. Kombinerad risk för enskilda undersökningsmetoder för kemi, ekotoxikologi och ekologi – Nivå 2.

Nivå 2		E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50
Kemi																					
5*MKM	0.98	0.96	0.30	0.89	0.53	0.24	0.83	0.99	1.00	1.00	1.00	0.60	0.87	0.98	0.72	0.81	1.00	0.75	0.90	0.21	0.96
msPAF RIVM	0.85	0.84	0.21	0.74	0.40	0.13	0.65	0.91	0.95	0.97	0.46	0.74	0.88	0.88	0.61	0.69	0.93	0.57	0.74	0.19	0.82
msPAF-eluat (modellad porewater)	0.92	0.76			0.62						0.11		0.84			0.95		0.47	0.88	0.80	0.72
Eluat vattenfraktionen (metaller, PAH) - TP jmf med tillståndsklass 4 eller SRC-värden	0.97	0.87			0.68						0.32		0.93			0.80		0.64	0.94	0.10	0.83
Ekotoxikologi																					
ROTAS	0.18	0.17	0	0.09	0.15	0.04	0.21	0.33	0.28	0.28	0.28	0.34	0.17	0.39	0.27	0.38	0.32	0.30	0.26	0.25	0.31
Destvatten																					
ROTAS Organics	0.57	0.51	0.04	0.31	0.07	0.10	0.28	0.48	0.64	0.69	0.15	0.32	0.49	0.49	0.12	0.16	0.67	0.24	0.47	0.01	0.63
Gräs % grodda	0.03	0.03	0.07	0	0.07	0.10	0	0.03	0.10	0.10	0.10	0.10	0.07	0.03	0.10	0.07	0.13	0.03	0.10	0.07	0
Gräs rottillväxt	0.52	0.35	0.32	0.39	0.44	0.31	0.14	0.42	0.52	0.47	0.37	0.15	0.40	0.40	0.19	0.62	0.41	0.47	0.25	0.34	0.35
Gräs skottillväxt	0.43	0.04	0	0	0.13	0	0	0.03	0.55	0.48	0	0	0.22	0	0.16	0.43	0	0.05	0	0	0.19
Klöver % grodda	0.72	0	0	0.15	0	0.03	0	0	0.59	0.72	0	0	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0.35
Klöver rottillväxt	0.75	0	0.08	0	0.03	0	0.03	0	0	0.68	0.76	0.09	0.09	0	0.48	0.50	0.05	0	0	0.03	0.27
Klöver skottillväxt	0.85	0	0	0	0	0	0	0.09	0	0.77	0.85	0	0.18	0	0.31	0.73	0.03	0	0	0	0.50
Ekologi																					
Fältbesiktning	1.00	1.00	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	1.00	0	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	1.00	0	1.00
CLPP - RIVM	0.25	0.20			0.34	0.08					0.38		0.63			0.31		0.21	0.02	0.07	0.35

Tabell 3.4. Integrerad kombinerad risk för respektive undersökningslinje – Nivå 2.

Integrerad risk	E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50
Kemi	0.95	0.88	0.26	0.83	0.57	0.19	0.76	0.97	0.99	0.99	0.40	0.81	0.93	0.67	0.84	0.99	0.62	0.89	0.41	0.87
Ekotoxikologi	0.58	0.16	0.07	0.13	0.12	0.08	0.09	0.20	0.38	0.57	0.43	0.11	0.24	0.09	0.30	0.51	0.16	0.16	0.10	0.35
Ekologi	0.97	0.97	1.00	1.00	0.56	0.97	1.00	0.70	1.00	1.00	0.98	0.00	0.98	0.70	0.97	1.00	0.97	1.00	0.00	0.97
<b>Integrerad risk - Nivå 2</b>	<b>0.92</b>	<b>0.86</b>	<b>0.91</b>	<b>0.95</b>	<b>0.45</b>	<b>0.72</b>	<b>0.94</b>	<b>0.80</b>	<b>0.98</b>	<b>0.99</b>	<b>0.80</b>	<b>0.45</b>	<b>0.90</b>	<b>0.55</b>	<b>0.86</b>	<b>0.98</b>	<b>0.79</b>	<b>0.95</b>	<b>0.19</b>	<b>0.87</b>
Avvikelsefaktor	0.38	0.77	0.85	0.79	0.44	0.84	0.81	0.67	0.61	0.42	0.56	0.76	0.72	0.59	0.61	0.48	0.70	0.79	0.37	0.58

Tabell 3.5. Kombinerad risk för enskilda undersökningsmetoder för kemi, ekotoxikologi och ekologi – Nivå 3.

Nivå 3	E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50	
Kemi																					
5*MKM	0.98	0.96	0.30	0.89	0.53	0.24	0.83	0.99	1.00	1.00	0.60	0.87	0.98	0.72	0.81	1.00	0.75	0.90	0.21	0.96	
msPAF RIVM	0.85	0.84	0.21	0.74	0.40	0.13	0.65	0.91	0.95	0.97	0.46	0.74	0.88	0.61	0.69	0.93	0.57	0.74	0.19	0.82	
msPAF-eluat (modellad porewater)	0.92	0.76			0.62						0.11		0.84		0.95		0.47	0.88	0.80	0.72	
Eluat vattenfraktionen (metaller, PAH) - TP jmf med tillståndsklass 4 eller SRC-värden	0.97	0.87			0.68					0.32		0.93		0.80			0.64	0.94	0.10	0.83	
Biotillgänglig föroreningsmängd	1.00	1.00									1.00		1.00	1.00			1.00	1.00	0.97	1.00	
Biopptag As växt											0.52			0.84			0.88	0.85	0.16		
Biopptag As mask					0.46						0.36		0.79	0.71			0.55	0.20	0.17		
Biopptag PAH växt		0.98										0.96		0.93				0.97	0.67		
Biopptag PAH mask	1.00	1.00										1.00		1.00			1.00	1.00	0.99	1.00	
Ekotoxikologi																					
ROTAS Destvatten	0.18	0.17	0	0.09	0.15	0.04	0.21	0.33	0.28	0.28	0.34	0.17	0.39	0.27	0.38	0.32	0.30	0.26	0.25	0.31	
ROTAS Organics	0.57	0.51	0.04	0.31	0.07	0.10	0.28	0.48	0.64	0.69	0.15	0.32	0.49	0.12	0.16	0.67	0.24	0.47	0.01	0.63	
Gräs % grodda	0.03	0.03	0.07	0	0.07	0.10	0	0.03	0.10	0.10	0.10	0.07	0.03	0.10	0.07	0.13	0.03	0.10	0.07	0	
Gräs rottillväxt	0.52	0.35	0.32	0.39	0.44	0.31	0.14	0.42	0.52	0.47	0.37	0.15	0.40	0.19	0.62	0.41	0.47	0.25	0.34	0.35	
Gräs skottillväxt	0.43	0.04	0	0	0.13	0	0	0.03	0.55	0.48	0	0	0.22	0	0.16	0.43	0	0.05	0	0.19	
Klöver % grodda	0.72	0	0	0.15	0	0.03	0	0	0.59	0.72	0	0	0	0	0	0.59	0	0	0	0.35	
Klöver rottillväxt	0.75	0	0.08	0	0.03	0	0.03	0	0	0.68	0.76	0.09	0	0	0.48	0.50	0.05	0	0.03	0.27	
Klöver skottillväxt	0.85	0	0	0	0	0	0	0.09	0	0.77	0.85	0	0.18	0	0.31	0.73	0.03	0	0	0.50	
Mask - Antal kokonger	0	0.33			0.41						0.47		0.54		0.82		0.33	0	0	0.60	
Mask - % Kläckta	0.67	0.07			0.19						0.06		0.70		0.04		0.16	0.36	0.03	0.19	

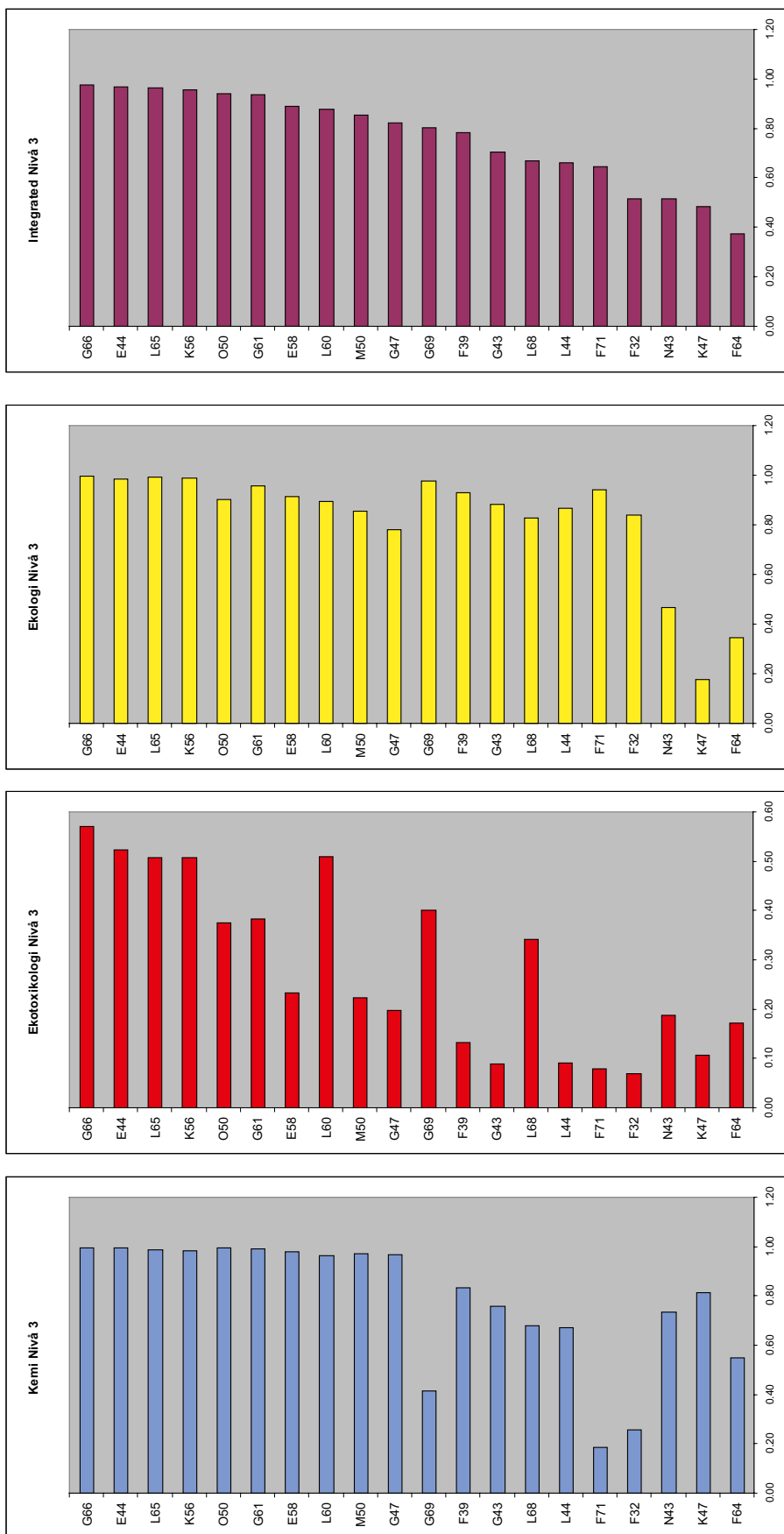
Tabell 3.5 forts.

Nivå 3	E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50
Mask - %	0.10	0.30			0.25						0.15		0.50		0.50		0.25	0.15	0.10	0.45
Överlevande																				
Gräs, rot (27 d, tillväxt)		0.29								0			0.64		0.48		0.45	0.38	0.28	
Gräs, blad/stam (27 d, tillväxt)		0.39								0.61			0.71		0.58		0.71	0.56	0.46	
Gräs, hel växt (27 d, tillväxt)		0.37								0.08			0.71		0.60		0.51	0.35	0.30	
Klöver, rot (27 d, tillväxt)		0								0.59			0.52		0.80		0.46	0	0.36	
Klöver, blad/stam (27 d, tillväxt)		0.46								0.51			0.80		0.74		0.59	0.31	0.32	
Klöver, hel växt (27 d, tillväxt)		0.29								0.53			0.73		0.76		0.56	0.17	0.33	
Ekologi																				
Fältbesiktning	1.00	1.00	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	0	1.00	0.70	1.00	1.00	1.00	1.00	0	1.00
CLPP - RIVM	0.25	0.20			0.34	0.08					0.38		0.63		0.31		0.21	0.02	0.07	0.35
"Näringsvävsindex" (skalad)	1.00	0.95	0.30	0.82	0.01	0.98	0.54	0.95	0.92	1.00	0.99	0.37	1.00	1.00	0.73	1.00	0.05	0.52	0.73	0.89
Relation mellan biomassor, totalt (skalad)	1.00	0.87	0	0.83	0.35	0.95	0.40	0.84	0.90	1.00	1.00	0.15	1.00	0	0.87	1.00	0.73	0.78	0.78	0.86
Resp-hastighet relativt kontrolljordar (skalad)	0	0	0	0.17	0.04	0	0.31	0.02	0.53	0.65	0.53	0.14	0.49	0	0.41	0.61	0.23	0.40	0.22	0.17

Tabell 3.6. Integrerad kombinerad risk för respektive undersökningslinje – Nivå 3.

Integrerad risk	E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50
Kemi	1.00	0.98	0.26	0.83	0.55	0.19	0.76	0.97	0.99	0.99	0.41	0.81	0.98	0.67	0.96	0.99	0.68	0.97	0.74	1.00
Toxikologi	0.52	0.23	0.07	0.13	0.17	0.08	0.09	0.20	0.38	0.57	0.40	0.11	0.51	0.09	0.51	0.51	0.34	0.22	0.19	0.38
Ekologi	0.99	0.91	0.84	0.93	0.34	0.94	0.88	0.78	0.96	1.00	0.98	0.18	0.99	0.87	0.89	0.99	0.83	0.86	0.46	0.90
<b>Integrerad risk - Nivå 3</b>	<b>0.97</b>	<b>0.89</b>	<b>0.52</b>	<b>0.78</b>	<b>0.37</b>	<b>0.64</b>	<b>0.70</b>	<b>0.82</b>	<b>0.93</b>	<b>0.98</b>	<b>0.80</b>	<b>0.48</b>	<b>0.96</b>	<b>0.66</b>	<b>0.88</b>	<b>0.96</b>	<b>0.67</b>	<b>0.85</b>	<b>0.51</b>	<b>0.94</b>
Avvikelsefaktor	0.47	0.71	0.69	0.75	0.33	0.81	0.74	0.69	0.59	0.42	0.57	0.67	0.48	0.70	0.42	0.48	0.43	0.70	0.47	0.58





Figur 3.1. Samlad riskbedömning, Nivå 3, (data från tabell 3.6)

## 4 Slutsatser och rekommendationer

### 4.1 Metodiken

En miljöriskbedömning måste ta hänsyn till ett stort antal arter, med olika fysiologi, känslighet för föroreningar, levnadsstrategier, habitat, plats i näringsvävar och roller i energiflödet. Denna mångfald gör det omöjligt att i praktiken skydda allt i miljön genom att införskaffa alla nödvändiga specifika kunskaper om exponeringsvägar och effekter. I stället tvingas vi utnyttja alternativa strategier i vårt skydd av miljön. En möjlighet är att avgränsa målsättningen till att skydda ett fåtal organismer och funktioner. En annan möjlig strategi är att försöka skydda alla organismer genom att generalisera från det vi vet. Båda dessa strategier har sina styrkor och svagheter och är lämpliga för olika typer av riskbedömning.

En slutsats från ett tidigare projekt (Jones et al, 2006) är att ett gemensamt ramverk för miljöriskbedömningar av förorenade områden behövs för att effektivisera arbetet med miljöriskbedömningar. Genom att strukturera undersökningar behöver undersökningsinsatser fortsätta endast till den detaljgrad som krävs för effektiva beslutsfattanden. En vedertagen metodik underlättar påvisande av att en undersökning har tagit hänsyn till alla kända viktiga faktorer och osäkerheter på det aktuella förorenade området.

I inledningen till denna rapport föreslås en metodik för uppskattning av risker för skadliga effekter i miljön av markföroreningar. Metodiken är en flerstegsmetodik, som möjliggör ett flexibelt beslutsfattande och som består av en inledande riskbedömning (gallring), en detaljerad riskbedömning och en fullständig platsspecifik riskbedömning. Tillämpning av metodiken på tre testområden har visat att metodiken fungerar som ett ”ramverk” för miljöriskbedömningar på alla detaljnivåer.

I alla miljöriskbedömningar förekommer konceptuella osäkerheter, eftersom vi inte har kunskap om alla processer och interaktioner som pågår i ett ekosystem. Dessutom är det vanligt med mycket variation mellan provpunkter i jordens egenskaper och föroreningarnas förekomstform, vilket påverkar föroreningars biotillgänglighet och toxiska egenskaper. Variation förekommer även mellan testorganismer inom ekotoxikologiska och ekologiska undersökningar. Därför måste en metodik för miljöriskbedömning kunna hantera en stor variation mellan olika prov samt konceptuella osäkerheter. Metodiken innehåller undersökningar inom tre olika undersökningslinjer inom varje steg; kemisk karaktärisering av föroreningssituationen, ekotoxikologiska tester och ekologiska undersökningar. Om samma slutsatser dras från flera oberoende undersökningslinjer inom en miljöriskbedömning, finns starkare bevis för eventuell förekomst av miljörisker och deras omfattning. Metoden för integrering av olika bevisvägar som har testats (TRIAD-metoden, som beskrivs i Jensen och Mesman, 2006) ger en möjlighet till hantering av osäkerheterna i riskbedömningar. Metoden verkar vara tillräckligt robust för att kunna hantera variationer mellan prov samt andra osäkerheter och bildar därmed ett bra beslutsunderlag.

Användning av metodiken är ett klart framsteg från enkel kemisk karakterisering av förorenade områden och användning av generella miljöriskbaserade riktvärden. Generellt, kan metodiken användas redan i befintlig form för bedömning av miljörisker från förorenade områden. Det finns fortfarande en del problem som behöver studeras och där mindre förändringar kan förbättra metodiken.

En fråga som har kommit fram är att riskerna bedöms olika mellan de olika undersökningslinjerna så att osäkerheterna i miljöriskbedömningar är stora vid alla steg av undersökningarna. De kemiska och ekologiska undersökningarna indikerar större risker än de ekotoxikologiska testerna. När resultaten från alla undersökningslinjer jämförs med varandra är det i regel samma prover som utmärker sig genom att ge de högsta eller de lägsta miljöriskerna. Detta indikerar att bedömningarna med de tre olika undersökningslinjerna är ganska samstämmiga, men att resultaten från de tre undersökningslinjerna behöver kalibreras med varandra. Skillnaderna mellan undersökningslinjer kan bero delvis på användning av riktvärden eller artkänslighetsfördelningar som är baserade på icke-effektdata. Riktvärden som baseras på information om tröskelvärde för toxisk effekt (sk NOEC-värden) fungerar vid gallring där riskerna inte skall underskattas, men kan överskatta risker jämfört med ekotoxikologiska tester. Bedömning som görs utifrån NOEC-värden indikerar en potential för skadliga effekter i miljön, men egentligen ger denna screeningmetod ingen bedömning av hur allvarliga dessa effekter kan vara. För att balansera försiktighet mot realism har detta projekt kommit fram till att användning av effektdata (t.ex. EC20 data eller EC50) i artkänslighetsfördelningar ger en bättre uppskattning av miljöriskernas storlek, men dessa effektbaserade artkänslighetsfördelningar bör endast användas när observationer från ekotoxtester och fältobservationer finns för att bekräfta bedömningarna. I detta projekt har artkänslighetsfördelningar baserade på EC50-data använts för att utvärdera data från ett testområde. Denna metod ger en större spridning mellan prover med höga risker för miljöeffekter och prover med låga risker för miljöeffekter, men en del skillnader i känslighet mellan undersökningslinjerna kvarstod.

En ytterligare orsak till skillnaden i bedömningar utifrån kemiska undersökningar och ekotoxikologiska undersökningar kan vara att de kriterier som används för att utvärdera ekotoxikologiska effekter underskattar riskerna. Skalningsmetoden som har använts inom de tre undersökningslinjerna, där resultaten uttrycks på en skala 0 till 1, möjliggör en jämförelse mellan linjerna. Däremot är det möjligt att en effekt som indikeras i ekotoxikologiska tester, t.ex. en reduktion i grobarhet, tillväxt eller reproduktion kan behöva ges större vikt i bedömningen jämfört med resultaten i andra undersökningslinjer. Detta kan göras genom att ändra skalningsmetoden, eller användning av viktningsfaktorer. Ändring av skalningsmetoden är att föredra för att behålla metodens kvantitativa uppskattning av riskerna. Användning av viktningsfaktorer introducerar kvalitativa bedömningar i den övergripande riskbedömningen.

I denna rapport har inga av resultaten från olika undersökningslinjer viktats. Viktning av de skalade resultaten från varje undersökning kan multipliceras med en eller flera viktningsfaktorer för att ta hänsyn till kvalitet och relevans av informationen från varje bevislinje. Exempel på användning av viktningsfaktorer finns i McDonald et al (2007), där två viktningsfaktorer används. Den första viktningsfaktorn 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 rumsliga 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 viktningsfaktorn 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.

Data från kemiska undersökningar och ekologiska undersökningar skulle ofta få ganska låga viktningsfaktorer 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 därför viktas de ofta 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 är lättolkade 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 långsiktiga påverkan. Därför kan positiva och negativa resultat viktas olika, med hög viktning för positiva resultat och låg viktning för negativa resultat.

Om ett stort antal prov testas kan det vara svårt att få en sammanhängande bild av resultaten. Multivariat analys av resultaten är ett värdefullt verktyg. Ett stort antal parametrar kan analyseras och påverkan av enskilda substanser, substansgrupper eller samverkansmekanismer går att upptäcka. Multivariat analys kan därför ge underlag för eventuell viktning av undersökningslinjerna.

En annan viktig fråga för tillämpning av metodiken på förorenade områden är tillgången på lämpliga tester och undersökningsmetoder. Testerna och undersökningsmetoderna behöver vara lättillgängliga om de skall kunna användas inom efterbehandlingsarbete. Däremot är många av undersökningarna som

har genomförts inom detta arbete tidskrävande och därför kostsamma. Därför föreslås en flerstegsmethodik för riskbedömning av förorenad mark där dyra och tidskrävande metoder genomförs endast vid behov. Det är dock viktigt att påpeka att det ofta inte är möjligt att komma med slutsatsen att inga miljörisiker finns, om den baseras på resultaten från enkla undersökningar (t.ex. akuta tester), eftersom många olika kroniska tester krävs för att säkerställa att föroreningar på ett område inte orsakar långsiktiga effekter.

## 4.2 Kemiska analyser

Generellt utvärderas data från kemiska analyser med hjälp av riktvärden eller andra bedömningsgrunder för relevanta media (t.ex. mark eller grundvatten). Riskuppskattningen och dess osäkerheter är därför mycket beroende av hur de använda bedömningsgrunderna togs fram. Därför togs det fram en struktur för utvärdering av befintliga riktvärden eller framtagning av riktvärden inom detta projekt. Utvärdering av riktvärden utgår ifrån metoden som använts för att ta fram riktvärdena och dataunderlagets omfattning och kvalitet. I många fall har riktvärdena baserats på artkänslighetsfördelningar av ekotoxdata. En utvärdering av kemiska analysdata direkt från artkänslighetsfördelningar underlättar förståelsen av osäkerheterna i riskbedömningen och underlättar även uppskattningen av kombinerade risker av flera föroreningar.

Flera föroreningar förekommer ofta på samma förorenade område. Miljöriskbedömning behöver därför ta hänsyn till effekterna av flera föroreningar. Vi har testat en metod för att uppskatta den kombinerade risken för toxiska effekter som har visat sig vara ett sätt att ta hänsyn till flera föroreningar på ett förorenat område. I denna metod kan föroreningshalter i jord uttryckas som ett mått på avvikelserna från riktvärdena på en skala 0-1. Metoden är mycket känslig för vad som används som bedömningsgrund vid beräkning av kombinerad risk, och användning av artkänslighetsfördelningar som baseras på effektdata (t.ex. EC50- eller EC20-data) är att föredra i platsspecifika riskbedömningar, när andra ekotoxikologiska och ekologiska undersökningar utförs för att bekräfta resultaten. I nuläget finns få tillgängliga sammanställningar av effektbaserade ekotoxikologiska data, därför är det troligt att riktvärden för mark och vatten kommer att vara baserade på icke-effektdata även framöver.

Lakteter på jord är generellt sätt användbara för att bedöma spridning av föroreningar till angränsande vattenrecipienter och grundvatten samt eventuell toxicitet för organismer i en recipient. Dock behöver extraktionsmetoden utvärderas ur ett platsspecifikt perspektiv, särskilt med hänsyn till vilka föroreningar som finns på området. Lakning med 40 % metanol testades i denna studie för att undersöka om denna metod ger en bättre indikation av biotillgänglighet av organiska ämnen än lakning med vatten. Eftersom dessa tester genomfördes på väldigt få prov, är det inte möjligt att dra definitiva slutsatser, men lakning med ett svagt organiskt extraktionsmedel (dvs metanol) gav signifikanta korrelationer med biotillgängliga koncentrationer av PAH-M

och PAH-H, men endast svaga korrelationer med bioupptag i maskar. Det är därför svårt att tolka data från laktester med avseende på toxicitet för marklevande organismer.

#### 4.2.1 Biotillgänglighet

Metoden för att mäta biotillgänglighet med hjälp av artificiella magsafter, en för metaller och en för organiska ämnen, som har testats i projektet har visat sig vara en bra och relativt billig metod för att uppskatta biotillgängligheten i marklevande evertebrater, t.ex. maskar. Det är ännu inte fastställt om metoden kan användas för att uppskatta biotillgängligheten i andra typer av organismer.

Biotillgänglighetstester med artificiell magsaft bekräftade den stora skillnaden i biotillgänglighet mellan olika jordar, även från samma lokal, som uppmättes i upptagstesterna med mask och växter. Metoden gör det möjligt att kvantifiera en biotillgänglig fraktion och en biotillgänglig koncentration för enskilda metaller och PAH-föreningar och sedan jämföra dessa. Resultaten visade att för vissa metaller är en mycket liten del av den totala metallhalten biotillgänglig för marklevande organismer, speciellt för Cr, As, och Pb. Å andra sidan hade andra metaller som Cu, Cd och Zn en relativt hög biotillgänglighet. Vi har begränsade data för en jämförelse av resultaten av biotillgänglighet, bioupptag och lakbarhet av föroreningar. Regressionstester på sju prover visar att % magsaftextraktion (DFEE) var signifikant positivt korrelerad till upptag i mask (BAF) för 4 av de 6 analyserade metallerna (Cu, Cr, Cd och Pb), för summa PAH, och för mer än 40 % av enskilda PAH-föreningar. Korrelationer var bäst för PAH-M och PAH-H, vilka också är de mest hydrofoba föreningarna, och de som metoden utvecklats för. Detta gör att magsaftextraktion kan utgöra en utmärkt metod i screeningtester, i första steg av en platsspecifik ekologisk riskbedömning, för att skatta biotillgängligheten för dessa ämnen.

### 4.3 Ekotoxtester

Ekotoxikologiska platsspecifika tester är nödvändiga för att kunna utföra en relevant bedömning av påverkan på miljön för ett förorenat område. Varje område är unikt och behöver därför ett eget tesprogram. Det är viktigt att rikta och planera testerna för att få ut bästa möjliga resultat. Innan testandet startar måste det finnas planering för hur resultaten ska användas och vilka parametrar man bör ta hänsyn till. Om det finns ett hierarkiskt testsystem/testplan är det lättare att veta vilka tester man bör gå vidare med och när man fått tillräcklig information för att göra sin bedömning.

Tester på hel jord ger mer relevanta bedömningar än tester på extrakt. Med tester på hel jord mäts den sammanlagda toxiciteten av samtliga i jorden ingående substanser. På så sätt tar man hänsyn till biotillgänglighet, påverkan av icke analyserade ämnen och även samverkansmekanismer.

Generellt sett fungerade de ekotoxikologiska testerna bra. Samband har visats mellan olika ekotoxikologiska tester och föroreningshalter, mellan olika typer av ekotoxikologiska tester, samt mellan ekotoxikologiska tester och biotillgänglighetstester och bioupptagstester. Samband mellan olika typer av tester används inte direkt i bedömning av miljöriskerna, men ger tekniskt/vetenskapligt underlag som ökar förtroendet för testerna. Starka samband mellan olika typer av test (t.ex. mellan testresultat och föroreningshalt (totalhalt eller biotillgänglig halt) eller mellan olika typer av ekotoxtest, kan användas för att ge en hög viktning till testerna (se diskussionen ovan).

En viktig slutsats från arbetet med ekotoxikologiska tester är att inga av de använda testerna är känsliga för alla föroreningar, och ibland varierar känsligheten för en förorening mellan olika testparametrar i samma test. De olika testorganismerna ger inte heller samma svar för alla jordar. Det är därför inte lämpligt med ett enstaka test utan ett ”batteri” av tester och testorganismer behövs för att få en så fullständig bild som möjligt av toxiciteten.

Enkla korta tester kan ibland vara missvisande. Dessa ger oftast bara svar på akuta effekter men inte på effekter som t.ex. reproduktionsstörningar. Ger de enkla testerna utslag är det inte nödvändigt att gå vidare med mer avancerad testning om man inte vill ringa in en enskild substans eller substansgrupp. Det kan också vara nödvändigt att använda fler kroniska tester istället för akuta för att utesluta effekter som endast ger utslag på längre sikt.

Upptagstester är en viktig del av en riskbedömning. Många organismer kan ta upp och ackumulera höga halter av föroreningar från jorden utan att själva bli negativt påverkade. Föroreningarna kan på så sätt omfördelas i jordprofilen eller spridas vidare i näringskedjan. Även substanser som har mycket låg vattenlöslighet kan tas upp i t.ex. växter och marklevande djur. Att bara mäta bioackumulationsförmågan (BAF) kan ibland ge missvisande resultat eftersom föroreningarnas halt i jorden/vattnet hade stor betydelse för BAF i denna studie. Även om ett lågt BAF uppmäts för en substans kan denna finnas ackumulerad i höga halter i testorganismen. Totalhalter av de analyserade föroreningarna i testorganismerna ger ett mer rättvisande svar vid en platsspecifik riskbedömning. BAF kan användas för att uppskatta totalhalter i organismer, men då behövs information om sambandet mellan BAF och föroreningshalten under relevanta förhållanden (t.ex. med hänsyn till föroreningars fysikaliska och kemiska form samt markens egenskaper och viktiga lokala omvärldsfaktorer). Olika organismer har också helt skilda exponeringsvägar och upptagsmekanismer. Det är därför viktigt att inte bara använda en ”modellorganism” för att studera upptag och biotillgänglighet.

Testerna kan ibland vara dyrbara och ta lång tid. En avvägning måste göras av hur många tester och vilken typ av tester som behöver användas. Enkla korta tester ger oftast inte så mycket information som de mer avancerade testerna. Det är också viktigt att få en standardisering av testerna så att de med små förändringar kan användas på flera olika typer av områden och föroreningar. Det blir då lättare att jämföra resultat och tolkningen av resultaten blir mer samstämmiga.

## 4.4 Ekologiska undersökningar

Markekologiska undersökningar på förorenade områden ger möjlighet att komplettera och bekräfta resultaten av bedömningar som baseras på kemiska analyser och riktvärden tillsammans med ekotoxikologiska tester.

Omvärldsrelaterade variabler som pH, C-halt, C/N-kvot och C-mineraliserings-hastighet var viktiga för att bedöma de biologisk/ekologiska systemen. Bland markdjursvariablerna verkade småringmaskar (artantal), pansarkvalster (sällsynta arter), rovkvalster (individantal, artantal undersöktes ej), summa mikrobi-detritivorer, summa predatorer och proportionen mellan funktionella grupper ge mest information om en miljöstörning. Det var viktigt att ta hänsyn till marksubstrat och vegetation när eventuella toxiska effekter skulle bedömas, eftersom det var svårt att särskilja effekter av markföroreningarna från effekterna av marksubstrat, vattentillgång och vegetation. Denna typ av provtagningstekniska problem är vanliga vid markekologiska undersökningar. Provtagning för en riskbedömning skall så långt som möjligt planeras så att proverna enbart skiljer sig åt med avseende på föroreningsgrad. Detta kan dock vara svårt i inhomogena områden.

Undersökningen i Krylbo visade att det mest lovande måttet på en biologisk respons på miljöstörning var det s.k. näringsvävsindexet, vilket är kvoten mellan markdjursproduktion och mikrobproduktion. Låga indexvärden indikerar en ekologisk störning medan höga indexvärden (>2 %) indikerar det finns ingen störning. I Mälarstranden hade tre provplatser (bilverkstad, f.d spårområdet och tippade kolaska) klart lägre värden för näringsvävsindex (< 2 %) än de övriga provplatserna. De övriga platserna hade ett index som tydde på obetydlig störning, även om den lätt förorenade kontrollen låg på 2 %-gränsen. I Björkå hade kontrollpunkterna höga indexvärden. Näringsvävsindex vid en provpunkt med höga föroreningshalter på större djup gav inget negativt utslag, förmodligen därför att ren täckningsjord lagts ovanpå glasbruksavfallet.

Sammanfattningsvis kan sägas att näringsvävsindex (förhållandet mellan produktionen av markdjursbiomassa och produktionen av mikrobiell biomassa) har potential att på ett relativt känsligt sätt signalera en störning i näringsväven. Vi vet ännu inte hur generellt detta index är. Indexet tycktes reagera för höga halter av PAH i Krylbo och för ett komplex av föroreningar i Mälarstranden och Björkå. Kunskapsläget är dock sådant att användandet av näringsvävsindex fortfarande är på hypotesstadiet. Innan det kan lanseras som ett ekologiskt mått på föroreningar måste det prövas i nya försök med olika slags föroreningar så att man säkert känner till indexets begränsningar.

## 4.5 Generella aspekter

Uppbyggnad av en kunskapsbas för ekotoxikologiska effekter och markekologiska förhållanden behövs för att underlätta miljöriskbedömningar med den föreslagna metodiken. Flera problem har identifierats inom ramen för detta projekt vars lösning skulle underlättas om en kunskapsbas fanns för att



ge information om ”normala” förhållanden i mark i olika typer av ekosystem och områden, och för att ge information om hur olika mätparametrar påverkas av förorenande ämnen.

Ett generellt problem som har förekommit i arbetet med samtliga tre testområden är svårigheten att identifiera referensprovpunkter. En referensprovpunkt bör likna provpunkterna på det förorenade området med avseende på jordart, jordens egenskaper och vegetation och andra ekologiska egenskaper. Det kan vara mycket svårt att hitta lämpliga referenser, eftersom den förorenande verksamheten ofta påverkar studieområdet fysiskt och inte endast genom utsläpp av föroreningar. Alla tre testområdena bestod av utfyllda områden där verksamheterna genomförts och höga föroreningshalter hittats, medan omgivande områdena med låga föroreningshalter består av ursprunglig mark, med annan vegetation. Uppbyggnad av en kunskapsbas kan därför ge värdefull information om förhållanden i lämpliga referensområden.

Om fler jordar och områden systematiskt testas med ekotoxikologiska tester kan en kunskapsbank byggas upp och på sikt kan testerna väljas efter föroreningstyp samt markförhållanden och ett mer ”riktat” testande utföras.

För många av testerna som har utvärderats inom detta projekt finns inga utvärderingskriterier. Exempel på områden där utvärderingskriterier eller bedömningsgrunder behövs är utvärdering av laktester, biotillgänglighetstester och bioupptagstester samt undersökningar av markdjur. Inom relaterade områden, t.ex. bottenfaunaundersökningar av sjöar och vattendrag, nematodundersökningar i mark, används framgångsrika utvärderingskriterier som baseras på erfarenheter från ett stort antal undersökningar. Uppbyggnad av en kunskapsbas skulle underlätta framtagning av utvärderingskriterier även för förorenade områden.

## 5 Referenser

- Bioclear (2007): *Ecological risk assessment of a former power plant Mälarstranden, Västerås, Sweden*. Report till Mälarstrandens Utvecklingsbolag AB.
- Bongers T (1989): The maturity index; an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83 (1), 1432-1939.
- CCME (1999): *Canadian soil quality guidelines. Arsenic*. National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- CCME (2007): *Canadian soil quality guidelines. CARCINOGENIC AND OTHER POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS (PAHs)* National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.
- Elert et al (2008): Elert M, Eliaeson K, Strandberg J, Nilsson S, Wadstein E, Enell A, Berggren Kleja D, Gustafsson J P. Förorenings-spridning – tillämpning och utvärdering av metoder Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, 2008.
- Hendriks AJ (2008) Department of Environmental science, Institute for Wetland and Water Research, Faculty of Science, Radboud University, Nijmegen. Netherlands, telefonsamtal.
- Jensen J och Mesman M (2006): *Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for site specific investigations*. EU-project Liberation. RIVM report 711701047. RIVM, Nederländerna.
- Jones et al. (2006): Jones C, Allard AS, Bengtsson BE, Gilek M, Gunarsson J, *Förbättrade miljöriskbedömningar*. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Rapport 5538. Naturvårdsverket.
- Kemakta (2003): Fanger G, Höglund LO, Jones C och Svensson H (2004): *Undersökning och fördjupad riskbedömning av fem glasbruk i Kalmar och Kronobergs län samt förslag på generell metodik för riskbedömningar vid glasbruk*. Rapport till Svenska Glasbruksföreningen. Kemakta AR 2003-07.
- Kemakta (2007): Jones C, Elert M, Svensson H och Yesilova H (2007): *Riskbedömning, Centrala Mälarstranden, Västerås*. Rapport till Mälarstrandens Utvecklings AB. Kemakta AR 2007-02.
- Long ER och Chapman PM (1985): *A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition i Puget Sound*. Marine Pollution Bulletin 16. 405-415.

- McDonald B, deBruyn A, Wernick B, Patterson L, Pellerin N och 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 (1996a): *Development of generic guideline values*, Naturvårdsverket 4639, 1996.
- Naturvårdsverket (1996b): *Generella riktvärden för förorenad mark*. Rapport 4638. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (1999): *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*. NV rapport 4913. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2007): *Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning*. Remissversion 2007-10-19, Naturvårdsverket.
- Rutgers M, Bogte JJ, Dirven-van Breemen EM, Schouten AJ (2001): *Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een kwantitatieve Triad-benadering*. RIVM report 711701026. RIVM, Nederländerna.
- SWECO Viak AB (2006): *Krylbo Impregneringsanläggning*. Huvudstudierapport, 2006.
- SWECO Viak AB (2007): *Tekniskt PM, Provtagningar, Centrala Mälarstranden*. Mälarstrandens Utvecklings AB.
- Thulé H (2008): *Utvärdering av toxicitetstestet ROTAS*. Examensarbete, Ekotoxikologi, Uppsala Universitet.
- USEPA (2005): *Ecological Soil Screening Levels for Arsenic*. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-62. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
- USEPA (2007): *Ecological Soil Screening Levels for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-78. U.S. Environmental Protection Agency, Washington.

# Bilaga A

## Riktvärden för utvärdering av kemisk analysdata

Celia Jones\*, Håkan Yesilova\*, Lina Magdalinski\*\*

\* Kemakta Konsult AB

\*\* Stockholms Universitet



## Innehåll

<b>BILAGA A</b>	<b>RIKTVÄRDEN FÖR UTVÄRDERING AV KEMISK ANALYSDATA</b>	<b>83</b>
<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	<b>87</b>
1.1	Frågeställningar vid utvärdering av datasammanställningar	88
1.1.1	Metod för riktvärdesframtagning	88
1.1.2	Antal datapunkter	88
1.1.3	Typen av datapunkter	89
1.1.4	Val av arter/processer	89
1.1.5	Skyddsnivå	90
1.1.6	Datakvalitet	90
1.1.7	Bakgrundshalter	91
1.2	Framtagning av riktvärden	91
1.3	Sammanställning av dataunderlag	92
1.4	Framtagning av riktvärden	94
1.4.1	Riktvärden för bly	94
<b>REFERENSER</b>		<b>97</b>



# 1 Inledning

Denna bilaga handlar om framtagning och utvärdering av miljöriskbaserade riktvärden eller kriterier för föroreningar i mark. Dessa värden kan användas vid utvärdering av resultaten av kemiska analyser inom miljöriskbedömningar av förorenade områden.

Metoder som används för framtagning av miljöriskbaserade riktvärden har beskrivits i en tidigare rapport (Jones et al, 2006) som även ger en översikt av sammanställningar som har gjorts av ekotoxikologiska data för föroreningar i mark och sötvatten. I detta kapitel redovisas ett förslag till hur dataunderlaget kan utvärderas vid framtagning av riktvärden. Förslaget utvecklades vid en detaljerad genomgång av dataunderlaget för tre föroreningar; arsenik, anti-mon och PAH-föreningar (Magdalinski, 2007). Riktvärden togs fram som har använts vid utvärdering av analysdata från tre testområden. Utvärdering av analysdata beskrivs i huvudrapporten.

Det är viktigt att riktvärdena ligger på en nivå som är relevant för syftet med användning av riktvärdet. När riktvärdena används vid förenklade riskbedömningar bör de vara något försiktiga, dvs vid föroreningshalter under riktvärden bör inga skadliga effekter på miljön förväntas. Däremot bör inte riktvärden vara för försiktigt framtagna eftersom de då inte utgör någon bra bedömningsgrund för förorenade områden.

Riktvärden för föroreningar i mark indikerar en föroreningshalt under vilken ekosystemet har förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta markanvändningen. Riktvärden baseras på dos-effektdata från ekotoxikologiska studier. Ekotoxikologiska studier kan vara enartstester och/eller studier av ekologiska processer (utförda av mikroorganismer). Ekotoxikologiska data bör vara för relevant media i miljön, dvs data från marklevande organismer bör användas vid framtagning av riktvärden för mark. I vissa fall extrapoleras data från andra media när dataunderlaget är bristfälligt, tex används ekotoxikologiska data för akvatiska arter när data för marklevande arter är otillräckligt för framtagning av riktvärden för mark.

Det finns ett antal datasammanställningar som kan användas som underlag för förslag till riktvärden ifrån RIVM, Netherlands, (2001, 2005, 1998, 1999, 1995), CCMEs Canadian Environmental Quality Guidelines for soil (fact sheets samt underlagsinformation), USEPAs Eco-SSLs för mark (USEPA 2005 a) och ORNLs "toxicological benchmarks" (ORNL 1997 a och b).



## 1.1 Frågeställningar vid utvärdering av datasammanställningar

Ett antal frågeställningar beaktas vid framtagning av riktvärden:

### 1.1.1 Metod för riktvärdesframtagning

Två huvudmetoder används för att extrapolera från tillgängliga data för att ta fram en föroreningshalt i miljön som motsvarar en acceptabel effektgrad.

- **Fördelningsmetoden:** Känsligheten av arter eller ekologiska processer beskrivs med en statistisk fördelning. Oftast används en normal- eller log-normal-fördelning. Riktvärdet motsvarar en viss percentil av fördelningen. Vilken percentil som används beror på riktvärdets syfte och vad som ses som en acceptabel grad av miljöskydd eller effekt.
- **Säkerhetsfaktormetoden:** Säkerhetsfaktor används oftast när tillgängliga data är begränsade. Oftast används det lägst tillgängliga värdet från alla tillgängliga toxicitetsdata, som sedan delas med en säkerhetsfaktor. Värdet på säkerhetsfaktorn väljs för att ta hänsyn till typen av toxicitetsdata, mängden och spridningen av data bland olika funktionella eller taxonomiska grupper samt farligheten av föroreningen.

Eftersom artkänslighetsfördelningen är en mer kvantitativ metod, som skyddar en viss procent av arter i ekosystemet, föredras den framför säkerhetsfaktormetoden. Fördelningsmetoden ställer oftast högre krav på dataunderlagets spridning och mängd. Nackdelen med säkerhetsfaktormetoden är att de är grundade på policybeslut snarare än ekotoxikologisk kunskap. Om dataunderlaget är mycket bristfälligt kan användning av stora säkerhetsfaktorer överskatta riskerna. Det är däremot inte möjligt att uppskatta vad de verkliga riskerna är.

Vid användning av artkänslighetsfördelningsmetoden bör hänsyn tas till relevansen av data i fördelningen för ekosystemet som skall studeras, val av kurva för fördelningen och val av konfidensintervall.

### 1.1.2 Antal datapunkter

Av statistiska skäl krävs fyra toxicitetsdata från olika taxonomiska grupper för att göra en artkänslighetsfördelning. Vid färre än fyra används en säkerhetsfaktor.

### 1.1.3 Typen av datapunkter

Effektparametrar bör vara relevanta för effekter vid populationsnivå av testarterna. Valet av toxicitetsdata parametrar som kan inkluderas i dataunderlaget relateras till det val av skydds- eller effektnivå som används som riktvärde. Testerna där subletala effekter (tex tillväxt, beteende, effekter på reproduktion) studeras föredras över testerna där överlevnad/dödlighet används som endpoint. Tester med kronisk exponering (långtidsexponering) föredras framför tester med korttidsexponering.

Typen av toxicitetsparameter som används är också viktig. För riktvärden som skall användas vid gallringsnivån utgör NOEC- och LOEC-värdena den lämpligaste utgångspunkten eftersom riktvärdena syftar till en icke-effekt-koncentration av en förorening i miljön. Vid andra steg i en riskbedömning kan andra parametrar, tex ECx- och LCx-data vara lämpligare, eftersom då syftar riktvärdena till en viss effektnivå i miljön. I många försök ger ECx-data en bättre bild av dosrespons sambandet än NOEC/LOEC-värdena och därför kan en låg percentil på fördelningen av ECx-data vara ett bättre beslutsunderlag för ett riktvärde än en högre percentil på fördelningen av NOEC/LOEC-data.

Eftersom tillgängliga datasammanställningar oftast är inriktad på NOEC/LOEC-data, används NOEC/LOEC-data som utgångspunkt vid framtagning av riktvärden. En låg percentil av en fördelning av effektsdata kan vara att föredra som riktvärde, men ett omfattande dataunderlag med ECx-data har inte sammanställts ännu.

### 1.1.4 Val av arter/processer

Dataunderlaget bör bestå av data från testorganismer som är relevanta för miljön som är aktuell för miljöriskbedömningen. I praktiken görs detta sällan eftersom dataunderlaget består av ett begränsat antal testresultat. Dataunderlaget bör inkludera data för organismer som representerar olika

- ekologisk funktion, tex primärproducenter, primär och sekundärkonsumenter och saprotrofer,
- taxonomiska grupper,
- exponeringsvägar,
- steg i livscykel.

I praktiken är dataunderlaget för många föroreningar otillräckligt för att inkludera alla dessa grupper. De flesta riktvärden idag fokuserar på studier av evertebrater och växter och till viss del mikroorganismer. Det betyder att fokus främst ligger på de lägre nivåerna i näringskedjan, dock representeras flera trofiska nivåer i gruppen evertebrater. Hänsyn bör tas till osäkerheterna som förekommer när viktiga grupper organismer saknas från dataunderlaget.

Det är möjligt att göra separata sammanställningar av data från tester med mikroorganismer eller markprocesser och data från enartstester. Data för

mikroorganismer eller processer inkluderas i Holländska och Kanadensiska sammanställningar, men inte i USEPAs sammanställningar. USEPA anser att data för markprocesser är opålitliga eftersom processernas hastighet beror på många andra faktorer som varierar mellan tester. När data för markprocesser inkluderas i sammanställningar, behandlas de på olika sätt, beroende på dataunderlagets omfattning. Om dataunderlaget är bra, används olika känslighetsfördelningar för enartstester och markprocesstester. Riktvärden från dessa fördelningar kan då jämföras. Om dataunderlaget är mindre bra inkluderas data för markprocesser i känslighetsfördelningen av enartstester. Båda metoderna används i befintliga datasammanställningarna.

Data för organismer vid högre trofiska nivåer bör inkluderas vid framtagning av riktvärden. För dessa organismer måste bioackumulation av föroreningar i näringskedjan beaktas. För att kunna ta fram en halt i mark som motsvarar en toxisk effekt i vilda djur behövs modellering av förorenings-transport i näringskedjan. Denna typ av modellering har inkluderats i dataunderlaget för vissa ämnen. Resultaten av modelleringen är dock ofta ganska osäker.

#### **1.1.5 Skyddsnivå**

Riktvärden tas fram för att motsvarar en specificerad grad av effekt på miljön. Valet av skyddsnivå för miljön beror på riktvärdets syfte.

I Sverige har två riktvärden använts, för känslig och mindre känslig markanvändning. Vid känslig markanvändning bör användning av området inte begränsas av markens förmåga att genomföra ekologiska processer. Vid mindre känslig markanvändning bör marken kunna stödja de ekologiska funktioner som krävs, tex begränsad tillväxt av vegetation (prydnadsväxter, gräs mm) och tillfällig vistelse av djur.

Riktvärden har valts som motsvarar skydd av 75 % av marklevande arter för känslig markanvändning (KM) och 50 % av marklevande arter för mindre känslig markanvändning (MKM), baserat på fördelning av NOEC-data. Så långt som möjligt har riktvärdena beräknats från artkänslighetsfördelningar som anges i dataunderlaget (för enartstester, markprocesser eller alla tillgängliga data).

#### **1.1.6 Datakvalitet**

Riktvärdena bör baseras endast på studier av hög kvalitet, där det praktiska genomförandet av ekotoxikologiska tester och den statistiska behandlingen av resultaten uppfyller förutbestämda krav. Därför har kriterier för datakvalitet tillämpats av olika organisationer vid framtagning av befintliga datasammanställningar. Kvalitetskriterier från olika organisationer skiljer sig något, speciellt vad gäller acceptabilitet av data för mikroorganismer och markprocesser. När färdiga datasammanställningar används bör en utvärdering av de använda kvalitetskriterier göras.

Osäkerheterna som finns i dataunderlaget bör inkluderas i en bedömning av riktvärdenas säkerhet. Men idag är dataunderlaget för många ämnen bristfälligt och att ställa för höga krav på underlagsdata vid framtagning av riktvärden kan leda till att det blir omöjligt att ta fram riktvärden överhuvudtaget. Data av mindre bra kvalitet som inte kan användas som underlag vid framtagning av riktvärden kan ibland användas för att öka säkerheten i de framtagna riktvärdena.

### 1.1.7 Bakgrundshalter

Bakgrundshalter måste också beaktas vid framtagning av riktvärden. För att vara tillämpbara som generella riktvärden kan inte ett riktvärde ligga under naturligt förekommande bakgrundshalter. Information om bakgrundshalter i Sverige finns i SGU (2004).

## 1.2 Framtagning av riktvärden

Figur 2.1 är en schematisk bild över tillvägagångssättet som kan användas vid framtagning av riktvärden.

Utvärderingen börjar med beslut om lämplig metod, beroende på omfattningen av dataunderlaget, dvs om tillräckliga data finns för användning av fördelningsmetoden, eller om säkerhetsfaktormetoden måste användas. Om dataunderlaget är tillräckligt, kan en fördelning användas även om andra organisationer inte har rapporterat en fördelning.

Utvärdering av effektparametrar som inkluderas i dataunderlaget görs för att bedöma om effektparametrar är lämpliga för framtagning av riktvärden. Om effektparametrar är olämpliga kan de omräknas till lämplig form, (tex omräkning av akuta data till kroniska data med användning av en säkerhetsfaktor) eller uteslutas från dataunderlaget. Dataunderlagets relevans skall också bedömas, med avseende på relevans för det aktuella riskbedömningsobjektet.

Om dataunderlaget är tillräckligt, används fördelningsmetoden. Data från enartstester och markprocesser utvärderas var för sig om dataunderlaget är tillräckligt. Vid beslut om det slutliga riktvärdet jämförs riktvärdena baserade på markprocesserna och enartstester, och osäkerheterna med båda fördelningar beaktas. Om endast en fördelning är tillgänglig skall en bedömning göras om hur riktvärdets säkerhet påverkas.

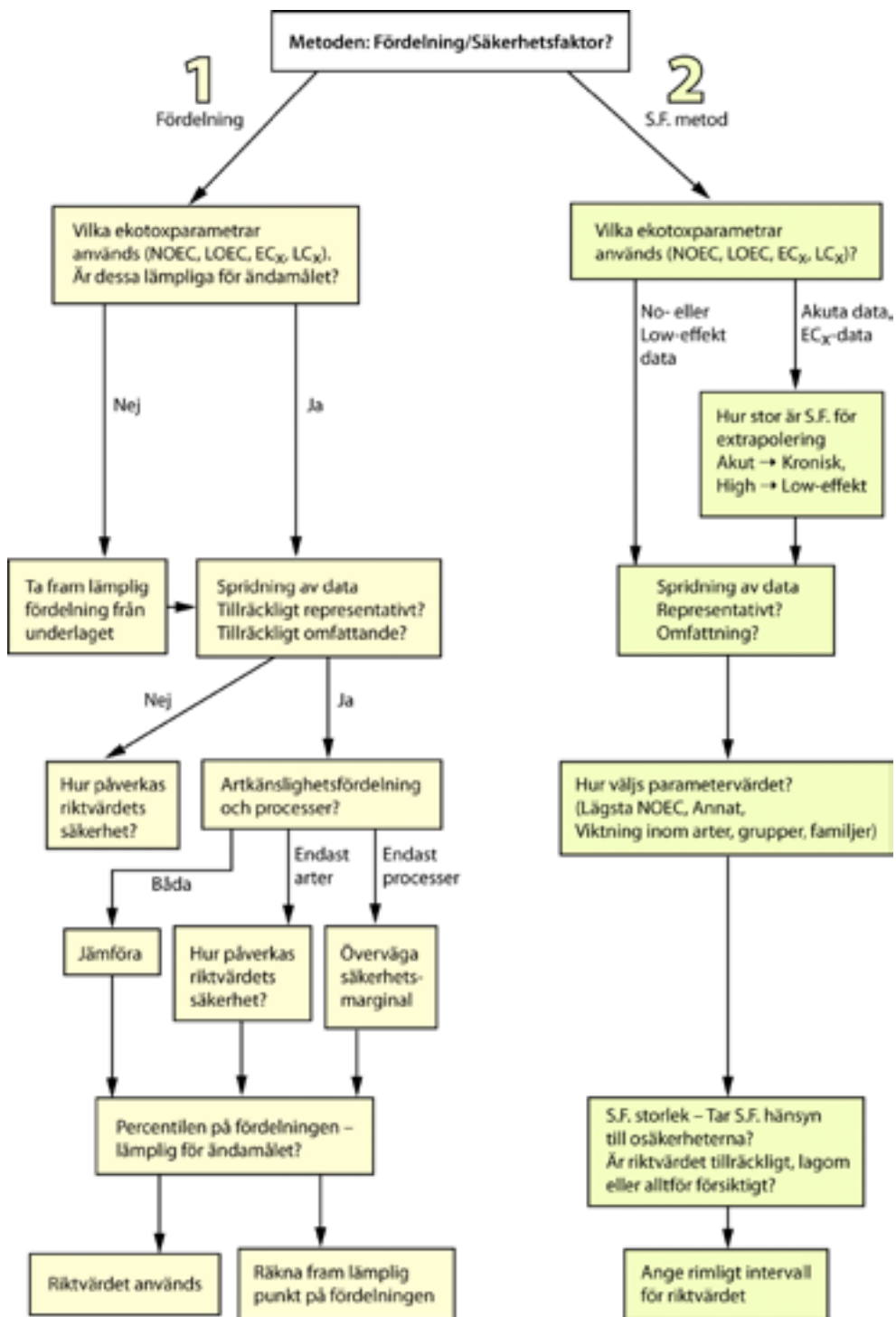
Om dataunderlaget är otillräckligt för användning av fördelningsmetoden, används säkerhetsfaktormetoden. Generellt väljs lägsta NOEC- eller LOEC-data som utgångspunkt, men medelvärde av data för arter, grupper eller familjer kan också användas om flera datapunkter är tillgängliga. Säkerhetsfaktorn måste ta hänsyn till osäkerheterna som är förknippade med riktvärdet. Val av säkerhetsfaktorer diskuteras i Jones et al, (2006). Om möjligt kan ett rimligt intervall anges för riktvärdet.

Genom användning av flera datasammanställningar kan dataunderlagets omfattning öka. USEPAs eco-SSLS är framtagen för enskilda grupper (växter, evertebrater, däggdjur och fåglar) och kan inte användas som generella riktvärden för mark. Dock kan riktvärdena och dataunderlaget användas för att öka omfattningen av dataunderlaget och för att öka trovärdighet i de framtagna riktvärdena.

### 1.3 Sammanställning av dataunderlag

Utformning av sammanställningar och databehandling som genomförts av respektive organisationer har styrts av metoderna som använts för framtagning av riktvärdena. Därför har riktvärdena sammanställts tillsammans med information om metod som används vid riktvärdesframtagning samt dataunderlagets omfattning. En detaljerad beskrivning av metoder som använts av CCME och RIVM finns i Hållbar Saneringsrapporten Jones et al, 2006. Följande information finns i datasammanställningarna:

- Riktvärde för ämnet.
- Dataunderlaget för framtagning av riktvärdet: typ av toxikologisk parameter (tex NOEC, LOEC, MATC, EC50), antal datapunkter och spridning bland testorganismer.
- Metoden som används för att ta fram ett riktvärde, t.ex. artkänslighetsfördelning, säkerhetsfaktor, fördelningskoefficient metod med akvatiska data.
- Vad är syftet med riktvärdet och val av skyddsnivå vid framtagning av numeriska värden (t.ex. vilken percentil på artkänslighetsfördelningen som används). Finns det någon bedömning av hur trovärdigt riktvärdet är?
- Bedömning av tillförlitligheten av riktvärdet vid framtagning.



Figur 2.1. Schema för utvärdering av datasammanställningar och miljöriskbaserade riktvärden.

## 1.4 Framtagning av riktvärden

Ett sammanfattning av datasammanställningar som har gjorts för bly visas i tabell 2.1. Bly används i denna rapport som exempel.

### 1.4.1 Riktvärden för bly

Datasammanställningar från Nederländerna, Kanada och USEPA visar att dataunderlaget för bly är omfattande (jämfört med andra ämnen). Fördelningsmetoden kan användas för både marklevande organismer och markprocesser. Från RIVMs sammanställning är 25-percentilerna 225 mg/kg för markprocesser och 232 mg/kg för marklevande arter. HC50-värdena är 520 mg/kg för markprocesser och 490 mg/kg för marklevande arter.

Det kanadensiska värdet för känslig markanvändning baserat på 25-percentilien av data för marklevande arter är 300 mg/kg. För processer har ett geometriskt medelvärde av LOEC-data tagits fram på 723 mg/kg.

Dessa datasammanställningar indikerar att riktvärdet för KM skulle ligga mellan 200 och 300 mg/kg och för MKM mellan 400 och 500 mg/kg. Därför föreslås riktvärden för **KM på 200 mg/kg** och för **MKM 400 mg/kg**.

Jämförelse med USEPAs eco-SSLs visar att dessa riktvärden ligger mellan eco-SSLs för växter (120 mg/kg) och evertebrater (1700 mg/kg). De föreslagna riktvärdena ligger under 25-percentilen respektive 50-percentilen av USEPAs kombinerade datauppsättning. Eco-SSLs för fåglar och däggdjur är lägre, men är baserat på ganska osäkra toxikologiska referensvärden (TRV) som varierar över ett stort intervall.

Bakgrundshalterna av bly i Sverige är betydligt lägre än de här föreslagna riktvärdena. I morän är 90-percentilen 17.5 mg/kg (SGU, 2004) och i matjord är 75-percentilen 23 mg/kg (Ericsson, 2001).

Riktvärdenas säkerhet bedöms som hög eftersom dataunderlaget är omfattande. Dock indikerar USEPAs datasammanställning att växter kan vara en känslig grupp.

Tabell 2.1. Exempel av datasammanställning, datasammanställning för bly.

Riktvärden	Gränsvärde (TS mg/kg)	Framtagningsmetod	Dataunderlag för markdata	Annan markdata	Tillförlitlighet <sup>1</sup>	Årtal på data-insamling	Källa	Övrigt
RIVM ekotox MPA	55	Fördelningsmetod med data för mikroprocesser.	Marklevande arter: 13 NOEC (22 observationer, 6 grupper) Mikroorganismer: 39 NOEC (51 observationer)	Artkänslighetsfördelningen för marklevande arter; HC5 = 66 mg/kg.	90% CI för HC5(species = 20 - 136. 90% CI för HC50(markprocesser) = 29-90	2000	RIVM 2001	
RIVM ekotox SRC	580	Artkänslighetsfördelning för marklevande arter ger det lägsta värdet på 490 mg/kg. Bakgrundsvärdet är 85 mg/kg.	Marklevande arter: 13 NOEC (22 observationer, 6 grupper) Mikroorganismer: 39 NOEC (51 observationer)	Artkänslighetsfördelningen för processer: HC50 = 520 mg/kg.	Hög 90% CI för HC50(species = 270 - 890. 90%CI för HC50(markprocesser) = 360-750	2000	RIVM 2001	
HC25 från RIVMs data	224.9	Markprocesser		Marklevande arter; HC25=231.9				
CCME agricultural/residential	70/300	Agricultural: baserat på intag via jord och föda. Residential: Weight of evidence (fördelnings-) metoden med data för marklevande arter. 25 percentilen = 300 mg/kg.	Marklevande arter: 46 NOEC/ECx Mikroorganismer: 11 LOEC Intag via jord och föda:	Markprocesser: Geometrisk medelvärde av både primär och sekundär data = 723 mg/kg. Intag via jord och föda: Riktvärde = 70 mg/kg. Baserat på DTED av 1.8 mg/kg kroppsvikt och dag (framtagen från NOAEL data från däggdjur och fåglar. Ingen SF används).		1999 (based on 1997)	Opublicerad	
CCME industrial	600	Weight of evidence (fördelnings-) metoden. 25 percentilen = 600 mg/kg.	Marklevande arter: 28 EC Mikroorganismer: 15 LOEC	Markprocesser: Geometrisk medelvärde av både primär och sekundär data = 843 mg/kg.		1999 (based on 1997)	Opublicerad	
EPA växter	120	Geometrisk medelvärde av MATC-värden = 115 mg/kg.	5 MATC				USEPA, 2005b	

<sup>1</sup> Bedömningen från organisationen som har gjort datasammanställningen



Riktvärden	Gränsvärde (TS mg/kg)	Framtagningsmetod	Dataunderlag för markdata	Annan markdata	Tillförlitlighet <sup>1</sup>	Årtal på data-insamling	Källa	Övrigt
EPA evertebrater	1700	Geometriskt medelvärde av MATC-värden.	4 MATC				USEPA, 2005b	
EPA fåglar	11	Gränsvärdet baserat på insektsätande fåglar. TRV-värdet = 1.63, baserat på det högsta bundna NOAEL under det lägsta bundna LOAEL*. Gränsvärdet är halten i mark som motsvarar TRV med hänsyn till upptag i föda, födointaget samt jordintaget.	106 NOAEL och LOAEL värden	Övriga fåglar: Växtätande fåglar: 46 mg/kg Köttätande fåglar: 510 mg/kg.			USEPA, 2005b	
EPA däggdjur	56	Gränsvärdet baserat på insektsätande däggdjur TRV-värdet (Toxicity reference value) = 4.7 mg/kg bw/dag, baserat på det högsta bundna NOAEL under det lägsta bundna LOAEL*. Gränsvärdet är halten i mark som motsvarar TRV med hänsyn till upptag i föda, födointaget samt jordintaget.	343 NOAEL och LOAEL värden	Gränsvärden för övriga däggdjur: Växtätande däggdjur; 1200 mg/kg Köttätande däggdjur; 460 mg/kg.  Geometriskt medelvärde av NOAEL från reproduktion och tillväxt data =40.7 mg/kg bw/dag			USEPA, 2005b	* Används eftersom geometriskt medelvärde av NOAEL-värden ligger högre än det lägsta LOAEL-värdet från samma försök.
ORNL daggmask	500	Lägsta LOEC	7 LOEC		låg		ORNL, 1997a	
ORNL markproccesser	900	10-percentilen LOEC data, nedrundat till 1 sf	36 LOEC		hög		ORNL, 1997a	
ORNL växter	50	10-percentilen LOEC data, nedrundat till 1 sf	17 LOEC		måttlig		ORNL, 1997b	

## Referenser

Canadian Environment Quality Guidelines, Fact sheets, Scientific supporting document (Environmental effects), National Guidelines and Standards Office, Environment Canada.

Eriksson, J. (2001). *Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda*, Naturvårdsverket 5148, 2001.

JJones C, Allard AS, Bengtsson BE, Gilek M, Gunarsson J. (2006). *Förbättrade miljöriskbedömningar*. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Rapport 5538. Naturvårdsverket.

Magdalinski (2007). *Riktvärde för ekologisk riskbedömning av förorenad mark - en utvärdering av olika länders metodik*. Examensarbete 2007:1. Systemekologiska Institutionen, Stockholms Universitet.

ORNL (1997a). *Toxicological Benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants: 1997 Revision*. ES/ER/TM-126/R2. US Department of Energy.

ORNL (1997b). *Toxicological Benchmarks for contaminants for potential concern for effects on soil and litter invertebrates and heterotrophic processes*. 1997 Revision. ES/ER/TM-85/R3. US Department of Energy.

RIVM (1995). Crommentuijn GH, Posthumus R and Kalf. 1995. *Derivation of the ecotoxicological serious soil contamination concentration, substances evaluated in 1993 and 1994*. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. RIVM report no. 715810008.

RIVM (1998). *Ecological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds*. RIVM report 711 701 002, March 1998.

RIVM (1999). *Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC*. RIVM Report 601501005. 1999.

RIVM (2001). Verbruggen EMJ, Posthumus R and van Wezel AP. 2001. *Ecotoxicology serious risk concentration for soil, sediment and (ground) water: updated proposal for first series of compounds*. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. RIVM report no. 711701020.

RIVM (2005). van Vlaardingen PLA, Posthumus R och Posthuma-Doodeman, CJAM. 2005. *Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements*. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. RIVM report no. 601501029.

SGU (2004). Andersson M, *Markgeokemiska kartan: Metaller i morän och sediment, Trestadsregionen – delar av västra Götalands län*, SGU 2004.

U.S EPA (2005a). Ecological soil screening levels for following substances: arsenic, barium, beryllium, cadmium, cobalt, copper, vanadium, antimony, chromium. Interim final. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. OSWER Directive 9285.7-61-68; 9285.7-75.

U.S EPA (2005b). Ecological soil screening levels for lead Interim final. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC. OSWER Directive 9285.7-70.

# Bilaga B

## Ekotoxikologiska undersökningar av förorenad jord från utvalda förorenade områden

Ann-Sofie Allard och Jonas Gunnarsson

NATURVÅRDSVERKET



# Innehåll

<b>BILAGA B</b>	<b>EKOTOXIKOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR AV FÖRORENAD JORD FRÅN UTVALDA FÖRORENADE OMRÅDEN</b>	<b>99</b>
<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	<b>103</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL OCH METODER</b>	<b>104</b>
2.1	Undersökta områden	104
2.1.1	Provpunkter	104
2.2	Testorganismer	108
2.2.1	Maskar	112
2.2.2	Växter	112
2.2.3	Kräftdjur	112
2.2.4	Mikroorganismer	112
2.3	Toxicitetstester	113
2.3.1	Grobarhet samt rot- och skotttillväxt	113
2.3.2	Reproduktionstest med masken <i>E. crypticus</i>	113
2.3.3	Toxicitetstest med kräftdjuret <i>N. spinipes</i>	114
2.3.4	Tester med mikroorganismer	114
2.4	Upptagstester	114
2.4.1	Upptagstest med växter	114
2.4.2	Upptagstest med masken <i>E. crypticus</i>	115
2.5	Biotillgänglighetstester	115
2.5.1	Magsaftextraktion	115
2.5.2	Magsaftextraktioner för metaller	117
2.5.3	Magsaftextraktioner för PAH	117
2.6	Lakteter	117
2.7	Prover för lak- och biotillgänglighetstester	118
2.8	Jämförelse mellan magsaftextraktion, upptag och lakteter	118
<b>3</b>	<b>RESULTAT</b>	<b>119</b>
3.1	Björkå	119
3.1.1	Toxicitetstester med prover från Björkå	119
3.1.2	Upptagstester med prover från Björkå	120
3.1.3	Biotillgänglighetstester – Magsaftextraktion	123
3.1.4	Lakteter för prover från Björkå	124
3.1.5	Jämförelse mellan magsaftextraktion, BAF och lakteter för Björkå	125
3.2	Västerås	125
3.2.1	Toxicitetstester med prover från Västerås	125
3.2.2	Upptagstester med jordprov från Västerås	129
3.2.3	Magsaftextraktioner på jordprov från Västerås	133
3.2.4	Lakteter på jordprov från Västerås	134

3.3	Krylbo	136
3.3.1	Toxicitetstester med prover från Krylbo	136
3.3.2	Upptagstester på jordar från Krylbo	138
3.3.3	Biotillgänglighetstester på jordar från Krylbo	144
3.3.4	Lakteter på jordar från Krylbo	148
3.3.5	Jämförelse mellan magsaftextraktion, BAF i mask och lakteter	149
<b>4</b>	<b>SLUTSATSER</b>	151
4.1	Ekotoxtester och upptagstester	151
4.1.1	Björkå	151
4.1.2	Västerås	152
4.1.3	Krylbo	153
4.1.4	Kommentarer	155
4.2	Biotillgänglighet	156
<b>5</b>	<b>REFERENSER</b>	160

# 1 Inledning

Ekotoxikologiska riskbedömningar för markmiljö håller på att utvecklas från en metodik ursprungligen framtagen för riskbedömningar i akvatisk miljö. Det som gör terrestra riskbedömningar mer komplicerade än akvatiska riskbedömningar är att markekosystemen oftast är mycket heterogena och att föroreningarna inte finns jämt spridda över området, vilket medför att föroreningsbilden kan vara svår att bedöma.

Många ekotoxikologiska riskbedömningar av förorenade markområden grundar sig enbart på kemiska analyser och riktvärden som ofta är baserade på testorganismer som inte är relevanta för markområdet. Oftast används **haltbaserade riktvärden** med en väl tilltagen säkerhetsmarginal för att inte underskatta miljöriskerna. För att få en bättre uppfattning om de faktiska riskerna vid en bedömning finns **ett behov av platsspecifika ekotoxikologiska uppgifter**. Data behövs från tester med relevanta marklevande organismer och testförhållanden som efterliknar den naturliga miljön.

Hela föroreningsbilden är oftast inte heller känd för ett område. Okända substanser utöver de som rapporterats eller som funnits genom kemiska analyser kan finnas i jorden. De ursprungliga föroreningarna kan ha omvandlats till metaboliter med andra egenskaper, som även kan vara mer toxiska än den ursprungliga föroreningen. Å andra sidan kan också både organiska föroreningar och metaller adsorbera kraftigt till jordpartiklar och deras **biotillgänglighet** därmed vara betydligt lägre än vad som förväntas från föroreningars totalhalter. Föroreningars biotillgänglighet för växter och djur i området styrs av många faktorer som föroreningens kemiska och fysikaliska egenskaper (t ex vattenlöslighet, fettlöslighet, ångtryck), marktyp (storlek och typ av jordpartiklar, kompaktionsgrad), samt organismernas ekologi. Biotillgängligheten är därmed ytterst platsspecifik. Så länge biotillgängligheten är okänd används stora osäkerhetsfaktorer vid jämförandet av riktvärden med totala halter. Detta kan leda till att toxiciteten överskattas och att felaktiga saneringsbeslut tas.

Syftet med denna studie var att testa förorenade jordar från tre industriområden med **ekotoxikologiska tester** och ett nytt test för biotillgänglighet och att utvärdera användbarheten av dessa tester i en riskbedömning. Viss del av arbetet har utförts som examensarbete (Linghede, 2006, Karlsson 2008).

De ekotoxikologiska testerna och upptagsförsöken med växter och mask utfördes på IVL och biotillgänglighetstesterna med artificiell magsaft på Systemekologiska institutionen, Stockholms universitet.



## 2 Material och metoder

### 2.1 Undersökta områden

Tre områden har valts för undersökningarna: 1) en industritomt från ett nedlagt glasbruk i Björkå, i Uppvidinge kommun; 2) ett f.d. kolkraftverksområde vid Mälarstranden i Västerås; 3) en före detta impregneringsanläggning för träslipers i Krylbo. Områdena valdes pga att information om gifthalter i marken fanns tillgänglig från tidigare studier och för att jämföra olika föroreningsbilder: a) metaller i Björkå; b) PAH och metaller i Västerås, och c) PAH från kresot och arsenik i Krylbo. Detaljerade beskrivningar av områdena ges i Huvudrapportens Bilaga 1.

#### 2.1.1 Provpunkter

##### 2.1.1.1 BJÖRKÅ

Jordprov togs från åtta olika provpunkter och grundvatten från tre. Karta över provpunkterna finns i Bilaga A: Platsbeskrivningar. Halterna av de analyserade föroreningarna redovisas i Bilaga B: Kemiska analyser och sammanfattas i tabell 2.1 och 2.2. Endast metaller analyserades i prover från Björkå.

**Tabell 2.1. Halter av analyserade metaller i jord från Björkå (mg/kg TS).**

Jord	1:1	1:2a	1:2b	1:3	2:1	2:2a	2:2b	2:3
Substans								
As	55	42	7	4,3	77	14	<3	3,2
B	27	7,3	68	<1	69	2,7	1,6	<1
Ba	1480	846	2890	79	3090	289	100	47
Be	0,17	0,29	0,26	1,2	0,27	0,60	0,40	0,70
Cd	3,5	1,2	0,53	0,13	0,59	4,0	1,1	<0,1
Co	2,6	3,5	4,0	4,2	3,9	5,5	5,7	5,4
Cr	4,5	6,7	14	19	16	79	47	15
Cu	38	33	58	7,9	62	150	87	10
Fe	3010	11400	4030	20900	4430	17700	10800	14300
Hg	<1	1,9	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Li	2,3	8,6	4,0	16	3,7	9,6	2,8	12
Mn	4820	1540	12600	170	13100	570	210	420
Mo	1,6	1,4	1,5	<0,4	2,4	0,82	0,63	<0,4
Ni	8,5	7,1	16	8,2	15	22	26	10
P	4460	630	10500	390	10600	1260	570	1020
Pb	65	170	76	28	86	110	60	18
Sb	6,0	8,3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Sr	340	69	840	14	900	28	35	7,0
V	4,6	7,9	6,7	33	6,2	18	10	20
Zn	340	800	220	22	240	950	480	53

**Tabell 2.2. Metallhalter i grundvattenprov från Björkå (obs mg/L eller µg/L).**

Grundvattenprov		G1	G11	G2
Substans				
Ca	mg/L	61	96	165
Fe	mg/L	0,037	0,078	0,0073
K	mg/L	4,7	11	27
Mg	mg/L	8,6	11	123
Na	mg/L	9,4	30	37
S	mg/L	4,2	5,8	23
Si	mg/L	9,1	13	19
Al	µg/L	19	130	9,6
As	µg/L	8,8	280	270
B	µg/L	230	200	1410
Ba	µg/L	110	240	280
Cd	µg/L	0,041	0,016	0,11
Co	µg/L	0,059	0,092	0,29
Cr	µg/L	0,41	0,87	0,34
Cu	µg/L	6,0	1,5	1,6
Hg	µg/L	<0,002	<0,002	0,0026
Mn	µg/L	29	5,8	1530
Mo	µg/L	0,72	0,86	1,6
Ni	µg/L	1,5	0,92	1,3
P	µg/L	63	790	2160
Pb	µg/L	0,22	0,98	5,0
Sb	µg/L	10	140	140
Sr	µg/L	200	340	950
Zn	µg/L	92	9,5	9,8

#### 2.1.1.2 VÄSTERÅS

Jordprov togs från sju olika provpunkter. En del punkter provtogs vid flera olika djup. Karta över provpunkterna finns i huvudrapportens Bilaga 1. Halterna av de analyserade föroreningarna (PAH och metaller) visas i tabell 2.3 och 2.4. Följande PAH-föreningar analyserades: 1. naftalen, 2. acenaften, 3. acenaftylen, 4. antracen, 5. fenantren, 6. fluoranten, 7. fluoren, 8. pyren, 9, bens[*a*]antracen, 10. benso[*a*]pyren, 11. benso[*b+k*]fluoranten, 12. benso[*g,h*]perylene, 13. dibenso[*a,h*]antracen, 14. krysen, 15. indeno[1,2,3-*cd*]pyren. PAH-föreningarna fördelades i tre olika klasser ”Low, Medium, High”, beroende på antalet bensenringar enligt följande: PAH-L (nr 1-3), PAH-M (nr 4-8), PAH-H (nr 9-15). Summa PAH refererar till alla 15 PAH-föreningar. PAH-föreningarna kan också fördelas mellan cancerogena och övriga PAH.

**Tabell 2.3. Summahalter av PAH i jordar från Västerås (mg/kg TS). Provbeskrivningens sista siffror anger vid vilket djup provet tagits.**

	<b>Summa cancerogena PAH</b>	<b>Summa övriga PAH</b>
KA 13PG 0-5	8,2	7,1
KA 15PG 230-250	<0,30	<0,30
KA 15PG 120	<0,30	<0,30
KA 15PG 160-190	<0,30	<0,30
KA 16PG 50-115	<0,30	<0,30
KA 16PG 115-190	<0,30	<0,30
KA 5aPG 70-80	14	15
KA 5aPG 150-170	0,91	1,2
KA 17PG 230	<0,30	<0,30
KA 17PG 130-160	0,78	0,95
KA 18PG 80-100	19	20
KA 19PG 25-35	<0,30	0,73
KA 19PG 95-115	11	14

Tabell 2.4. Halter av analyserade metaller i jordar från Västerås (mg/kg TS).

	Al	As	Ba	Be	B	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	S	V	Z
13 0-5	7700	3,1	38	0,34	<4,6	<0,18	4,9	13	250	0,1	1,6	8,5	42	<0,92	<0,92	73	15	140
15 230-250	20600	27	930	2,9	350	<0,37	11	29	47	0,074	3,9	33	56	<1,9	2,5	4100	180	100
15 120	22000	24	1200	3	440	<0,28	11	25	63	0,075	4,6	64	35	<1,4	2,7	4200	330	63
15 160-190	30800	21	1400	3,4	750	<0,29	7,6	28	54	0,055	3,7	84	23	<1,5	1,5	7500	830	54
15 50-115	9200	18	900	1,4	170	<0,43	23	47	66	<0,05	4,3	4000	570	<2,1	<2,1	1800	6400	100
16 115-190	30900	42	1600	4,2	580	<0,33	14	36	76	0,087	5,6	40	60	<1,6	3,5	4500	270	89
5a 70-80	11300	3,8	200	1,1	29	<0,22	6,7	16	42	0,067	<1,1	35	38	<1,1	<1,1	1700	120	210
5a 150-170	11300	3,4	340	1,9	31	0,25	7,7	10	34	<0,05	<1,4	32	15	<1,4	<1,4	1300	100	48
17 230	23000	31	920	3,6	250	<0,34	16	34	57	0,17	3,8	54	79	<1,7	3,8	4000	270	210
17 130-160	16400	11	510	1,9	58	<0,27	9,7	18	52	0,12	1,5	43	39	<1,3	<1,3	1900	190	240
18 80-100	3900	65	180	1,4	15	<0,23	7,6	14	85	1,8	1,2	24	87	<1,2	1,2	1300	64	620
19 25-35	2200	14	120	0,72	12	<0,22	5,8	8,3	23	<0,05	<1,1	13	22	<1,1	<1,1	3200	14	49
19 95-115	1500	5,9	54	0,51	20	<0,21	2,8	3,3	14	0,071	<1,1	6,2	18	<1,1	1,5	6600	13	26

### 2.1.1.3 KRYLBO

Jordprov togs från 20 olika provpunkter. Proverna togs på ca 5-40 cm djup. Karta över provpunkterna finns i huvudrapportens Bilaga 1. Halterna av de analyserade föroreningarna redovisas i tabell 2.5.

**Tabell 2.5. Halter av analyserade ämnen i jordprov från Krylbo (mg/kg TS).**

	As	Cr	Cu	Zn	PAH-L	PAH-M	PAH-H
E44	110	14	30	93	6,3	669	202
E58	110	18	36	81	9,5	329	208
F32	39	68	15	110	0,54	5,5	5,9
F39	150	15	22	52	4,6	113	103
F64	200	12	13	38	0,21	4,4	3,1
F71	54	15	16	56	0,20	3,1	1,9
G43	7,6	12	8,6	34	4,6	136	111
G47	290	12	52	77	7,1	575	280
G61	120	13	25	49	35	2046	528
G66	140	14	62	87	23	2175	819
G69	100	9,2	17	32	1,2	25	26
K47	110	25	31	160	4,3	96	95
K56	210	16	44	87	4,0	340	273
L44	110	21	30	110	3,9	27	46
L60	270	58	31	63	2,6	48	35
L65	120	16	36	65	13	1717	541
L68	130	17	24	51	2,3	36	51
M50	61	9,2	24	46	7,1	140	152
N43	17	55	9,6	77	0,91	5,1	5,1
O50	140	18	47	80	6,9	405	168

## 2.2 Testorganismer

Föroreningar kan ha olika effekter på de olika organismerna i marken. Vi har valt att testa växter och maskar för att de representerar flera nivåer i näringskedjan. De testorganismer som används förekommer naturligt i den terrestra miljön och ger därför relevanta svar. Testerna är också utformade för att så långt som möjligt efterlikna den naturliga miljön. Endast hela jordprover är använda i testerna och inga extraheringar med lösningsmedel eller vatten har utförts. Detta görs för att få en realistisk uppfattning om biotillgänglighet och den totala toxiciteten av de i jordarna ingående substanserna. Samtliga testorganismer har inte använts på alla områden. Tabell 2.6-2.9 visar vilka tester och testorganismer som använts för de olika provpunkterna.

Tabell 2.6. Tester utförda på jordar från Björkä.

Provpunkt	1:1	1:2a	1:2b	1:3	2:1	2:2a	2:2b	2:3
<b>Toxicitetstester</b>								
Grobarhet, rot- och skottillväxt: gräs, vitklöver, rädisa	x	x	x	x	x	x	x	x
Tillväxt 4 veckor: gräs, klöver		x	x		x			
Reproduktionstest för mask		x	x		x			
<b>Upptagstester</b>								
Upptag i: gräs, vitklöver		x	x		x			
Upptag i mask		x	x					
<b>Biotillgänglighetstester</b>								
Artificiell magsaft för metaller		x	x					
<b>Lakter för metaller</b>								
		x	x					

Tabell 2.7. Toxicitetstester utförda på grundvatten från Björkä.

Provpunkt	G1	G11	G2
Reproduktionstest <i>mask</i>	x	x	x
Akuttoxicitet <i>N. spinipes</i>	x	x	x

Tabell 2.8. Tester utförda på jordar från Västerås.

Provpunkt	KA 13	KA 13	KA 15	KA 15	KA 15	KA 16	KA 16	KA 5a	KA 5a	KA 17	KA 18	KA 19		
	PG	PG	PG	PG	PG	PG	PG	PG	PG	PG	PG	PG		
Djup cm	120-140	0-50	230-250	120	160-190	50-115	115-190	70-80	150-170	230	130-160	80-100	25-35	95-115
<b>Toxicitet</b>														
Grobarhet, rot- och skottlivväxt: gräs, vitklöver	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Grobarhet, rot- och skottlivväxt: gräs, vitklöver pH-justerat				x	x	x								
Tillväxt 4 veckor: gräs, klöver								x			x			
Reproduktionstest med mask		x		x							x			
<b>Upptag</b>														
Upptag i gräs, vitklöver								x			x			
Upptag i mask								x			x			
<b>Biotillgänglighet</b>														
Artificiell magsaft för metaller				x							x			
Artificiell magsaft för PAH											x			
<b>Laktester för metaller</b>														<b>x</b>

Tabell 2.9. Tester utförda på jordar från Krylbo.

Provpunkt	E44	E58	F32	F39	F64	F71	G43	G47	G61	G66	G69	K47	K56	L44	L60	L65	L68	M50	N43	O50
<b>Toxicitet</b>																				
Grobarhet, rot- och skotttillväxt: gräs, vitklöver	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Tillväxt 4 veckor: gräs, klöver										x					x		x	x		
Reproduktionstest med mask	x	x			x					x	x		x		x		x	x	x	x
Biologtest med mikroorganismer	x	x			x	x				x	x		x		x		x	x	x	x
<b>Upptag</b>																				
Upptagstest i gräs, vitklöver: metaller										x					x		x	x		
Upptagstest i gräs, och vitklöver: PAH												x			x		x	x		
Upptag i mask: metaller											x				x		x	x		
Upptag i mask: PAH															x		x	x		x
<b>Biotillgänglighet</b>																				
Artificiell magsaft: metaller															x		x	x		
Artificiell magsaft: PAH															x		x	x		x
<b>Laktest: metaller och PAH</b>															x		x	x		x



### 2.2.1 Maskar

Maskar har stor betydelse för olika markprocesser såsom nedbrytning, mineralisering och luftning och är därför viktiga komponenter i ett markttestsystem. Dessutom kan föroreningar ackumuleras i maskarna och spridas vidare uppåt i näringskedjan. I denna undersökning har *Enchytraeus crypticus*, en vit ca 1 cm lång småringmask, använts för att påvisa effekter av föroreningar på överlevnad och reproduktion. Enchytraeiderna är en familj med många arter, och olika arter är rikt förekommande i olika landmiljöer. Just *E. crypticus* har inte påträffats i fält i Sverige, men den är lätt att odla och används gärna som testorganism på olika europeiska laboratorier.

### 2.2.2 Växter

Växter har en given plats i en ekologisk riskbedömning genom den centrala roll de har i ett markekosystem. De förekommer i de flesta miljöer och kan oftast enkelt odlas på laboratoriet, vilket ger dem en stor potential som testorganismer. Växter kan också bioackumulera och transportera föroreningar från jord till växt och därmed bidra till att sprida föroreningar till andra organismer i näringskedjan. Tre testarter valdes ut enligt rekommendation i OECDs guideline 208 och ISO – 11269.

- Engelskt rajgräs (*Lolium perenne*): en vanligt förekommande växt i gräsmattor och på betesmarker.
- Vitklöver (*Trifolium repens*): en allmänt förekommande växt som har kvävefixerande bakterier på rötterna, vilket gör den till en viktig kvävekälla för marken.
- Rädisa (*Raphanus sativus*): en vanlig köksträdgårdsväxt.

Frön för samtliga testväxter erhöles från Svalöf Weibull.

### 2.2.3 Kräftdjur

Kräftdjur är som djurgrupp generellt känsliga för miljöfrämmande ämnen som t ex tungmetaller. De är också en viktig länk i näringskedjan. Därför är det motiverat att undersöka eventuella effekter på dessa djur vid utsläpp och vid spridning av föroreningar till vatten. Som testorganism användes *Nitocra spinipes*. *N. spinipes* är en knappt 1 mm stor kräftdjursart som lever i brackvatten och har stor geografisk utbredning. Arten förekommer längs hela den svenska kusten. Den är tolerant mot olika temperaturer och salthalter och är lätt att odla på laboratoriet. *N. spinipes* är därför en ofta använd testorganism i ekotoxikologiska undersökningar även om salthalten i testvattnet ibland måste justeras.

### 2.2.4 Mikroorganismer

Mikroorganismer utgör de vanligaste förekommande formerna av liv i jord. Dessa organismer har också en avgörande funktion i jordar, t ex genom att bryta ner organiskt material och påverka flöden och biogeokemiska kretslopp av näringsämnen och kol. Om dessa processers störs pga av föroreningar

i mark kan det påverka andra organismer och slutligen hela ekosystemet. Mikroorganismer i jord är också huvudaktörer för nedbrytning av många föroreningar. De kan antingen mineralisera dem till vatten och CO<sub>2</sub> eller omvandla dem till mer eller mindre toxiska metaboliter (t ex för PAH) eller till nya kemiska former (katalyserar t ex metylering av metaller som Hg-CH<sub>3</sub>, och t ex omvandling av oorganiskt As till organiska arsenikföreningar).

## 2.3 Toxicitetstester

### 2.3.1 Grobarhet samt rot- och skotttillväxt

Testen som avser grobarhet och rot- och skotttillväxt finns beskriven i Allard et al 2002. Den bygger på OECD standard 208 och ISO - 11269. Grunda, rektangulära plastskålar 95 x 150 mm användes som testkärl. Ett tunt lager av testjorden (ca 70g TS) breddes ut över skålens botten och genomvattnades med avjoniserat vatten till ca 60 % av jordens vattenhållande förmåga. Vid teststart placerades tio frön av testväxten på jordytan, som sedan täcktes med en plexiglasplatta för att hålla jord och frön på plats. Skålarna stängdes med tättslutande lock och ställdes mörkt i 25°C under tre dygn (rädisa) eller fem dygn (gräs och klöver) varefter antalet grodda frön räknades och rot- och skottlängd mättes. Varje jord eller testsubstans testades i tre replikat (sammanlagt 30 frön) mot vardera testväxt. Som kontroll utfördes test på samma sätt som ovan men med testjorden utbytt mot sand (kornstorlek 0,8-1,2 mm).

Signifikansen av effekterna beräknades från de numeriska resultaten genom Dunnett's t-test.

För att undersöka om eventuella effekter på jordarna från Västerås berodde på det höga pH som vissa av proverna hade, eller om det var en effekt av föroreningshalterna i proverna, sänktes pH med fosforsyra i ett antal prov och dessa jordar testades även med lägre pH. Efter justeringen fick jordarna stå ca två dygn varefter pH kontrollerades på nytt. Ytterligare syra tillsattes vid behov. pH mättes även vid testslutet. Efter att ett stabilt pH uppnåtts behandlades jordarna på samma sätt som beskrivits ovan med den skillnaden att de pH-justerade proverna testades i två koncentrationer 100 % och 10 % jordinblandning. Samma sand som användes för kontrollerna användes som spädmedel.

### 2.3.2 Reproduktionstest med masken *E. crypticus*

Försöken utfördes enligt en metod beskriven i Allard et al 2002 och bygger på en metod beskriven av Westheide och Bethke-Beilfuss 1991 och SS – ISO 16 387. Testen avser reproduktion hos masken *E. crypticus*, mätt i antal lagda äggkokonger och hur många av dessa som helt tömts efter det att äggen kläckts och de unga maskarna krupit ut. Försöken utfördes vid 20°C i mörker på 9 cm agarplattor i vilka testjord (15g TS/30g agar) eller grundvatten (50 % inblandning) gjutits in tillsammans med havregryn som föda. För att få olika koncentrationer av testjordarna blandas dessa med sand (kornstorlek 0,33 mm). Grundvattnen testades bara i en koncentration. Kontrollen utgjordes av

agarplattor utan testmaterial. Varje koncentration testades i fyra replikat. Fem nyligen könsmogna maskar, ca 8 dagar gamla, tillsattes per platta (sammanlagt 20 maskar/koncentration). Var femte dag flyttades maskarna över till nya agarplattor, dödlighet och eventuell annan påverkan noterades och de lagda kokongerna på den gamla plattan räknades. Detta upprepades fyra gånger. Plattorna med kokongerna sparades i 15 dagar efter det att maskarna avlägsnats, varefter antalet helt tömda kokonger noterades. Signifikansen av effekterna beräknades från de numeriska resultaten genom Dunnett's t-test eller Dunn's Multiple Comparison Test.

### 2.3.3 Toxicitetstest med kräftdjuret *N. spinipes*

Testerna utfördes enligt SS 02 81 06. Som kontrollvatten och spädvatten användes ett oförorenat Östersjövatten med saliniteten 6,0 och pH 8,0. Innan teststart justerades grundvattnen till samma salinitet och pH enligt standarden.

### 2.3.4 Tester med mikroorganismer

I denna studie har tre typer av tester utförts på mikroorganismer: 1) mikrobiell respiration på hela jordprover, gjort på alla tre lokaler (presenteras i Bilaga D: Ekologiska undersökningar; 2) ROTAS tester (Rapid On site Toxicity Audit System), en vidareutveckling av Mikrotox® tester (utfört som examensarbete av H. Thulé (2008), endast på prover från Krylbo; 3) BIOLOG™-CLPP tester (Community Level Physiological Profile) utförda i samarbete med RIVM presenteras i Bilaga E, endast på 11 prover från Krylbo (se tabell 2.9). Bakteriernas funktioner är oftast arts specifika och det är därför viktigt i marksaneringsprocesser och riskbedömning av kontaminerad mark att snabbt kunna karakterisera vilka grupper av mikroorganismer som finns i marken samt att kunna mäta den eventuella funktionella förändringen. BIOLOG™-CLPP är en sådan test där jordprovets mikrobiella samhälle extraheras och dess kapacitet för nedbrytning av olika kolkällor mäts och jämförs kolorimetriskt på mikroplattor. Bakteriernas kombinerade kapacitet för metabolism kan sedan jämföras med multivariatanalys och en eventuell signifikant påverkan av miljögifter på bakteriernas metabolism kartläggas. För en detaljerad beskrivning av metoden och resultaten se Bilaga E.

## 2.4 Upptagstester

### 2.4.1 Upptagstest med växter

Testen finns beskriven i Allard et al 2005. Frön av testväxterna (nio frön per kruka) planterades i testjorden. Varje jord omfattade 5 replikat (5 krukor). Krukorna placerades i en odlingskammare med en ljusregim på 16 timmar ljus och 8 timmar mörker. Ljusstyrkan var 5 000 lux och temperaturen varierade under dygnet mellan 16° C och 24° C. Krukorna vattnades regelbundet med en svag näringslösning (Hoaglands medium spätt 4 gånger) (Hoagland och Aron 1950) och med avjoniserat vatten. Efter 27 dygn skördades växterna,

jorden tvättades noga bort, de olika växtdelarna (rot och stam/blad) vägdes och eventuella effekter (t.ex. guldfärgning) på växterna noterades. De olika delarna analyserades därefter för föroreningarna. Bioackumuleringsfaktorer (BAF) beräknades från koncentrationen av föroreningarna i växterna (våtvikt, VV) och från koncentrationerna i jorden (torrvikt, TS).

#### 2.4.2 Upptagstest med masken *E. crypticus*

Testen finns beskriven i Allard et al 2005. Jordproven (15g TS) blandades med smält agar (ca 30 mL) och malda havregryn i 9 cm petriskålar. 10 maskar (ca 8 dagar gamla) placerades på agarplattorna och inkuberades i 20°C. 10 replikat (sammanlagt 100 maskar) användes. Maskarna överfördes till nya agarplattor var sjunde dag och detta upprepades tre gånger för en sammanlagd exponeringstid av 27 dygn. Vid avslutningen av experimentet överfördes maskarna till agarplattor med havregryn men utan jord där de vistades under 1 dygn för att tömma tarmen på jordpartiklar. För att få tillräckligt material för analys kombinerades maskarna från alla replikaten. Bioackumuleringsfaktorer (BAF) beräknades från koncentrationen av föroreningarna i maskarna (VV) och från koncentrationerna i agarplattorna (TS).

En av jordarna från Västerås (KA 18PG 80-120) och samtliga jordar från Krylbo testades för upptag i hel jord utan agar. 100 maskar placerades i ca 150g jord i glasbehållare tillsammans med havregryn som föda. Maskarna inkuberades i 20°C under 27 dygn. Var sjunde dag vägdes skålarna, avdunstat vatten ersattes och nya havregryn tillsattes. Efter inkuberingstidens slut placerades maskarna på rena agarplattor som ovan för att tömma tarmen på jordpartiklar. Resultaten beräknades på samma sätt som ovan.

## 2.5 Biotillgänglighetstester

### 2.5.1 Magsaftextraktion

Ekotoxikologiska riskbedömningar av förorenade markområden grundar sig oftast enbart på kemiska analyser och haltbaserade riktvärden med en väl tilltagen säkerhetsmarginal för att inte underskatta miljöriskerna. Ett huvudproblem med denna metod är att halter inte är detsamma som biotillgänglighet, dvs att t ex höga totala halter av föroreningar i jord inte behöver medföra en hög toxicitet eftersom biotillgängligheten av gifterna kan variera avsevärt. Föroreningarnas biotillgänglighet beror på många faktorer, som ämnets kemiska egenskaper (vatten- och fettlöslighet, sorptionsförmåga, persistens/nedbrytbarhet), marktyp (mängd och typ av organiskt kol, partikeltyp och storlek, markens kompaktionsgrad), samt marklevande organismernas ekologi (levnad- och födostrategier). Biotillgängligheten är därmed ytterst plats-specifik, eftersom den styrs av både jordens och föroreningarnas kemiska och fysiska egenskaper. Så länge föroreningarnas biotillgänglighet är okänd måste stora osäkerhetsfaktorer användas vid jämförelse av totala gifthalter i marken med framtagna riktvärden. Detta kan leda till att en marks giftighet överskattas och felaktiga saneringsbeslut tas. Framtagning av metoder för mät-

ning av den ”biotillgängliga fraktionen” av föroreningar i mark är därför av högsta prioritet. Biologiska upptag och toxicitetstester ger en mätning av vilka halter föroreningar som tas upp och ackumuleras i växt eller djurvävnad, och därmed indirekt en mätning av biotillgängligheten. Problemet med dessa biologiska tester är att de tar tid, innebär mycket arbete och utgör oftast den dyraste delen av en detaljerad ekologisk riskbedömning. Därför finns ett stort intresse för biotillgänglighetstester, som kan användas som screeningtester och ge en snabb uppskattning av biotillgängligheten.

Ett flertal kemiska metoder har föreslagits för att mäta biotillgänglighet. De vanligaste testerna i mark är laktester, där jordprov skakas på laboratoriet med antingen vatten eller ett organiskt lösningsmedel som metanol. Problemet med dessa kemiska extraktionsmetoder är att de skiljer sig avsevärt från de biologiska mekanismer som styr giftupptaget i marklevande organismer. Upptaget av organiska ämnen i en marklevande organism som *E. crypticus* är lik matsmältningsprocessen av andra fettlösliga ämnen som lipider, där gallsyra och lipaser frisätts för att emulsifiera lipiderna till fettsyror och sedan transportera dem in i blodomloppet genom magtarmepiteliet. Upptag av metaller sker annorlunda utan hjälp av gallsyra och lipaser, istället binds metallerna till proteiner och fria aminosyror och transporteras sedan in i blodet.

I denna studie har vi testat en ny ”**biomimetisk metod**” (dvs en metod som efterliknar en biologisk process) för att mäta biotillgänglighet med hjälp av **artificiell magsaft**. Metoden har fördelarna av en kemisk extraktion, dvs att den är snabb och lätt att använda, men samtidigt biologisk relevant, eftersom extraktionen sker i en fysiologisk lösning som efterliknar matsmältningsprocessen som sker i tarmen på en jordlevande organism. Metoden utvecklades först med naturlig magsaft från en marin havsborstmask *Arenicola brasiliensis* (Weston & Mayer, 1998). Goda korrelationer mellan desorberad giftfraktion i magsaft och bioackumuleringstester har visats för både metaller (Weston & Maruya, 2002) och organiska ämnen (Weston & Mayer, 1998). Nyligen har två artificiella magsafter tagits fram för att mäta biotillgänglighet; den ena för organiska ämnen (Voparil & Mayer, 2004); den andra för metaller (Weston & Mayer, pers com). I denna studie har vi, för första gången, testat dessa två artificiella magsafter på svenska jordprover. Metoden går ut på att inkubera ett jordprov med artificiell magsaft (antingen för metaller eller för organiska ämnen) i provrör under några timmar, varefter rören centrifugeras och den desorberade giftfraktionen kvantifieras. Till skillnad från ett upptagstest som tar flera veckor görs magsaftextraktionen på några timmar.

Magsaftextraktionen ger en uppskattning av den biotillgängliga fraktionen. Den biotillgängliga fraktionen uttrycks som DFEE (Digestive Fluid Extraction Efficiency):

$$DFEE = (\text{mängd gift som frisätts i magsaften} / \text{totala gifthalten i jord}) \times 100$$

Den biotillgängliga fraktionen (DFEE) kan sedan jämföras med andra biotillgänglighetsmätningar som % lakad fraktion, från lakteter, eller BAF (upptagsfaktorer *in vivo*) i mask eller i växter. DFEE kan också användas för att räkna ut en biotillgänglig halt:

$$\text{Biotillgänglig halt} = (\text{DFEE} \times \text{Total halt})/100$$

Biotillgängliga halter för enskilda metaller eller PAH i jorden kan sedan användas i stället för totala halter och därmed minska osäkerheten i riskbedömningen.

### 2.5.2 Magsaftextraktioner för metaller

Artificiell magsaft för metaller förbereddes genom att blanda 56 g mjölkprotein BSA (Bovine Serum Albumine) till 1 L saltat avjoniserat vatten (D. Weston, pers. com; Voparil & Mayer, 2004). Ca 3 g (torrvikt) jordprov placerades i ett 20 ml centrifugrör, med 12 ml artificiell magsaft. Rören skakades sedan kraftigt med en vortex under 5 s och placerades på ett skakbord vid rumstemperatur under 3 timmar. Därefter centrifugerades rören (3000 g, 20 min) och supernatanten filtrerades genom ett 0,45 µm filter och spardes för kemiska analyser av biotillgängliga metaller. Metallanalyser gjordes med ICP-AES & ICP-SFMS på Analytica (EPA 200.7-8, SS-EN 13506). Magsaftextraktionen kvantifieras som ”DFEE” (Digestive Fluid Extraction Efficiency”) dvs total mängd solubiliserad metall i magsaft / total mängd metall i jorden) \*100.

### 2.5.3 Magsaftextraktioner för PAH

Artificiell magsaft för organiska ämnen preparerades enligt Voparil & Mayer (2004). Gallsyra, 1,75 g sodium taurocholate tillsattes med 1,25 g BSA till 250 ml saltat avjoniserat vatten. Ca 6 g (torrvikt) jord placerades i ett 50 ml centrifugrör, med 26 ml artificiell magsaft. Därefter utfördes extraktionerna så som för metallerna. PAH-analyser i magsaft utfördes på IVL enligt metoder beskrivna i Allard et al 2205. Kontroller bestående av endast artificiell magsaft kördes för båda magsaftextraktionerna. Provrör och laboratoriematerial rengjordes med 0,1 M HNO<sub>3</sub> före användning vid analyser av metaller och med aceton vid analys av PAH. Analytiska triplikater utfördes för varje prov, och polades till ett komposit prov för analys.

## 2.6 Lakteter

Lakteter på prover från Björnkå och Västerås gjordes endast för metaller på 4 provpunkter och genomfördes på IVL enligt standardmetoden ISO TC 190/SC 7. All laboratoriematerial syratvättades först med 0,1M HNO<sub>3</sub>. Ca 90 g jord (TS) blandades med 900 ml H<sub>2</sub>O och 0,001M CaCl<sub>2</sub> i glasflaskor. Flaskorna skakades under 24 h och centrifugerades sedan vid 20 000 g under 30 min och supernatanten analyserades för metaller. För en mer detaljerad beskriv-

ning av metoden se ISO TC 190/SC 7 och Linghede, 2006. Laktester på prover från Krylbo gjordes både för metaller och för PAH på 10 prover och utfördes på AnalyCen enligt metoden (EN 12457/1-4). Både lakttester med vatten (Metod LidMet. 0A.01.02) och med metanol (Metod: LidMet. 0A.01.03 & metod LidMiljö. 0A.01.05) utfördes.

## 2.7 Prover för lak- och biotillgänglighetstester

Magsaftextraktion är ny metod och fortfarande under utveckling. Därför valdes först endast ett fåtal provpunkter från Björkå (2) och Västerås (2) för biotillgänglighetsmätningar med denna metod och för laktester för metaller, och endast 1 prov från Västerås testades för biotillgänglighetsmätning av PAH. Då resultaten från dessa prover var lovande och projektet gick in i en ny fas valdes ytterligare 10 provpunkter från Krylbo för biotillgänglighetsmätningar med artificiell magsaft och laktester. Provpunkter som valts ut för biotillgänglighetstester på respektive lokal presenteras i tabell 2.6-2.9.

## 2.8 Jämförelse mellan magsaftextraktion, upptag och laktester

Den biotillgängliga fraktionen mätt med magsaftextraktion (DFEE) för metaller och PAH jämfördes med andra biotillgänglighetsmätningar som % lakad fraktion, och BAF (bioackumulationsfaktorer *in vivo*) i mask eller i växter mha regressionstester. Korrelationstester utfördes med Pearson-Moments test med  $p < 0,05$  \*\* och  $p < 0,1$  \*.

## 3 Resultat

Resultaten från detta arbete har använts för att göra en riskbedömning av de undersökta områdena, se huvudrapporten. I denna rapport redovisas resultaten från de olika ekotoxikologiska testerna och biotillgänglighetsmätningarna. Endast för jordarna från Krylbo, där ett större antal tester utförts, har försök gjorts att korrelera toxiciteten mot halterna av föroreningar i jordarna. Hela jordar har testats och på så sätt visar resultaten den platsspecifika biotillgängligheten och den summerade toxiciteten av alla ingående föroreningar. Ingen fraktionering av proverna har utförts för att testa substansers eller substansgruppers toxicitet. Resultaten presenteras nedan per undersökt område.

### 3.1 Björkå

#### 3.1.1 Toxicitetstester med prover från Björkå

##### 3.1.1.1 VÄXTER: GROBARHET OCH TILLVÄXT

Inga negativa effekter på grobarhet eller rot- och skotttillväxt jämfört med kontrollen kunde konstateras för någon av de testade jordarna.

När det gäller växterna som ingick i upptagsförsöken kunde däremot en tydlig gulfärgning av gräset i jord 1:2a och 1:2b konstateras. Den längre testtiden (4 veckor) behövdes för att påvisa en påverkan.

##### 3.1.1.2 MASK: REPRODUKTIONSTEST JORDPROV

Reproduktionstester med masken *Enchytraeus crypticus* visade ingen ökad dödlighet jämfört med kontrollen för de testade jordarna (1:2a, 1:2b och 2:1). Däremot kunde ett lägre kokongantal påvisas för jord 1:2b och 2:1 (fig 3.1). En försämrad kläckning (tömning) av kokongerna påvisades också för jord 1:2b (fig 3.2).

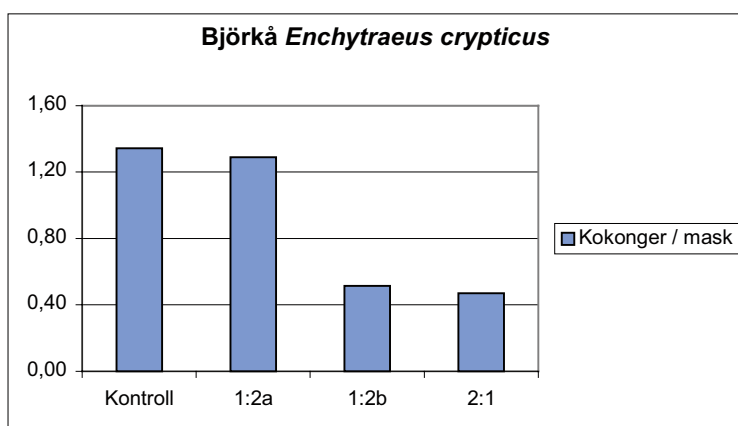


Fig 3.1. Antal lagda kokonger / mask hos maskar (*Enchytraeus crypticus*) exponerade för jordar från Björkå.



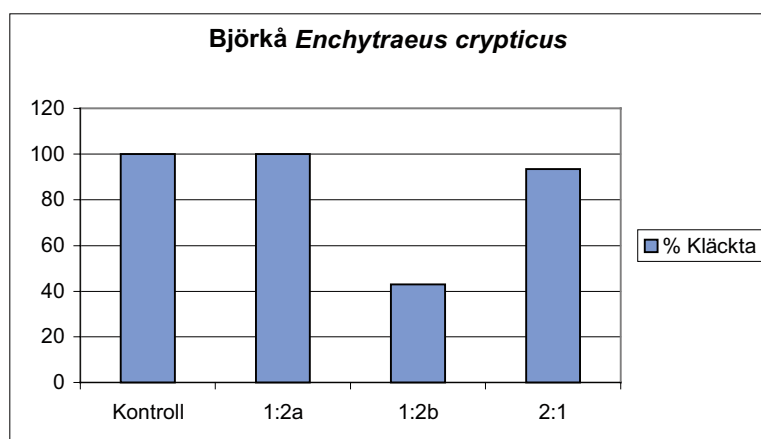


Fig 3.2. Helt tömda (kläckta) kokonger (% mot kontroll) hos maskar (*Enchytraeus crypticus*) exponerade för jordar från Björkå.

### 3.1.1.3 MASK: REPRODUKTIONSTEST GRUNDVATTEN

Masktester med grundvatten utfördes i petriskålar där grundvattnen blandats med agar. På grund av försöksuppläggningsmetoden kunde som högst en inblandning av 50 % grundvatten testas. Ingen ökad dödlighet eller minskad kläckning av kokongerna jämfört med kontrollen kunde påvisas för något av grundvattnen. För vatten G11 var däremot antalet lagda kokonger något lägre.

### 3.1.1.4 TOXICITETSTEST MED *NITOCRA SPINIPES*

Grundvattnen testades i 50 % och 100 % inblandning för akut toxicitet med *N. spinipes*. Endast för vatten G2 kunde en svag effekt visas i 100 % grundvatten (5 döda djur av 21). Ingen dödlighet kunde påvisas för de två andra grundvattnen (G1 och G11).

## 3.1.2 Upptagstester med prover från Björkå

### 3.1.2.1 UPPTAGSTESTER MED VÄXTER

Endast upptag av metaller analyserades i prover från Björkå. De analyserade halterna i blad och i rot redovisas i tabell 3.10 för vitklöver och i tabell 3.11 för rajgräs. Eftersom de högsta halterna uppmättes i rotdelarna användes dessa värden för uträkning av BAF (fig 3.3 och 3.4).

**Tabell 3.10. Koncentrationer av analyserade metaller i vitklöver (*Trifolium repens*) odlade i jordar från Björkä (mg/kg VV).**

	1:2a		1:2b		2:1	
	Stam / blad	Rot	Stam / blad	Rot	Stam / blad	Rot
As	0,18	12	0,38	40	0,078	2,5
B	1,9	1,6	2,3	2,0	2,2	1,9
Cd	0,0048	0,96	0,0038	1,0	<0,003	0,072
Co	0,012	0,47	0,0078	0,39	0,0048	0,16
Cr	0,019	0,26	<0,01	0,54	0,022	0,79
Cu	1,2	7,9	1,3	8,1	0,51	1,1
Hg	0,018	0,24	<0,005	0,033	<0,005	<0,01
Mn	19	393	20	320	19	280
Ni	<0,02	0,31	<0,02	0,30	<0,02	0,15
Pb	0,34	8,6	0,64	18	0,055	0,65
Sb	0,23	1,2	0,16	1,7	0,021	0,23
Zn	9,3	310	9,1	390	4	12

**Tabell 3.11. Koncentrationer av analyserade metaller i engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) odlade i jordar från Björkä (mg/kg VV).**

	1:2a		1:2b		2:1	
	Stam / blad	Rot	Stam / blad	Rot	Stam / blad	Rot
As	0,30	2,1	0,48	5,8	0,10	0,26
B	1,5	0,58	1,8	0,78	1,9	0,58
Cd	0,026	0,59	0,012	0,44	0,0034	0,051
Co	0,017	0,14	0,0071	0,10	0,0068	0,050
Cr	0,034	0,37	<0,01	0,52	<0,01	0,28
Cu	1,9	6,8	2,2	7,3	1,8	5,2
Hg	0,023	0,45	<0,004	0,037	<0,004	<0,004
Mn	42	58	26	52	25	45
Ni	0,11	0,17	0,082	0,29	0,070	0,21
Pb	0,25	4,5	0,17	5,3	<0,02	0,18
Sb	0,18	1,1	0,07	0,89	0,0065	0,11
Zn	46	233	45	280	13	26

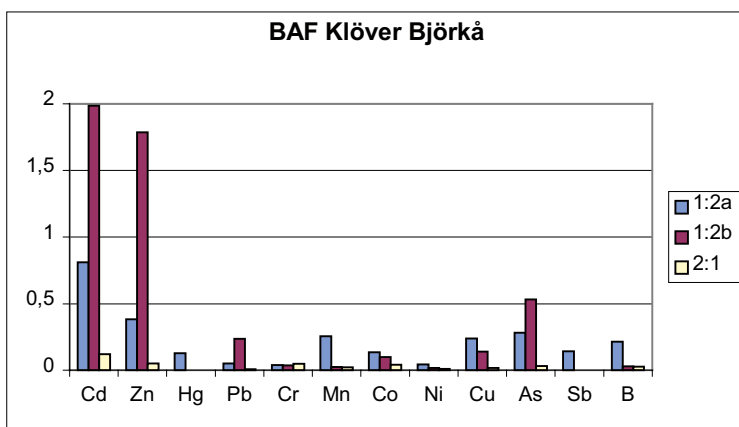


Fig 3.3. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för vitklöver (*Trifolium repens*) odlad i förorenade jordar från Björkå.

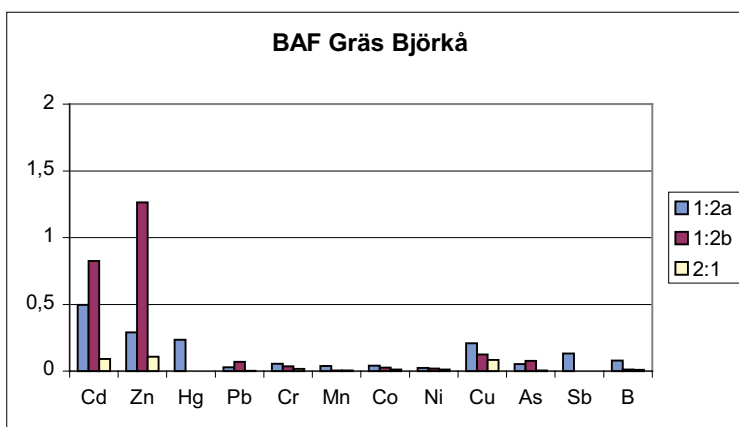


Fig 3.4. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) odlad i förorenade jordar från Björkå.

### 3.1.2.2 UPPTAGSTESTER MED MASK

Bioackumulering av metaller i mask mättes i två jordprover 1:2a och 1:2b. De analyserade halterna i maskarna och BAF redovisas i tabell 3.12 och figur 3.5. Ingen ökad dödlighet vid försöksslut jämfört med kontrollen kunde påvisas för de exponerade maskarna i upptagstesterna.

**Tabell 3.12. Koncentrationer av analyserade metaller i masken *E. crypticus* exponerad för jordar från Björkå (mg/kg VV).**

	1:2a	1:2b
As	<0,2	0,19
B	0,28	0,30
Cd	0,70	0,77
Co	0,079	0,072
Cr	<0,06	<0,05
Cu	2,0	2,3
Hg	0,27	0,16
Mn	2,4	2,3
Ni	<0,08	<0,06
Pb	1,0	1,0
Sb	0,14	0,15
Zn	58	62

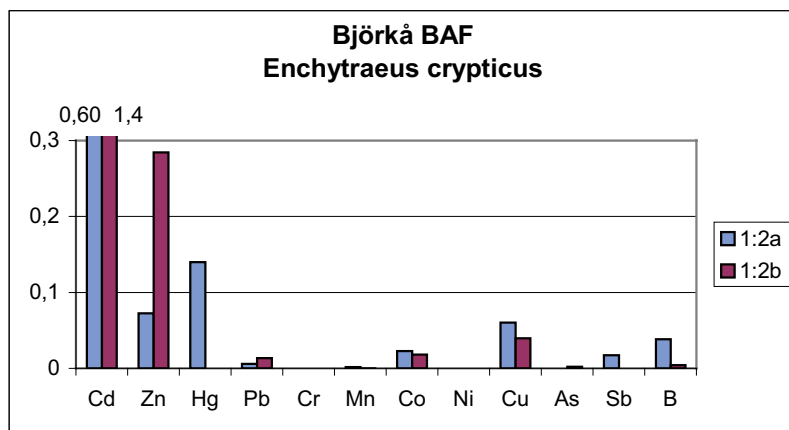


Fig 3.5. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för mask (*Enchytraeus crypticus*) exponerad för jordar från Björkå. Värdena för Cd är markerade ovanför staplarna.

### 3.1.3 Biotillgänglighetstester – Magsaftextraktion

Biotillgänglighet av metaller mättes med magsaftextraktion i två jordprover 1:2a och 1:2b (samma jordprover som för BAF). Tabell 3.13 visar % DFEE (Digestive Fluid Extraction Efficiency) i.e % biotillgänglig fraktion mätt med magsaftextraktion för toxikologiskt relevanta metaller (As, Cr, Cu, Zn, Cd, Pb). Till exempel: ett DFEE värde på 0,5 för As i jord 1.2a betyder att endast 0,5 % av totalhalten av As är biotillgänglig. DFEE värden har sedan använts för att räkna ut en biotillgänglig halt (Bioavailable concentration i mg/kg) för enskilda metaller i jordarna. Till exempel: ett värde på 0,22 för As, betyder att av totalhalten 42,1 mg/kg är endast 0,22 mg/kg biotillgänglig i jord 1.2a.

**Tabell 3.13. Biotillgänglighetsmätningar för metaller i Björkå. DFEE (Digestive fluid extraction efficiency): % biotillgänglig fraktion. Total conc: Total metallhalt i jord (mg/kg). Bioavailable conc: Biotillgänglig metallhalt i jord uträknad från DFEE (mg/kg).**

Compounds	DFEE (%)		Avg DFEE (%)	Total conc (mg/kg)		Bioavailable conc (mg/kg)	
	Jord 1.2.a	Jord 1.2.b		Jord 1.2.a	Jord 1.2.b	Jord 1.2.a	Jord 1.2.b
As	0.5	1.0	0.8	42.1	74.5	0.22	0.77
Cr	0.1	0.0	0.03	6.7	14.4	0.003	0.001
Cu	6.7	9.4	8.1	32.8	57.6	2.21	5.44
Zn	6.0	34.4	20.2	801	220	48.14	75.68
Cd	9.4	28.5	18.9	1.19	0.5	0.11	0.15
Pb	0.1	0.1	0.1	76.2	2.0	0.09	0.003

DFEE värdena visar att metallernas biotillgänglighet kan rangordnas enligt: Zn>Cd>Cu>As>Pb>Cr, medan totalhalter följer ordningen: Zn>As>Pb>Cu>Cr>Cd. Det visar att totalhalter kan vara missvisande, metaller som As och Pb har en låg biotillgänglighet trots höga halter i jord, Cd å andra sidan har en hög biotillgänglighet trots mycket låga halter i jord. För vissa metaller som Pb visar också DFEE värdena att biotillgängligheten ligger runt 0,1 % oavsett totalhalt. För andra metaller som Cd skiljer sig biotillgängligheten med en faktor 3, trots relativt lika totalhalter. Detta bekräftar att biotillgängligheten är högt platsspecifik och kan skilja sig avsevärt från en jord till en annan även i samma område.

### 3.1.4 Lakteter för prover från Björkå

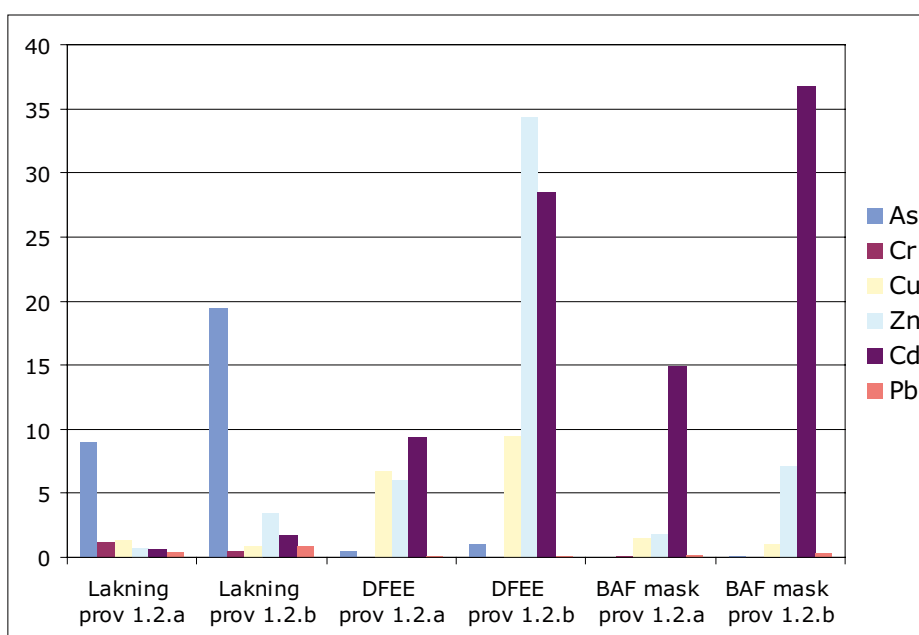
Resultat från lakteter i vatten med 0,001 M CaCl<sub>2</sub> på två jordprover 1:2a och 1:2b från Björkå (samma jordprover som för BAF och DFEE) visas i tabell 3.14. Till exempel: ett värde på 0,9 för As i jord 1.2a betyder att endast 0,9 % av totalhalten av As har lakats ut. % lakning var störst för As och följer ordningen: As>Zn>Cd>Cu>Cr>Pb.

**Tabell 3.14. Lakteter för metaller i Björkå. Lakning i vatten med 0,001M CaCl<sub>2</sub>. Lakningsvärden anges i % lakad fraktion. Total conc: Total metallhalt i jord (mg/kg).**

Metall	Lakning (%)		Medel Lakning (%)	Total conc (mg/kg)	
	jord 1.2.a	jord 1.2.b		jord 1.2.a	jord 1.2.b
As	0.9	1.94	1.42	42.1	74.5
Cr	0.12	0.05	0.09	6.7	14.4
Cu	0.13	0.09	0.11	32.8	57.6
Zn	0.07	0.34	0.21	801	220
Cd	0.06	0.17	0.12	1.19	0.53
Pb	0.04	0.089	0.06	76.2	2.04

### 3.1.5 Jämförelse mellan magsaftextraktion, BAF och lakteter för Björkå

En jämförelse mellan de tre biotillgänglighetsmätningarna BAF i mask, DFEE och lakning visas i figur 3.6. Ingen regressionstest har gjorts för att jämföra värdena statistiskt då mätningarna endast är gjorda på två jordprover (n=2). Men en grafisk jämförelse visar tydligt att DFEE och BAF följer samma mönster, med högst biotillgänglighet för Cd, Zn och Cu och en låg biotillgänglighet för de andra metallerna. Trenden för DFEE och BAF i mask var även lik BAF värdena i växterna (rajgräs och vitklöver Fig 3.3 och 3.4) som hade högsta BAF för Cd och Zn, följt av Cu och As. Lakteterna däremot visade ett helt annat mönster med högst lakning av As och en mycket låg lakning av de andra metallerna.



Figur 3.6. Jämförelse mellan olika biotillgänglighetsmätningar: % lakning, % DFEE och % BAF i mask för Björkå.

## 3.2 Västerås

### 3.2.1 Toxicitetstester med prover från Västerås

#### 3.2.1.1 VÄXTER: GROBARHET OCH TILLVÄXT

Resultaten från grobarhetstesterna med gräs visade ingen negativ påverkan för någon av jordarna när de testades utan pH-justering. Däremot påverkades tillväxten för flera av jordarna. Överlag påverkades rottillväxten mycket mer än skotttillväxten. Grobarheten och tillväxten för vitklöver påverkades av flera av jordarna. På grund av försöksuppläggnings kunde rot- och skotttillväxten inte mätas separat för vitklöver utan resultaten redovisas som tillväxt av hela växten. De jordar som påverkade grobarheten påverkade också tillväxten. Resultaten redovisas i fig 3.7, 3.8, 3.9, 3.10 och 3.11.

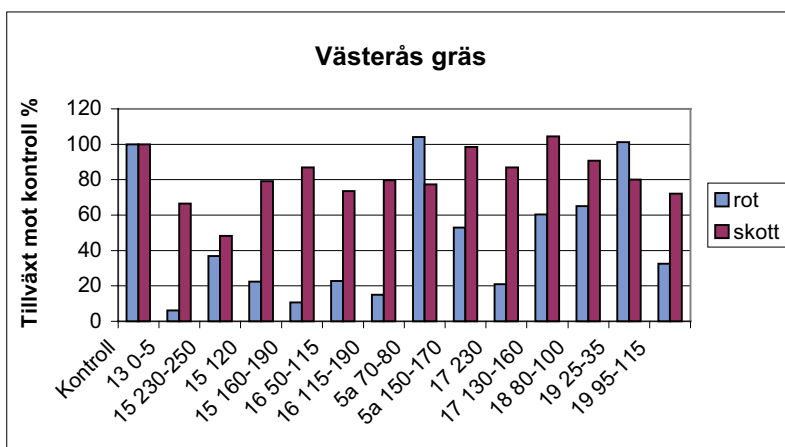


Fig 3.7. Rot- och skotttillväxt hos engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) odlad i jordar från Västerås.

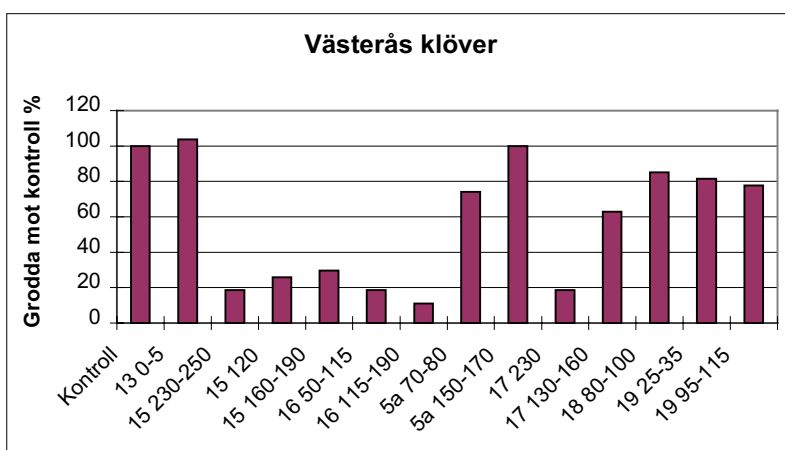


Fig 3.8. Antal grodda frön (% mot kontroll) hos vitklöver (*Trifolium repens*) odlad i jordar från Västerås.

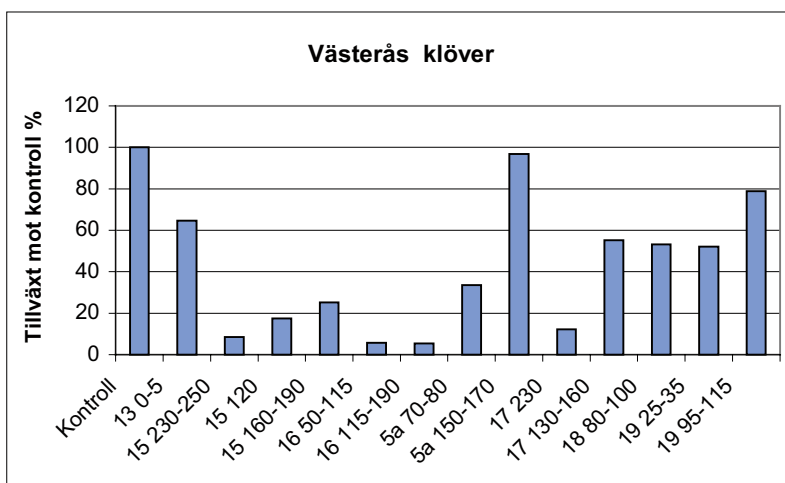


Fig 3.9. Sammanlagda rot- och skotttillväxten hos vitklöver (*Trifolium repens*) odlad i jordar från Västerås.

För att undersöka om effekten berodde på det höga pH (pH 9-10,5) som några av proverna hade eller om det var en effekt av de relativt höga metallhalterna i proverna sänktes pH på vissa prov och dessa testades på nytt. På grund av svårigheter med pH-justeringen varierade test-pH mellan de olika jordarna (pH 6-8). Resultaten från dessa tester redovisas i figur 3.10 och 3.11. Grobarheten för engelskt rajgräs påverkades av jord KA15 PG160-190. Denna påverkan kunde inte konstateras för icke pH-justerat prov. Tillväxten för gräset påverkades för samtliga jordar. Denna påverkan var större än, eller lika stor som den för ej pH-justerad jord. Skotttillväxten påverkades dessutom lika mycket som rottillväxten vilket inte var fallet med de prover som testades utan pH-justering. För klövern kunde inga signifikanta skillnader i grobarhet konstateras mellan pH-justerat och ej pH-justerat prov. Tillväxten var dock något sämre för justerat prov.

Även de spädda proverna (10 % inblandning) hade effekt på tillväxten både för engelskt rajgräs och vitklöver.

Vid testslut kunde det konstateras att fröna på de förorenade jordarna grodde långsammare än på kontrolljorden. Ett längre tillväxttest med de spädda proverna där grobarheten inte påverkades nämnvärt, kan ge ett något annorlunda resultat. De negativa effekterna kan bli svagare.

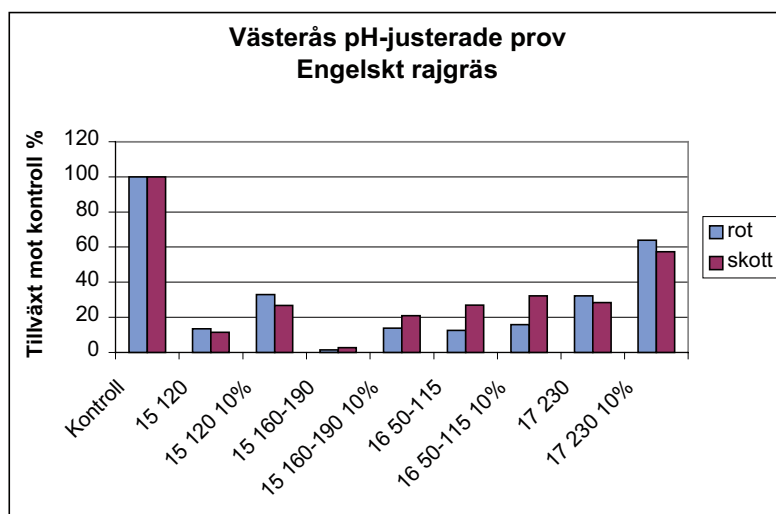


Fig 3.10. Rot- och skotttillväxt hos engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) odlad i pH-justerade jordar från Västerås.



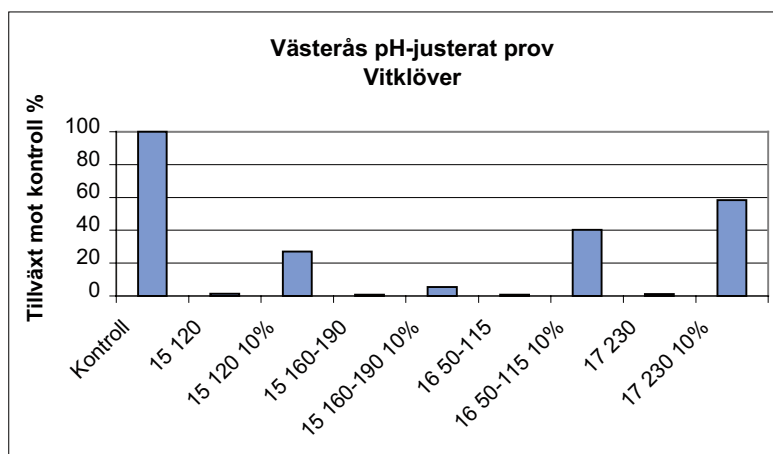


Fig 3.11. Sammanlagda rot- och skotttillväxten hos vitklöver (*Trifolium repens*) odlad i pH-justerade jordar från Västerås.

Resultaten från tillväxttesterna (4 veckor) med jord KA5a PG 70-80 och KA18 PG 80-100 visade en försämrad tillväxt (minskad biomassa) för gräs jämfört med kontrollen, däremot inte för klöver.

#### 3.2.1.2 REPRODUKTIONSTEST MED MASK

Jordarna testades i två koncentrationer, 100 % (15g jord/agarplatta) och 10 % (1,5 g jord/agarplatta) för KA13 PG 0-5 och KA18 PG 80-100. Jord KA15 PG 120 testades i koncentrationerna 50 % (7,5g jord/agarplatta) och 10 %.

Ingen signifikant ökad dödlighet jämfört med kontrollen förekom för någon av koncentrationerna.

Antalet lagda kokonger påverkades för samtliga testade jordar vid högsta testkoncentrationen jämfört med kontrollen. Denna effekt kunde inte observeras vid utspädning till 10 % jordinblandning för jord KA18 PG 80-100 och jord KA15 PG 120. För jord KA13 PG 0-5 fanns en svagt signifikant skillnad mot kontrollen även för denna koncentration fig 3.12. Kläckningen (tömningen) av de kokonger som lagts påverkades inte vid 10 % jordinblandning för någon av de testade jordarna. Vid test av 100 % jord (50 % för KA15 PG 120) överlevde få av de nykläckta maskarna. Detta innebär att ingen eller en begränsad reproduktion kunde ske i dessa jordar.

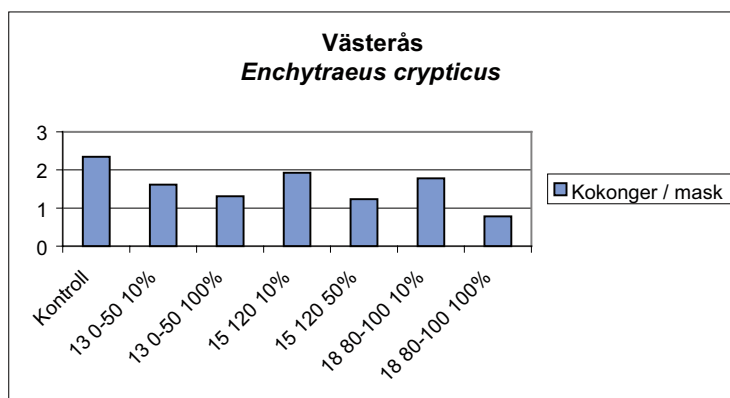


Fig 3.12. Antal lagda kokonger / mask hos maskar (*Enchytraeus crypticus*) exponerade för två koncentrationer av jordar från Västerås.

### 3.2.2 Uptagstester med jordprov från Västerås

#### 3.2.2.1 UPPTAG I VÄXTER

De analyserade metallhalterna i blad respektive rot redovisas i tabell 3.15. Eftersom de högsta halterna uppmättes i rotdelarna användes dessa värden för uträkning av BAF (fig 3.13).

PAH från jord KA 18PG 80-100 togs upp i låga halter av bägge testväxterna. BAF visas i fig 3.14. För att endast mäta upptaget från jord och inte från exponering av bakgrundshalter från luft redovisas endast BAF för rotdelarna. De analyserade halterna i blad respektive rot redovisas i tabell 3.16.

Tabell 3.15. Koncentrationer av analyserade metaller i växter odlade i jordar från Västerås (mg/kg VV).

	KA5a PG 70-80		Engelskt rajgräs		KA18 PG 80-100		Engelskt rajgräs	
	Vitklöver Stam / blad	Rot	Stam / blad	Rot	Vitklöver Stam / blad	Rot	Stam / blad	Rot
As	<0,005	<0,3	0,046	0,067	0,16	0,69	0,15	0,46
Cd	0,049	3,6	0,057	0,84	0,034	1,1	0,031	0,58
Co	0,060	0,53	0,036	0,25	0,065	0,37	0,025	0,20
Cr	<0,02	0,45	<0,02	0,10	<0,03	0,28	Z<0,01	0,18
Cu	1,4	9,6	1,9	5,7	1,5	5,5	2,3	9,6
Hg	<0,007	<0,007	<0,005	<0,006	<0,009	0,031	<0,005	0,048
Mn	11	18	9,9	8,6	7,6	6,2	5,8	5,6
Ni	2,3	12	2,9	6,1	0,73	2,9	1,1	2,4
Pb	0,15	4,7	0,10	0,84	0,84	11	0,34	2,4
V	0,088	3,3	0,015	4,0	0,044	0,62	<0,009	0,40
Zn	60	510	56	160	75	480	130	380

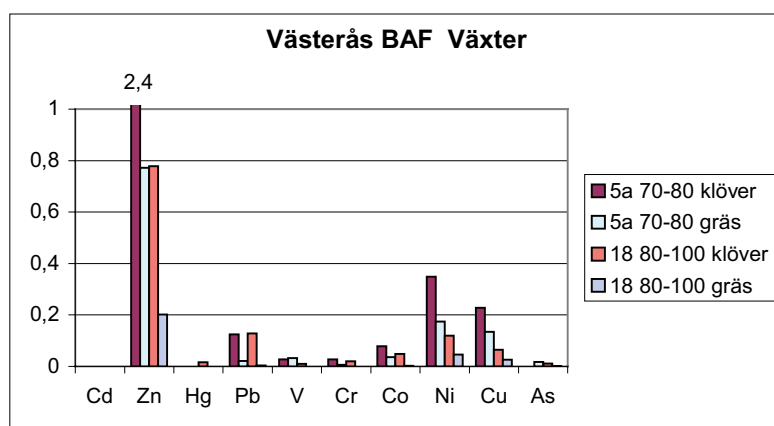


Fig 3.13. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för vitklöver (*Trifolium repens*) och engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) odlade i jordar från Västerås. Ett värde för Zn finns markerat över stapeln.

Tabell 3.16. Koncentrationer av analyserade PAH i växter odlade jord KA 18PG 80-120 från Västerås ( $\mu\text{g}/\text{kg VV}$ )

	Gräs rot	Gräs skott	Klöver rot	Klöver skott
Fenantren	7,5	5,6	11	0,22
Antracen	1,9	0,05	3,9	0,27
Fluoranten	12	0,20	25	3,0
Pyren	17	<0,2	24	1,9
Bens[a]antracen	11	<0,2	21	<0,2
Krysen	13	<0,2	22	2,3
Benso[b+k]fluoranten	19	<0,2	35	5,8
Benso[a]pyren	12	0,05	19	3,2
Dibens[a,h]antracen	1,9	<0,2	3,5	<0,2
Benso[g,h,i]perylene	17	<0,2	<0,2	2,4
Indeno[1,2,3-cd]pyren	11	0,05	9,3	3,2

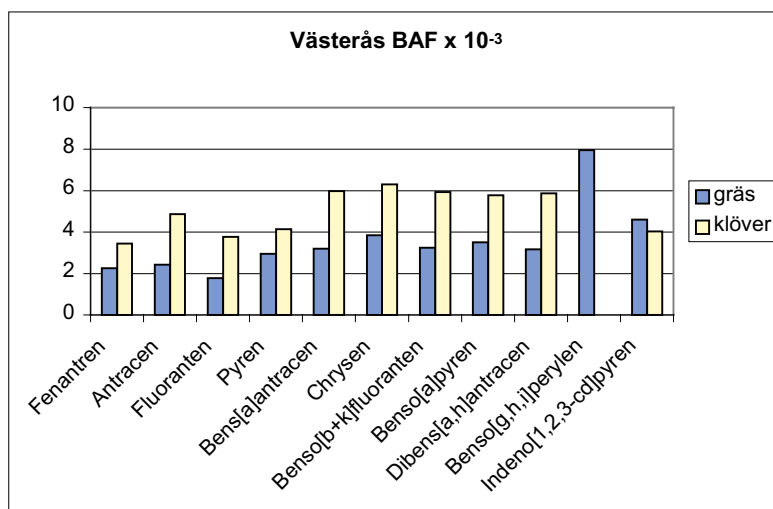


Fig 3.14. BAF (bioackumuleringsfaktorer) x 10<sup>-3</sup> för engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) och vitklöver (*Trifolium repens*) odlade i jord KA 18PG 80-100 från Västerås. Halterna i växterna är kompen- serade för bakgrundshalter som kunde påvisas i kontrollväxterna.

### 3.2.2.2 UPPTAG I MASK

Ingen signifikant dödlighet jämfört med kontrollerna kunde uppmätas vid försöksslut. Detta överensstämmer med reproduktionstesterna för jord KA 18PG 80-100. Resultaten från upptagstesterna visas i tabell 3.17-3.18 och figur 3.15-3.16.

**Tabell 3.17. Koncentrationer av analyserade metaller i masken *E. crypticus* exponerad för två jordprov från Västerås (mg/kg VV).**

	KA 5aPG 70-80	KA 18PG 80-100
As	<0,4	<0,5
Cd	2,1	2,2
Co	0,039	0,054
Cr	<0,1	<0,2
Cu	1,7	3,4
Hg	<0,05	0,20
Mn	0,95	1,2
Ni	0,32	0,26
Pb	0,83	0,84
V	0,27	0,14
Zn	51	85

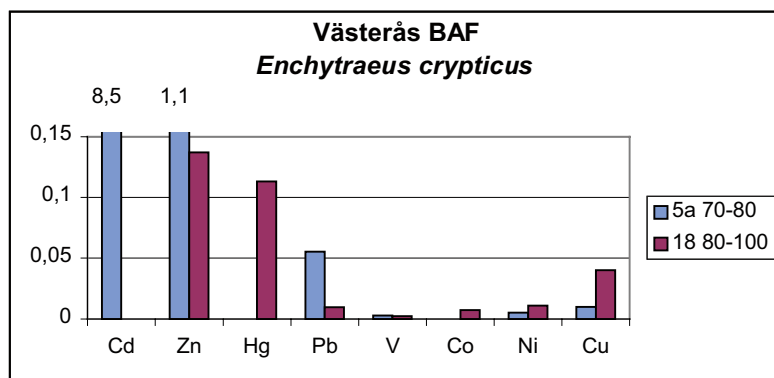


Fig 3.15. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för mask (*Enchytraeus crypticus*) exponerade för jordar från Västerås. Värden för Cd och Zn är markerade ovanför staplarna.

**Tabell 3.18. Koncentrationer av analyserade PAH i masken *E. crypticus* exponerad för jord KA 18PG 80-120 från Västerås (µg/kg VV).**

	Jord/agarblandning	Jord
Naftalen	11	12
Acenaften	16	13
Fluoren	8	5
Fenantren	44	63
Antracen	9	13
Fluoranten	97	348
Pyren	72	238
Bens[a]antracen	19	215
Krysen	25	219
Benso[b+k]fluoranten	26	289
Benso[a]pyren	9	111
Dibens[a,h]antracen	1	14
Benso[g,h,i]perylen	8	75
Indeno[1,2,3-cd]pyren	4	42

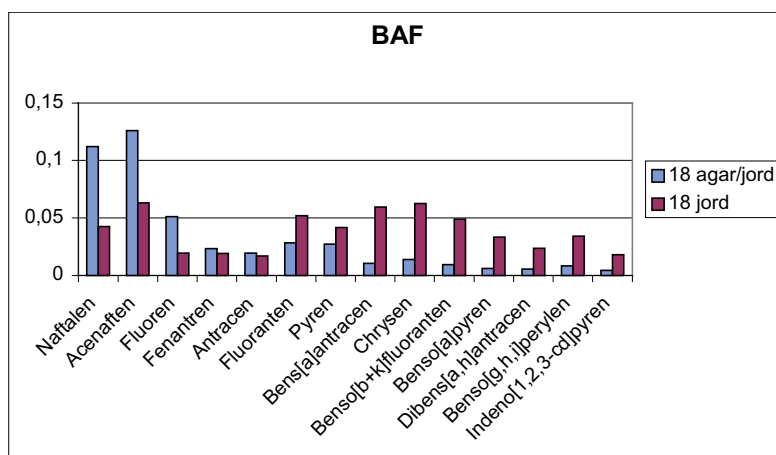


Fig 3.16. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för mask (*Enchytraeus crypticus*) exponerade för jordar från Västerås med och utan agarinblandning.

### 3.2.3 Magsaftextraktioner på jordprov från Västerås

#### 3.2.3.1 MAGSAFTEXTRAKTIONER FÖR METALLER

Biotillgänglighetsmätningar för metaller med magsaftextraktion gjordes på två prover från Västerås: KA18PG, KA5PG. Tabell 3.19 visar % DFEE, i.e. % biotillgänglig fraktion mätt med magsaftextraktion för toxikologiskt relevanta metaller.

**Tabell 3.19. Biotillgänglighetsmätningar för metaller i Västerås. DFEE (Digestive fluid extraction efficiency): % biotillgänglig fraktion. Total konc: Total metallhalt i jord (mg/kg). Biotillg konc: Biotillgänglig metallhalt i jord uträknad från DFEE (mg/kg).**

Metall	DFEE (%)		Medel DFEE (%)	Total konc (mg/kg)		Biotillg konc (mg/kg)	
	KA18PG	KA5aPG		KA18PG	KA5aPG	KA18PG	KA5aPG
As	0.26	5.5	2.88	65	3.8	0.17	0.21
Cr	0.23	0.22	0.23	14	16	0.032	0.035
Cu	9.04	6.27	7.66	4.8	85	0.43	5.33
Zn	10.3	14.12	12.21	620	210	37.26	72.24
Cd	41.7	46.7	44.20	0.23	0.22	0.10	0.10
Pb	1.1	0.26	0.68	1.5	87	0.02	0.026

Ett DFEE värde på 0,26 för As betyder att endast 0,26 % av totalhalten av As är biotillgänglig, dvs endast 0,17 mg/kg av totalt 65 mg/kg.

En rangordning på DFEE värdena visar att biotillgängligheten följer ordningen Cd>Zn>Cu>As>Pb>Cr. Det är samma trend som för Björkå (förutom att där var Zn>Cd). Rangordningen för totalhalter är Zn>Cu>Pb>As>Cr>Cd, och visar igen att totalhalterna inte speglar biotillgängligheten. Metallerna som har högst biotillgänglighet är Cd (44 %), Zn (12%) och Cu (8%), medans biotillgängligheten av metaller som As, Cr och Pb är mycket låg. Som för Björkå visar DFEE värdena att biotillgängligheten är både platsspecifik och jordspecifik och att totalhalter är missvisande.

#### 3.2.3.2 MAGSAFTEXTRAKTIONER FÖR PAH

Ett jordprov från Västerås (KA 18 PG 80-100) analyserades för biotillgänglighet av metaller mha artificiell magsaftextraktion. Medelvärdet för DFEE var 11,4 %, med en standard avvikelse på 8,4. Den relativt höga standardavvikelsen visar att biotillgängligheten varierar kraftigt mellan olika PAH-föreningar, från 3,4 % för indeno[1,2,3-cd]pyren till 30,7 % för pyren (tabell 3.20). Biotillgängliga koncentrationer kunde räknas ut för varje PAH och visas i tabellen. Dessa kan användas som en skattning av den maximala biotillgängliga koncentrationen och visar t ex att av en totalhalt på 3,3 mg/kg B[a]P är endast 0,2 mg/kg biotillgänglig för en jordlevande organism.

**Tabell 3.20. DFEE och BAF värden för PAH-föreningar från Västerås ( i prov KA 18 PG 80-100).**

PAH	DFEE (%)	Tot Konc (mg/kg)	Biotillg Konc (mg/kg)	BAF i jord	BAF i jord + Agar
Naftalen		ND			
Acenaften	13,1	0,21	0,03	0,063	0,126
Fluoren		ND			
Fenantren	10,6	3,3	0,35	0,019	0,023
Antracen	9,7	0,8	0,08	0,017	0,02
Fluoranten	25,0	6,7	1,68	0,052	0,029
Pyren	30,7	5,7	1,75	0,042	0,027
Bens[ <i>a</i> ]antracen	8,9	3,6	0,32	0,06	0,011
Krysen	12,3	3,5	0,43	0,063	0,014
Benso[ <i>b+k</i> ]fluoranten	6,0	5,9	0,36	0,049	0,009
Benso[ <i>a</i> ]pyren	6,1	3,3	0,20	0,033	0,006
Dibens[ <i>a,h</i> ]antracen	4,4	0,59	0,03	0,024	0,005
Benso[ <i>g,h,l</i> ]perylene	6,4	2,2	0,14	0,034	0,008
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyren	3,4	2,3	0,08	0,018	0,004
PAH-L	13,1	0,2	0,03	1,20	1,12
PAH-M	23,4	16,5	3,86	0,27	0,78
PAH-H	7,3	19,09	1,39	0,09	0,97
Sum PAH	43,8	35,8	15,67	0,19	0,88

DFEE: Digestive fluid extraction efficiency. BAF jord: Bioackumulationsfaktor från upptagstester med masken *E. crypticus* i hel jord. BAF jord + Agar Bioackumulationsfaktor från upptagstester med masken *E. crypticus* i jord + Agar. ND: under detektionsvärdet eller lägre värden än i kontrollerna med endast magsaft.

### 3.2.4 Lakteter på jordprov från Västerås

#### 3.2.4.1 LAKTESTER FÖR METALLER

Resultat från lakteter i vatten med 0,001 M CaCl<sub>2</sub> på ett jordprov (KA18PG) från Västerås visas i tabell 3.21.

**Tabell 3.21. % lakning av metaller i jordprov från Västerås.**

Ämne	Lakning (%)	Total konc (mg/kg)
As	ND	65
Cr	ND	14
Cu	0.066	4.8
Zn	2.01	620
Cd	ND	0.23
Pb	0.0008	1.5

Endast ett jordprov från Västerås lakades för metaller. Lakningen av metaller var mycket låg. Metallhalterna för As, Cr och Cd var under detektionsgränsen (ND), högst för Zn (2%) och under 0,1 % för Pb och Cu.

#### 3.2.4.2 LAKTESTER FÖR PAH

Inga laktester för PAH-föreningar gjordes från jordprov från Västerås.

#### 3.2.4.3 JÄMFÖRELSE MELLAN BIOTILLGÄNGLIGHET OCH UPPTAG PÅ JORDPROV FRÅN VÄSTERÅS

Eftersom biotillgängligheten endast mättes med magsaftextraktion från ett jordprov kan biotillgänglighetsmätningarna inte jämföras statistiskt, men en grafisk jämförelse mellan DFEE och BAF visas i fig 3.17. Jämförelsen mellan DFEE och BAF i jord visar att DFEE värdena följer relativt väl BAF värdena, förutom för medellösliga PAH-M som fluoranten och bensenantracen där DFEE överskattar BAF-värdena. Bäst förhållande mellan DFEE och BAF åstadkoms för de mest fettlösliga PAH-föreningarna, PAH-H.

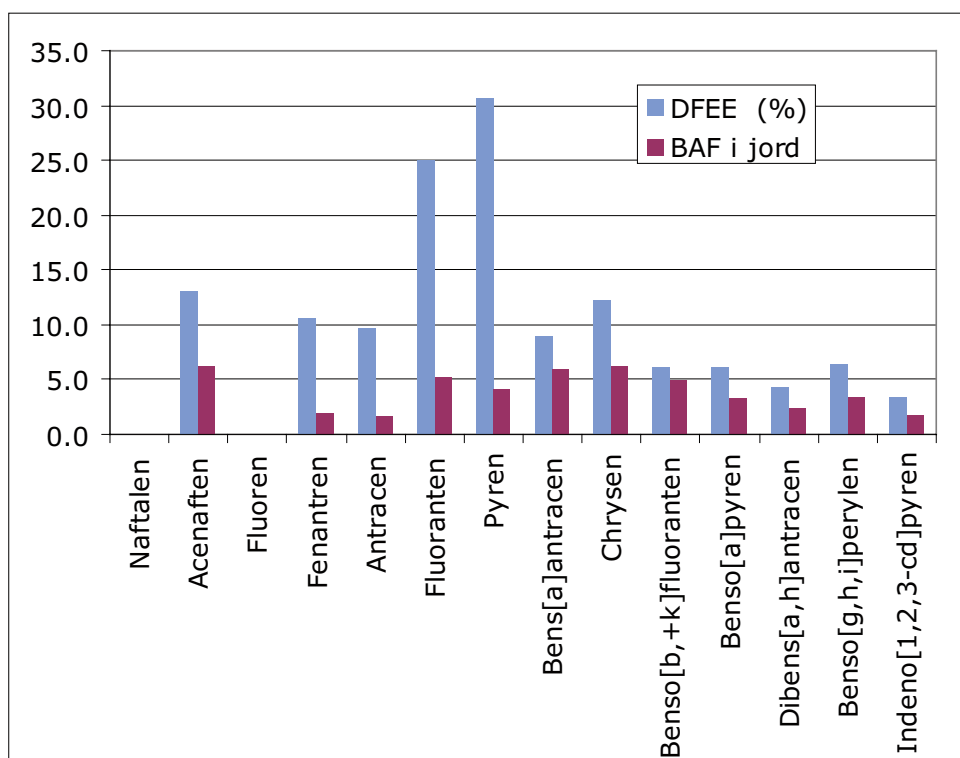


Fig 3.17. Jämförelse av biotillgänglighetsmätningarna %DFEE (magsaftextraktion) och BAF\*100 (upptag i mask) för PAH-föreningar från Västerås.



## 3.3 Krylbo

### 3.3.1 Toxicitetstester med prover från Krylbo

#### 3.3.1.1 VÄXTER GROBARHET OCH TILLVÄXT

Resultaten från grobarhetstesterna med gräs visade ingen negativ påverkan för någon av de testade jordarna. Däremot påverkades tillväxten för flera av jordarna. Överlag påverkades rottillväxten mer än skotttillväxten. Både grobarheten och tillväxten för vitklöver påverkades av flera av jordarna. De jordar som påverkade grobarheten påverkade också tillväxten. För vissa jordar kunde däremot en stimulering av tillväxten observeras. Resultaten redovisas i fig 3.18 och 3.19. En svag korrelation kunde påvisas mellan hämning av tillväxt av gräs och den totala halten av PAH i jordarna ( $r^2 = 0,56$ ) men inte för klöver. Däremot fanns en korrelation mellan grobarheten och PAH-halterna i jordarna ( $r^2 = 0,66$ ) för klöver. Ingen eller mycket svag korrelation kunde påvisas mellan As-halterna i jordarna och tillväxten /grobarheten för båda testväxterna.

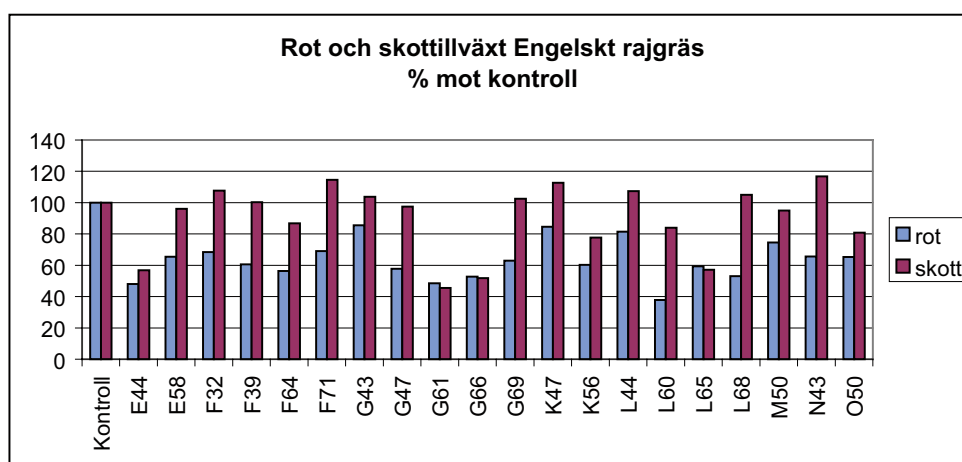


Fig 3.18. Rot- och skotttillväxt hos engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) odlad i jordar från Krylbo.

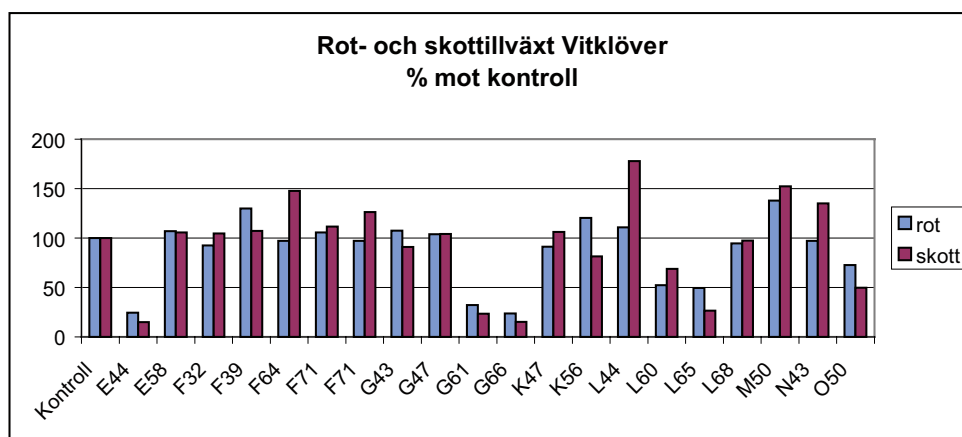


Fig 3.19. Rot- och skotttillväxt hos vitklöver (*Trifolium repens*) odlad i jordar från Krylbo.

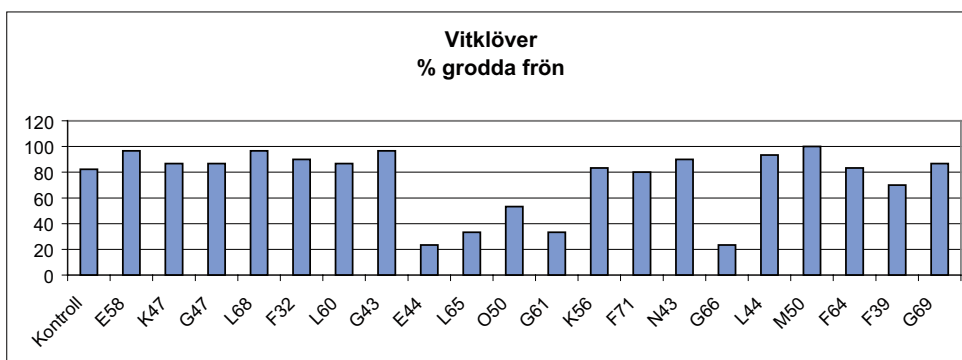


Fig 3.20. Procent grodda frön av vitklöver (*Trifolium repens*) odlad i jordar från Krylbo.

Resultaten från tillväxttesterna (4 veckor) med sju olika jordar redovisas i fig 3.21. Tillväxten påverkades för samtliga testade jordar. En svag korrelation mellan halten As i jordarna och biomassan kunde påvisas för båda testväxterna (gräs  $r^2 = 0,52$ , klöver  $r^2 = 0,74$ ). Däremot fanns ingen korrelation mellan totalhalten PAH och växternas biomassa.

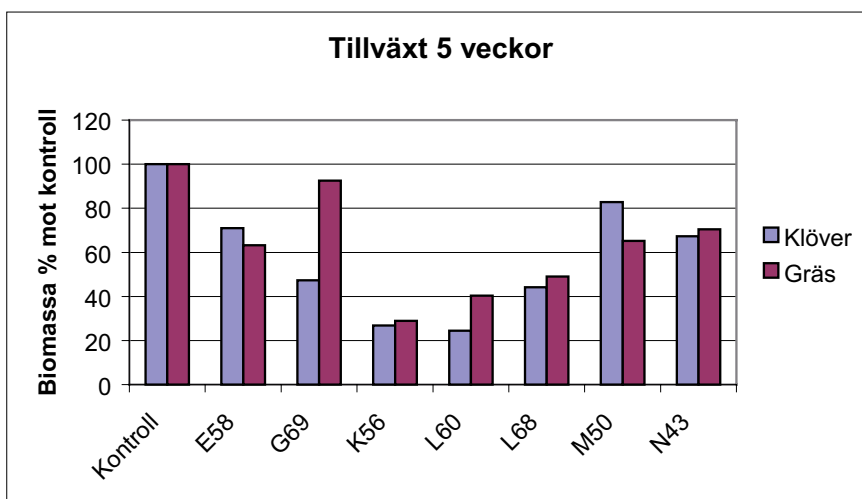


Fig 3.21. Tillväxtförsök med engelskt rajgräs och vitklöver med jordar från Krylbo. Biomassa uttryckt som % mot kontroll.

### 3.3.1.2 MASKAR: REPRODUKTIONSTEST

Jordarna testades endast i en koncentration (100% jord). Resultaten visas i fig 3.22 och 3.23. Fig 3.22 visar att även om antalet kokonger som läggs inte skiljer sig från kontrollen kan kläckningen av dessa vara starkt påverkat (t ex jord E44). Viss dödlighet förekom också för en del jordar. Resultaten visas i fig 3.23. En svag korrelation kunde påvisas mellan totalhalten PAH i jordarna och % kläckta kokonger ( $r^2 = 0,52$ ) samt för totalhalterna As i jordarna och antalet lagda kokonger / mask ( $r^2 = 0,67$ ) och % överlevande maskar ( $r^2 = 0,63$ ).

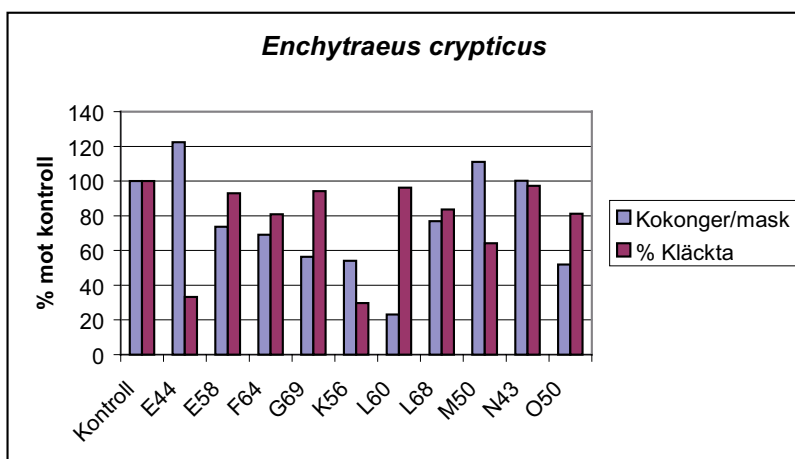


Fig 3.22. Lagda kokonger / mask och kläckta (tömnda) kokonger hos masken *Enchytraeus crypticus* exponerad för jordar från Krylbo.

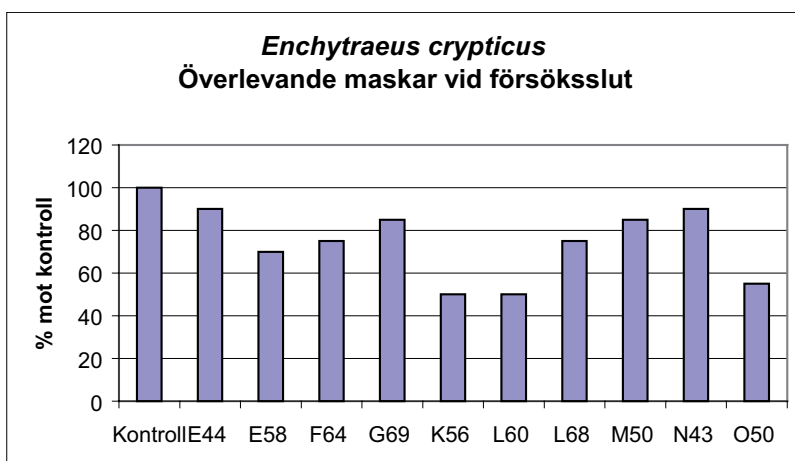


Fig 3.23. *Enchytraeus crypticus* exponerad för jordar från Krylbo, överlevande maskar vid försöksslut. (% mot kontroll).

### 3.3.1.3 MIKROORGANISMER: BIOLOGTEST

As i Krylbos jordar hade en signifikant effekt på mikroorganismernas samhällsstruktur, mätt som förmåga att metabolisera olika C-källor se Bilaga E. PAH-halter hade däremot ingen signifikant effekt på mikroorganismernas samhällsstruktur.

## 3.3.2 Upptagstester på jordar från Krylbo

### 3.3.2.1 UPPTAGSTESTER: VÄXTER

De analyserade halterna av As, Cr och Cu i stam/blad respektive rot redovisas i tabell 3.22 Eftersom de högsta halterna uppmättes i rot delarna användes dessa värden för uträkning av BAF (fig 3.24 och 3.25).

Tabell 3.22. Koncentrationer av As, Cr och Cu i växter odlade i jordar från Krylbo (mg/kg VV).

	As		Cr		Cu	
	Stam/blad	Rot	Stam/blad	Rot	Stam/blad	Rot
Engelskt rajgräs						
N43	0,19	1,1	0,088	1,0	4,4	44
L60	3,0	110	0,21	1,7	2,8	37
M50	3,1	175	0,16	11	2,7	5,4
L68	3,1	370	0,088	5,8	3,5	17
G69	1,0	33	0,11	5,0	2,5	8,0
Vitklöver						
N43	1,8	7,9	0,81	5,5	9,6	180
L60	26	290	3,0	6,3	11	110
M50	3,9	605	0,92	34	3,6	19
L68	15	365	1,8	3,2	6,2	12
G69	6,7	21	1,00	2,9	3,9	13

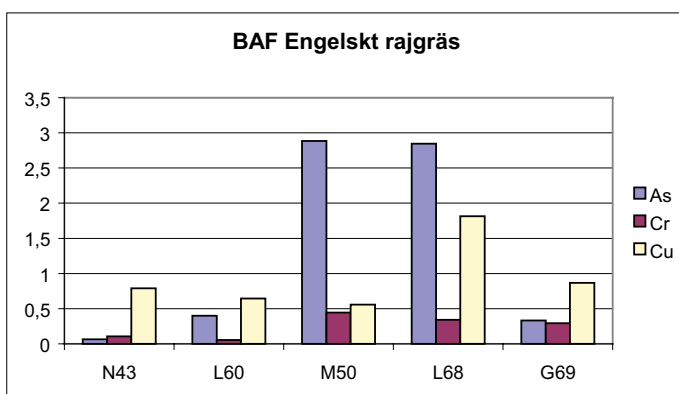


Fig 3.24. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för engelskt rajgräs (*Lolium perenne*) odlad i jordar från Krylbo.

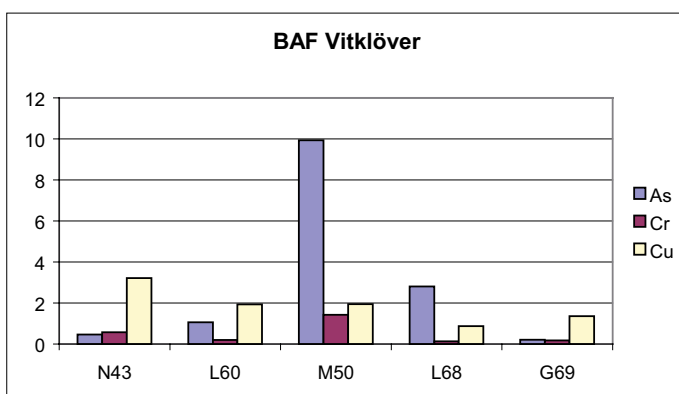


Fig 3.25. BAF (bioackumuleringsfaktorer) för vitklöver (*Trifolium repens*) odlad i jordar från Krylbo.

De analyserade halterna i växterna av de olika PAH-föreningarna redovisas i tabell 3.23 och tabell 3.24.

PAH från jordarna togs upp i analyserbara halter i de bägge testväxterna. I de växter som odlats i jordar med mycket höga halter kunde relativt höga halter PAH-föreningar påvisas även i stammarna/bladen. Detta var särskilt utmärkande för vitklöver. Fig 3.26 och 3.27 visar BAF för PAH-grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H i rajgräs och i vitklöver. Värden för PAH-L kan vara något osäkra på grund av föreningarnas egenskaper (t ex ångtryck).

**Tabell 3.23. Koncentrationer av PAH-föreningar i engelskt rajgräs odlad i jordar från Krylbo (mg/kg VV).**

	E58		K56		M50		N43		L60	
	Rot	Skott	Rot	Skott	Rot	Skott	Rot	Skott	Rot	Skott
Engelskt rajgräs										
Naftalen	13	<0,5	<0,5	2,7	1,5	<1	11	6,7	2,7	6,0
Acenaften	7,1	1,7	1,3	3,5	2,2	2,1	1,4	0,71	7,2	2,1
Fluoren	35	19	12	44	20	21	22	14	14	29
Fenantren	52	6,5	1,2	5,8	8,0	4,9	6,8	8,8	72	28
Antracen	43	1,1	1,8	0,26	10	0,8	0,48	<0,01	1,2	0,68
Fluoranten	8800	273	282	38	1806	109	13	<0,2	276	172
Pyren	12000	195	477	47	2850	225	<0,4	<0,4	143	93
Bens[ <i>a</i> ]antracen	3900	45	414	83	969	58	<0,2	<0,2	57	23
Krysen	5300	59	353	482	1060	91	12	<0,2	117	50
Benso[ <i>b+k</i> ]fluoranten	5358	77	697	163	2109	136	43	<0,2	224	54
Benso[ <i>a</i> ]pyren	1887	23	362	52	848	54	0,53	<0,2	23	8,1
Dibens[ <i>a,h</i> ]antracen	273	3,2	35	5,3	93	5,2	2,0	<0,1	6,5	1,6
Benso[ <i>g,h,i</i> ]perylene	948	12	156	21	413	24	7,3	<0,3	28	7,3
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyren	1060	14	174	22	443	23	10	<0,5	37	7,6

**Tabell 3.24. Koncentrationer av PAH-föreningar i vitklöver odlad i jordar från Krylbo (mg/kg VV).**

	E58		K56		M50		N43		L60	
	Rot	Skott	Rot	Skott	Rot	Skott	Rot	Skott	Rot	Skott
Engelskt rajgräs										
Naftalen	46	6,5	78	<5	<5	<5	<2	51	7,8	9,8
Acenaften	7,5	0,98	3,6	2,4	11	6,0	2,7	2,7	7,7	3,1
Fluoren	41	9,3	27	20	47	77	16	21	63	2,0
Fenantren	21	5,0	14	28	21	55	20	14	21	49
Antracen	4,5	<0,01	4,5	15	2,6	70	7,5	4,1	<1	2,9
Fluoranten	56	<0,2	685	1710	154	2600	1101	447	<2	67
Pyren	<2	<0,4	723	1652	293	3426	2104	781	<4	7,8
Bens[a]antracen	<2	<0,2	239	455	262	1462	791	203	<2	11
Krysen	<2	<0,2	290	742	254	2031	887	291	<2	19
Benso[b+k] fluoranten	<0,2	<0,2	508	716	791	2464	1772	497	<5	35
Benso[a]pyren	<1	<0,2	127	229	239	872	639	210	<2	12
Dibens[a,h] antracen	<0,5	<0,1	12	27	25	97	51	22	<1	2,8
Benso[g,h,i] perylene	<1	<0,2	50	110	95	393	223	90	<2	9,0
Indeno[1,2,3-cd] pyren	<2	<0,4	51	124	131	407	260	86	<4	14

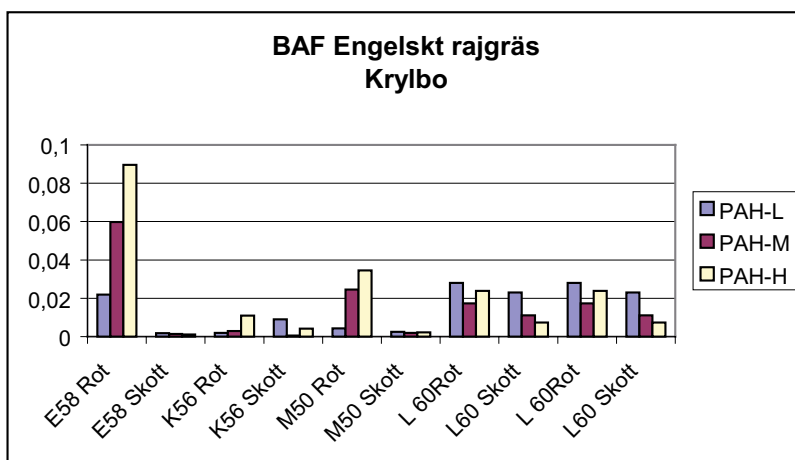


Fig 3.26. BAF för PAH-grupper i rajgräs.

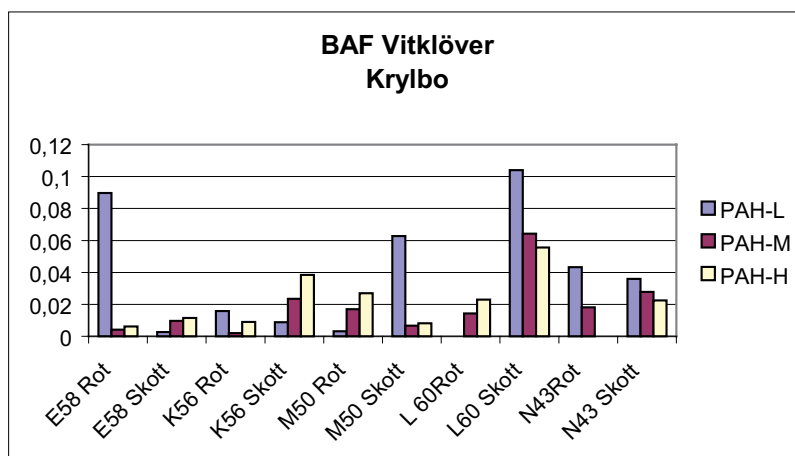


Fig 3.27. BAF för PAH-grupper i vitklöver.

### 3.3.2.2 UPPTAGSTESTER I MASK

De analyserade halterna As, Cr, Cu i maskar exponerade för jordar från Krylbo redovisas i tabell 3.25. BAF redovisas i fig 3.28. Dessa värden var överlag låga.

Tabell 3.25. Koncentrationer av As, Cu, Cu i masken *Enchytraeus crypticus* exponerad för jordar från Krylbo (mg/kg VV).

	F64	G69	K56	L 60	L68	M50	N 43
As	4,3	<3	17	11	6,0	1,4	1,29
Cr	<0,3	<1	4,3	1,8	1,1	0,60	0,74
Cu	1,5	4,1	6,3	10	2,7	1,7	8,5

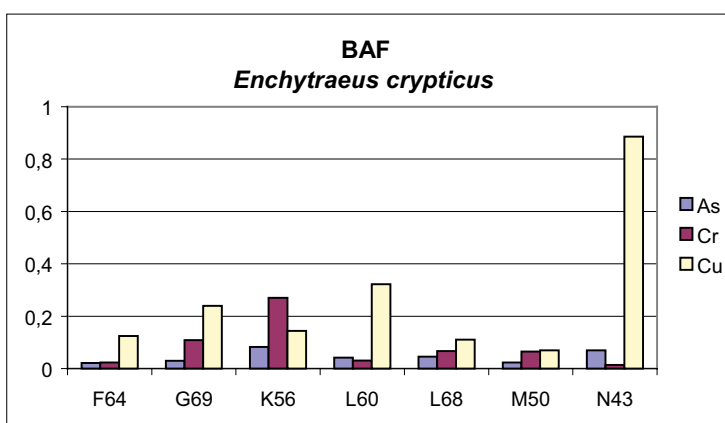


Fig 3.28. BAF för masken *Enchytraeus crypticus* exponerad för jordar från Krylbo.

Resultaten från upptagstesterna med PAH-föreningar visas i tabell 3.26 och fig 3.29. BAF var låga för maskarna. Fig 3.29 visar BAF för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H. De höga värdena för PAH-L kan vara något osäkra på grund av föreningarnas egenskaper (ångtryck osv).

**Tabell 3.26. Koncentrationer av PAH-föreningar i masken *Enchytraeus crypticus* exponerade för jordar från Krylbo (mg/kg VV).**

	E44	E58	K56	L60	M50	N43	O50
Naftalen	0,46	0,11	0,10	0,12	0,075	0,26	0,069
Acenaften	1,09	0,60	2,5	0,69	0,62	2,3	1,9
Fluoren	0,013	0,034	0,18	0,015	0,12	0,18	0,020
Fenantren	0,13	0,026	0,59	0,016	0,34	0,071	0,14
Antracen	0,016	0,0014	0,007	0,0042	0,0056	0,011	0,0041
Fluoranten	0,077	0,013	0,039	0,021	0,077	0,075	0,055
Pyren	0,28	0,016	0,064	0,028	0,078	0,064	0,089
Bens[ <i>a</i> ]antracen	0,23	0,036	0,20	0,040	0,20	0,19	0,25
Krysen	0,19	0,030	0,12	0,031	0,093	0,12	0,16
Benso[ <i>b+k</i> ]fluoranten	0,16	0,051	0,15	0,066	0,15	0,23	0,20
Benso[ <i>a</i> ]pyren	0,20	0,052	0,12	0,041	0,15	0,13	0,23
Dibens[ <i>a,h</i> ]antracen	0,091	0,034	0,076	0,048	0,14	0,083	0,14
Benso[ <i>g,h,i</i> ]perylene	0,086	0,049	0,10	0,051	0,17	0,16	0,13
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyren	0,14	0,040	0,11	0,057	0,15	0,14	0,12

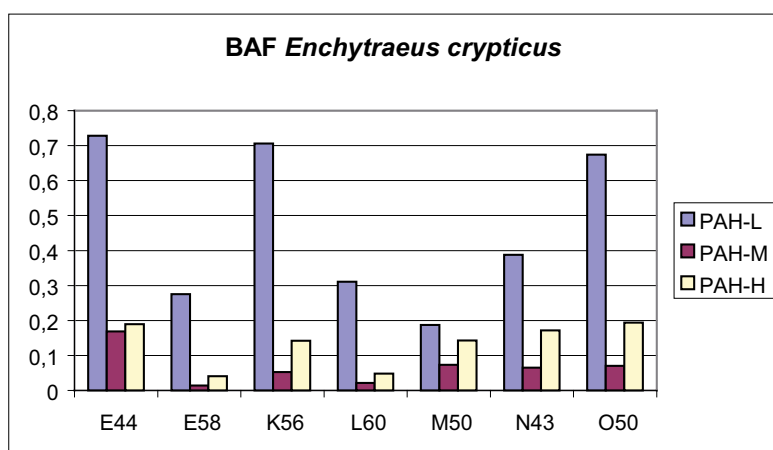


Fig 3.29. BAF för masken *Enchytraeus crypticus* exponerad för jordar från Krylbo.



### 3.3.3 Biotillgänglighetstester på jordar från Krylbo

Tio provpunkter från Krylbo valdes ut för upptagstester i mask och samma provpunkter användes till magsaftextraktion, lakteter och BIOLOGtester på mikroorganismer. Av dessa 10 valdes 7 provpunkter för magsaftextraktioner av metaller och 7 för magsaftextraktion av PAH-föreningar. Se figurer 3.30 och 3.31. Totalhalter metaller och PAH i jordproven visas i tabell 3.27 och 3.28.

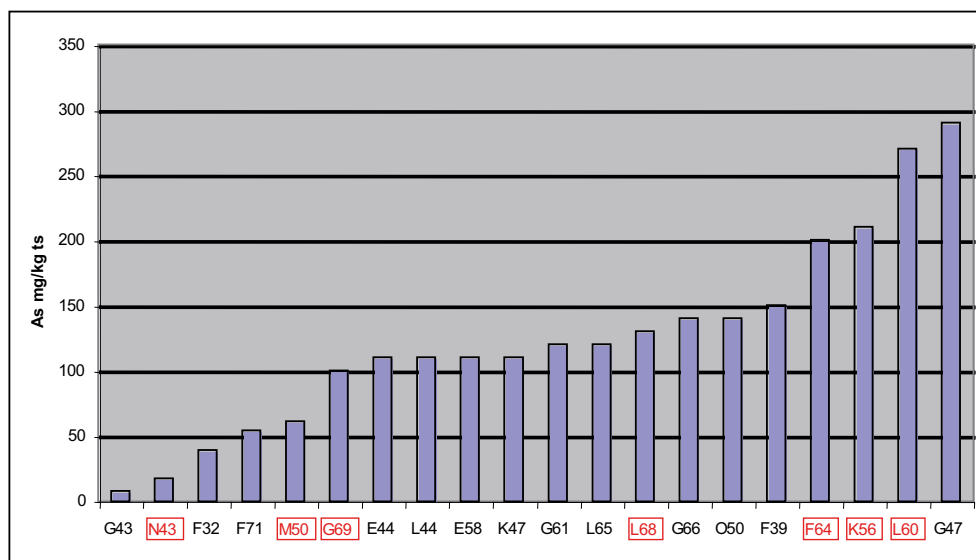


Fig 3.30. Provpunkter som valts ut för upptagstester i mask, biotillgänglighetstester, lakteter och Biologtester för As.

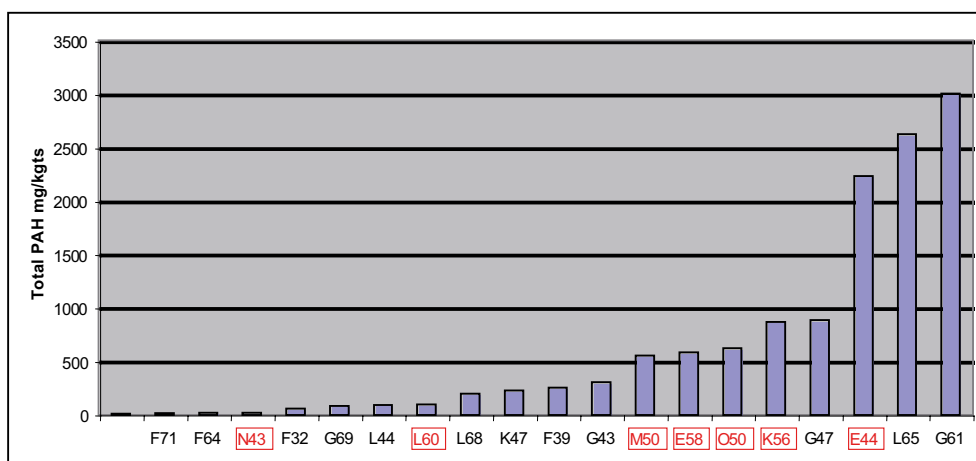


Fig 3.31. Provpunkter som valts ut för upptagstester i mask, biotillgänglighetstester, lakteter och Biologtester för PAH-föreningar.

**Tabell 3.27. Totalhalter metaller (mg/kg) i prover för biotillgänglighetsanalys.**

Metall	N-43	M-50	F-64	K-56	G-69	L-68	L-60
As	17	61	200	210	100	130	270
Cr	9.6	24	13	44	17	24	31
Cu	55	9.2	12	16	9.2	17	58
Zn	77	46	38	87	32	51	63
Cd	0,34	0,45	1,1	1,2	0,59	0,8	1,6
Pb	NA	4,9	10	8,7	10	NA	24

NA: Not available, ej analyserade, eller problem under analyserna.

**Tabell 3.28. Totalhalter PAH-föreningar (mg/kg) i prover för biotillgänglighetsanalys.**

PAH	N43	M-50	E-44	K-56	E-58	O-50	L-60
Naftalen	0,4	1,0	1,0	0,8	1,0	1,0	0,5
Acenaften	0,0	0,3	0,8	0,3	0,5	0,5	0,5
Fluoren	0,1	0,5	1,5	0,5	0,8	1,0	0,3
Fenantren	0,3	0,5	3,8	0,8	2,3	4,1	4,6
Antracen	0,7	10,0	14,0	8,2	0,6	10,0	3,7
Fluoranten	2,2	50,0	350,0	8,7	160,0	200,0	22,0
Pyren	1,8	79,0	300,0	8,7	150,0	190,0	17,0
Bens[ <i>a</i> ]antracen	0,6	21,0	52,0	8,7	50,0	32,0	5,0
Krysen	1,4	43,0	52,0	83,0	66,0	61,0	12,0
Benso[ <i>b+k</i> ]fluoranten	2,0	56,0	53,0	94,0	69,0	50,0	13,0
Benso[ <i>a</i> ]pyren	0,4	18,0	15,0	94,0	25,0	13,0	2,1
Dibens[ <i>a,h</i> ]antracen	0,1	1,8	1,8	3,2	2,6	1,5	0,3
Benso[ <i>g,h,i</i> ]perylene	0,2	5,2	5,3	7,4	6,7	4,6	1,1
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyren	0,3	6,6	6,5	10,0	8,5	5,6	1,4
PAH-L	0.5	1.3	1.8	1.1	1.5	1.5	1.0
PAH-M	5.1	140.0	669.3	26.9	313.7	405.1	47.6
PAH-H	10.6	292.9	856.7	328.3	543.0	574.3	83.5
Sum PAH	16.2	434.2	1527.7	356.2	858.1	980.9	132.1

### 3.3.3.1 MAGSAFTEXTRAKTION FÖR METALLER

Biotillgänglighetsmätningar för metaller med magsaftextraktion gjordes på 7 prover från Krylbo. Totalhalter visas i tabell 3.27, biotillgänglig fraktion (%DFEE) visas i tabell 3.29, och uträknad biotillgänglig koncentration (=DFEE\*Totalhalt/100) visas i tabell 3.30.

**Tabell 3.29. % DFEE (biotillgänglig fraktion) metaller i jordar från Krylbo.**

Metall	N-43	M-50	F-64	K-56	G-69	L-68	L-60
<b>As</b>	0.07	0.45	0.28	0.34	0.12	0.3	0.36
<b>Cr</b>	0.04	0.15	0.05	0.19	0.07	0.17	0.08
<b>Cu</b>	15.14			0.88	1.17	0.94	8.41
<b>Zn</b>	14.71	18.17	12.44	15.44	5.41	11.97	26.52
<b>Cd</b>	10.82	1.72	0.53	0.84	1.48	1.1	2.75
<b>Pb</b>		0.51	1.32	0.22	0.05		3.92

En rangordning av medelvärden på DFEE för varje metall visar att biotillgängligheten följer rangordningen Zn>Cu>Cd>Pb>As>Cr. De tre metallerna som har högst biotillgänglighet är Zn (15 %), Cu (5.3%) och Cd (3%), medan biotillgängligheten för As, Cr och Pb är mycket låg. Detta är samma trend som både Björkå och Västerås. Vissa metaller som Cu och Cd visar en stor skillnad i DFEE värden mellan jordarna, vilket igen visar att biotillgängligheten är ytterst plats och jordspecifik. DFEE värdena visar också åter att totalhalterna inte speglar biotillgängligheten. Tabell 3.30 visar uträknade biotillgängliga koncentrationer för metallerna. Till exempel av en total As-halt på 270 mg/kg i jord L-60 (tabell 3.27), är endast 0.36 % biotillgänglig (tabell 3.29) vilket motsvarar en faktisk halt på 0,97 mg/kg (tabell 3.30).

**Tabell 3.30. Biotillgänglig koncentration (mg/Kg) metaller i jordar från Krylbo.**

Metall	N-43	M-50	F-64	K-56	G-69	L-68	L-60
<b>As</b>	0.01	0.27	0.56	0.71	0.12	0.39	0.97
<b>Cr</b>	0.00	0.04	0.01	0.08	0.01	0.04	0.02
<b>Cu</b>	8.33			0.14	0.11	0.16	4.88
<b>Zn</b>	11.33	8.36	4.73	13.43	1.73	6.10	16.71
<b>Cd</b>	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04
<b>Pb</b>		0.02	0.13	0.02	0.01		0.94

### 3.3.3.2 MAGSAFTEXTRAKTION FÖR PAH

Biotillgänglighetsmätningar för PAH med magsaftextraktion gjordes på 7 prover från Krylbo. Totalhalter visas i tabell 3.28, biotillgänglig fraktion (%DFEE) visas i tabell 3.31, och uträknad biotillgänglig koncentration (=DFEE\*Totalhalt/100) visas i tabell 3.32.

**Tabell 3.31. % DFEE för PAH-föreningar i jordar från Krylbo.**

PAH	N-43	M-50	E-44	K-56	E-58	O-50	L-60
Naftalen	0.03	0.78	9.35	1.44	1.68	4.72	0.01
Acenaften			4.73	0.78	0.67	2.85	0.00
Fluoren	0.01	14.42	0.01	0.04	0.03	0.02	0.08
Fenantren	0.05	12.04	0.34	0.21	0.10	0.08	0.02
Antracen	4.34	66.58	97.10	54.36	3.83	67.76	21.63
Fluoranten	0.28	2.22	1.23	2.70	0.22	0.33	0.03
Pyren	0.33	0.96	1.41	2.51	0.24	0.50	0.03
Bens[a]antracen	0.07	0.32	0.58	0.00	0.06	0.35	0.03
Krysen	0.06	0.18	0.81	0.12	0.14	0.37	0.04
Benso[b+k]fluoranten	0.04	0.13	0.34	0.02	0.09	0.31	0.05
Benso[a]pyren	0.03	0.14	0.57	0.02	0.08	0.45	0.03
Dibens[a,h]antracen	0.01	0.10	0.42	0.05	0.06	0.26	0.03
Benso[g,h,i]perylen	0.04	0.19	0.67	0.06	0.14	0.29	0.04
Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.03	0.24	0.75	0.12	0.17	0.07	0.05
PAH-L	0.03	80.51	14.09	2.22	2.35	7.57	0.02
PAH-M	0.68	30.86	4.83	5.60	4.35	1.11	0.20
PAH-H	0.28	1.30	4.15	0.39	0.73	2.09	0.27
Sum PAH	10.76	0.97	23.06	8.20	7.43	10.76	0.48

DFEE värdena skiljer sig avsevärt mellan PAH-föreningar och mellan jordar (från 0,01 till 97 %) och visar att biotillgängligheten av PAH är starkt plats-specifik. Tabell 3.20 visar biotillgängliga koncentrationer för PAH-föreningar uträknat mha av DFEE värdena.

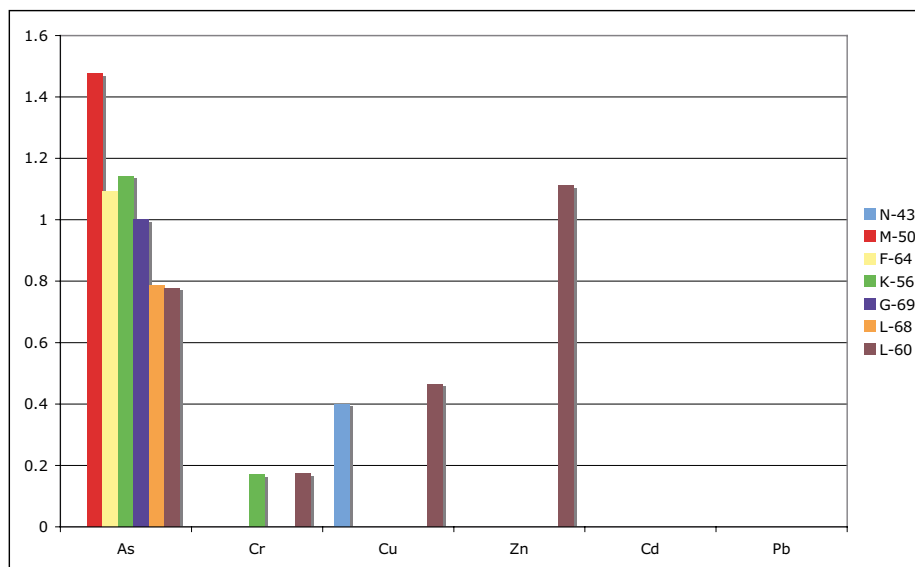
**Tabell 3.32. Biotillgänglig koncentration (mg/kg) PAHer i jordar från Krylbo.**

PAH	N-43	M-50	E-44	K-56	E-58	O-50	L-60
Naftalen	0,000	0,008	0,094	0,011	0,017	0,047	0,000
Acenaften	0,000	0,000	0,036	0,002	0,003	0,015	0,000
Fluoren	0,000	0,075	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Fenantren	0,000	0,063	0,013	0,002	0,002	0,003	0,001
Antracen	0,029	6,66	13,59	4,46	0,023	6,776	0,800
Fluoranten	0,006	1,11	4,321	0,235	0,358	0,656	0,006
Pyren	0,006	0,758	4,239	0,219	0,357	0,949	0,005
Bens[a]antracen	0,000	0,067	0,304	0,000	0,030	0,113	0,001
Krysen	0,001	0,077	0,420	0,096	0,092	0,227	0,005
Benso[b+k]fluoranten	0,001	0,070	0,179	0,022	0,059	0,153	0,006
Benso[a]pyren	0,000	0,025	0,086	0,016	0,020	0,058	0,001
Dibens[a,h]antracen	0,000	0,002	0,008	0,001	0,002	0,004	0,000
Benso[g,h,i]perylen	0,000	0,010	0,035	0,005	0,009	0,013	0,000
Indeno[1,2,3-cd]pyren	0,000	0,016	0,049	0,012	0,014	0,004	0,001
PAH-L	0,000	1,01	0,247	0,023	0,036	0,114	0,000
PAH-M	0,035	43,2	32,3	1,5	13,6	4,5	0,1
PAH-H	0,030	3,8	35,5	1,3	4,0	12,0	0,2
Sum PAH	0.1	48,0	68,1	2,8	17,7	16,6	0.3

### 3.3.4 Lakteter på jordar från Krylbo

#### 3.3.4.1 LAKTESTER FÖR METALLER

Lakteter utfördes både med vatten och metanol. Procent lakning för metaller och PAH presenteras fig 3.32, 3.33, 3.34.



Figur 3.32. Procent lakning metaller i vatten. Y skalan i %.

En mycket liten fraktion av metallerna (max 1,5 %) och främst As och Zn lakades ut i vatten. Ännu mindre metaller och endast As (ca 0.5%) lakades ut i metanol.

#### 3.3.4.3 LAKTESTER FÖR PAH

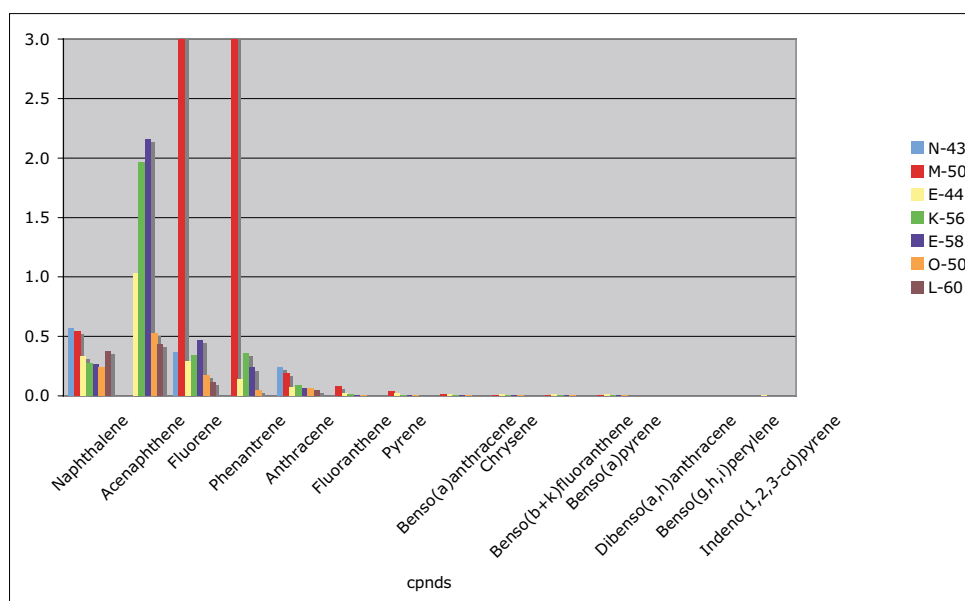


Fig 3.33. Procent lakning PAH i vatten. Y skala i %.

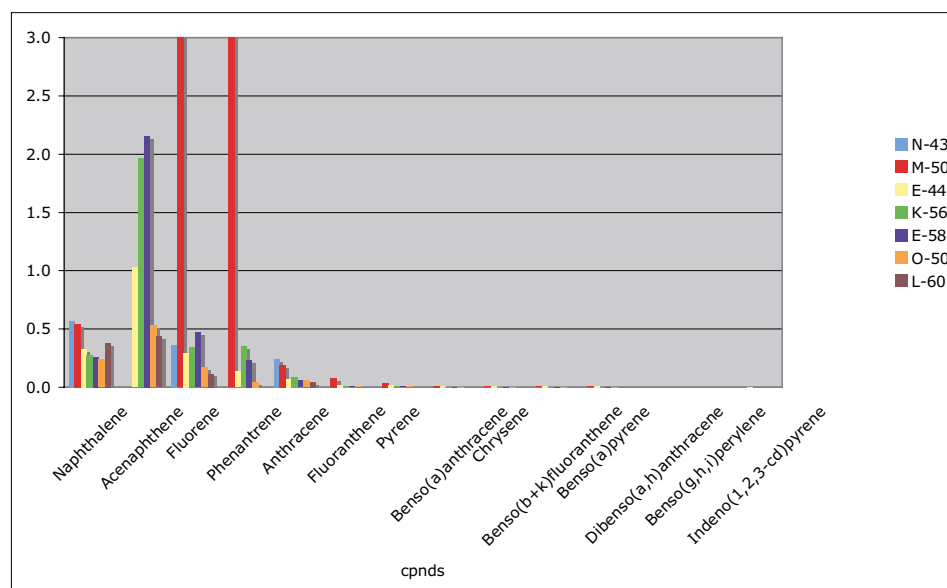


Fig 3.34. Procent lakning PAH i metanol. Y skala i %.

En betydligt större fraktion av PAH lakades ut i metanol (10-70%) än i vatten (0-3 %). Det var främst PAH-L och PAH-M som lakades ur. Högsta lakning uppmättes för naftalen, acetanaften, fluoren och fenantren.

### 3.3.5 Jämförelse mellan magsaftextraktion, BAF i mask och laktester

Den biotillgängliga fraktionen DFEE av metaller och PAH jämfördes med andra biotillgänglighetsmätningar som BAF i mask, % lakad fraktion mha regressionstester (n=7). Korrelations tester utfördes med Pearson-Moments test med  $p < 0.05$  \*\* och  $p < 0.1$  \*. Resultaten från regressionstesterna visas i tabell 3.33.

**Tabell 3.33. Regressionstester och korrelations värden ( $r^2$ ) mellan BAF i mask, % magsaftextraktion, biotillgänglig koncentration och % lakning för jordar från Krylbo.**

Ämnen	BAF x DFEE	BAF X Leach H2O	BAF X Leach Met	DFEE X Leach H2O	DFEE X Leach H2O	Bioavailable conc X Total konc	Bioavailable conc X Leach H2O	Bioavailable conc X Leach Met
<b>Metals</b>								
Cu	0.9 **	NS	NS	NS	NS	0.85 **	ND	ND
Cr	0.5 *	NS	NS	NS	NS	0.85 **	ND	ND
As	NS	NS	NS	NS	NS	0.91 **	NS	NS
Zn	NS	NS	NS	NS	NS	0.64 **	ND	ND
Cd	0.91 **	NS	NS	NS	NS	NS	ND	ND
Pb	0.97 **	NS	NS	NS	NS	NS	ND	ND
<b>PAHs</b>								
PAH-L	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
PAH-M	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.64 **
PAH-H	0.47 **	NS	NS	0.46 *	NS	0.72 **	0.57 **	0.5 *
Sum PAHs	0.47 **	NS	NS	NS	NS	0.81 **	NS	NS
Naftalen	0.45 *	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Acenaften	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Fluoren	NA	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Fenantren	NA	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Antracen	0.64 **	NS	NS	NS	NS	0.91 **	NS	NS
Fluoranten	NS	NS	NS	NS	NS	0.7 **	NS	NS
Pyren	0.6 **	NS	NS	NS	NS	0.7 **	NS	NS
Bensof a Jantracen	0.58 *	NS	NS	NS	NS	0.5 *	NS	NS
Krysen	0.56 **	NS	NS	NS	0.56 *	NS	0.53 *	NS
Bensof b,hk Jfluoranten	NS	NS	NS	NS	0.56 *	NS	0.66 **	NS
Bensof a Jpyren	0.6 **	NS	NS	NS	NS	NS	0.76 **	NS
Dibensof a,h Jantracen	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Bensof g,h,i Jperylene	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Indeno(1,2,3-cd)Jpyren	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Pearson-Moment korrelations värden  $r^2$ . Signifikans nivå: \*\*  $p < 0.05$ , \*  $p < 0.1$ . NS: ej signifikant korrelation. ND: koncentrationer under detektionsgränsen.

Resultaten från regressionstesterna visar att % magsaftextraktion (DFEE) var signifikant positivt korrelerad till upptag i mask (BAF) för 4 av de 6 analyserade metallerna: Cu, Cr, Cd och Pb, men ej för As och Zn. Till ex. ett  $r^2$  värde på 0,91 för Cd, betyder att mha magsaftextraktion för metaller gick det att förutse ca 90 % av Cd upptaget i masken *E. Crypticus*.

Magsaftextraktion (DFEE) för PAH var också signifikant positivt korrelerad till BAF i mask för summa PAH, och för mer än 40 % av enskilda PAH, främst PAH-M och PAH-H. Detta är ett mycket bra resultat med tanke på de relativt få jordprover analyserade (n=7) och därmed den låga statistiska power i regressionstesterna.

En signifikant korrelation mellan den biotillgängliga koncentrationen och totalhalter uppmättes också för flera metaller: Cu, Cr, As, Zn och för vissa PAH: antracen, bensantracen, fluoranten, och pyren. För dessa ämnen speglar totalhalter i jord biotillgängligheten.

Lakningsfraktioner både i vatten och i metanol för metaller och PAH var korrelerade till den biotillgängliga koncentrationen för några enskilda ämnen, men var generellt ej signifikant korrelerade till vare sig BAF eller DFEE värden, vilket visar att lakteter inte är en bra metod för att skatta biotillgängligheten i marklevande organismer.

## 4 Slutsatser

### 4.1 Ekotoxtester och upptagstester

#### 4.1.1 Björkå

De metaller som fanns i jordarna gav inte alltid utslag i testerna. Många av metallerna satt antagligen bundna i de glasbitar som fanns i jordarna och var på så sätt inte biotillgängliga. Biotillgängligheten var också olik mellan de olika jordarna, vilket bekräftades av biotillgänglighetstesterna med artificiell magsaft. Detta kan bero på t ex olika förekomstformer, olika pH eller komplexbindning till humuspartiklar.

##### 4.1.1.1 VÄXTER

Jordarna från Björkå gav inga effekter på de korta växttesterna. Vid de längre testerna (4 veckor) syntes dock en guldfärgning med ett par jordar. Detta kan bero på att växterna ackumulerade metaller eller andra ämnen till en giftig koncentration under tillväxten och en negativ påverkan därför inte upptäcks med en kort test. Upptagstesterna visade att de bägge testväxterna skilde sig åt. Klöver tog upp metallerna från jordarna mer effektivt än gräset (Tabell 3.10-3.11, fig 3.3-3.4). Som tidigare observerats var upptaget av mangan och zink (divalent  $Mn^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ) allra störst, då dessa behövs för tillväxten av växterna. Mangan har stor del i fotosyntesprocessen och Zn förekommer i olika enzymer. BAF blev däremot väldigt olika för dessa ämnen på grund av att mangan fanns i mycket högre halter i jordarna. BAF för zink varierade också mycket mellan jordarna. En förklaring till detta är att andra metaller med liknande egenskaper påverkar hur hårt metallerna kan bindas i jordstrukturen. Biotillgängligheten kan då variera mellan olika jordar.

Vad som var anmärkningsvärt var de relativt höga halterna av bly (18 mg/kg VV) och särskilt arsenik (40 mg/kg VV) som analyserades i klöver från jord 1:2b. Detta påverkade inte tillväxten av testväxten men dessa ämnen kan på så sätt spridas vidare i näringskedjan och på så sätt få negativa konsekvenser. Det var skillnader mellan de olika jordarna. Fastän liknande koncentrationer av vissa metaller mätt i mg/kg totalhalt analyserades i de olika jordarna, skilde sig upptaget åt. Biotillgängligheten är alltså olika för de testade jordarna. Detta kan bero på olika förekomstformer av metallerna i jordarna och att de sitter olika hårt bundna i jordmatrisen.

##### 4.1.1.2 MASKAR

Inga akuttoxiska effekter kunde påvisas i masktesterna. Däremot fanns en effekt på reproduktionen för jordarna 1:1a och 2:1 (fig 3.1-3.2). Detta visar att en längre och mer omfattande test behövs för att fastställa en jords toxicitet. Korta akutttester kan ge missvisande resultat.

Metallupptaget i maskarna var överlag lågt och BAF var låga för samtliga metaller. De ämnen som skiljer sig från de övriga när det gäller BAF är kadmium och zink för bägge jordarna och kvicksilver för jord 1:2a.



Kvikksilverhalten i jord 1:2b låg under detektionsgränsen. Mangan som togs upp i höga halter i växterna ackumulerades inte i maskarna.

#### 4.1.1.3 GRUNDVATTEN

De tre testade grundvattnen gav inga eller mycket små akuta effekter på kräftdjuret *N. spinipes*. Endast vatten G2 gav en svag effekt. För att utesluta negativa effekter bör en längre och mer omfattande test (reproduktionstest) utföras.

Masktesterna som utfördes på vattnen gav inte heller några akuta effekter. Däremot kunde en svag störning på reproduktionen konstateras för vatten G11.

#### 4.1.2 Västerås

De flesta prov som testades bestod av askor och inte jord. Många prov hade höga pH-värden och egenskaper som försvårade testandet. Ett antal prov testades därför för grobarhet och rot- och skotttillväxt med gräs och klöver även med sänkt pH. Masktesterna är utförda i ett agar/jord system där agartillsatsen hjälper till att hålla test-pH på en lämpligare nivå. Upptagstester med växter och maskar utfördes för en av jordarna också med avseende på PAH.

##### 4.1.2.1 VÄXTER

Vid testning utan pH-justering påverkades grobarheten mer för klövern än för gräset. Detta bekräftar att fler testarter bör användas för att få ett säkrare svar. Olika föroreningar slår olika hårt mot växterna. Det går inte generellt att säga att en växt är känsligare än en annan.

Det höga pH-värdet hos flera av testjordarna påverkade säkert toxiciteten men ett högt pH gav inte alltid negativt utslag på testerna. Däremot kan ett ogynnsamt pH göra att växten blir något känsligare för ytterligare stress.

Påverkan på grobarheten och tillväxten för klövern överensstämmer med höga totalhalter av metaller i jordarna. Detta stämmer också för den minskade tillväxten av gräset. Jord KA 13PG 0-5 påverkade också tillväxten av de bägge testväxterna. Denna jord skiljer sig i sammansättning från de övriga jordarna då den innehåller högre halter av de analyserade organiska ämnena än övriga. Något försök att härleda toxiciteten till någon enskild substans har inte gjorts i detta arbete.

Testerna med sänkt pH visade inte någon minskning av toxiciteten, snarare blev de negativa effekterna större. Effekterna som uppnåtts vid tidigare test var således inte endast en effekt av högt pH. De höga halterna av metaller i jordarna och även okända ämnen var antagligen orsaken till en förminskad grobarhet och tillväxt. Vid sänkning av pH kan vissa ämnen frigjorts, däribland många metaller och möjligen också icke analyserade organiska ämnen, som hade en ytterligare negativ effekt på växterna. Fenolära substanser eller andra icke neutrala organiska ämnen som kan ha funnits i proverna kan ha påverkat toxiciteten. Sådana föreningar är ofta mer toxiska vid lägre pH (t ex fria fenoler).

Endast två jordar testades för upptag av metaller i biota. Dessa jordar valdes för att de hade ett gynnsamt pH för växterna och visade låg eller ingen påverkan vid de korta tillväxttesterna. Testerna visade att klöver tog upp de flesta metallerna mer effektivt än gräs. Zink togs som väntat upp mest effektivt. Koppar och nickel kunde också analyseras från växterna i relativt höga halter. När det gäller BAF skiljer de två testade jordarna sig åt. Prov KA 5aPG 70-80 hade överlag högre BAF än prov KA 18PG 80-100. Undantaget var bly där samma BAF för de två jordarna kunde konstateras. Totalhalten bly i KA 18PG 80-100 var högre men också den ackumulerade halten i växterna.

Upptagstesterna med jord PA 18PG 80-100 visade att PAH togs upp till liten del av växterna och BAF blev överlag låga. Halterna av PAH med få ringar (upp till fyra) kunde inte skiljas från bakgrundshalterna. Inga analyser av eventuellt bildade metaboliter i växterna eller jorden har utförts i detta försök.

#### 4.1.2.2 MASKAR

Reproduktionstesterna visade att de testade jordarna hade stor påverkan på antalet lagda kokonger. Denna påverkan försvann inte för jord KA13 PG 0-5 vid spädning till 10 % inblandning. Då väldigt få av de maskar som kläcktes ur de lagda kokongerna överlevde påverkades reproduktionen drastiskt för de testade jordarna. Ingen av de testade jordarna var akuttoxisk varför det behövs en reproduktionstest för att få ett rättvisande svar.

Upptagstesterna visade att metallerna togs upp till liten del av *E. crypticus*. BAF skiljer sig åt för jordarna KA 18PG 80-100 och KA 5aPG 70-80. Detta visar på olika biotillgänglighet för de två jordarna.

Upptagstesterna med PAH-förorenat prov (KA 18PG 80-100) visade att maskarna som exponerats i hel jord hade lägre BAF för PAH med färre ringar och högre BAF för PAH med fler ringar, jämfört med maskarna exponerade i agar/jordsystem. Detta kan bero på att vattenlösligheten är större för de lågmolekylära föreningarna och upptaget underlättas av vattnet som finns i agar-systemet (fig. 3.15). Där det försökstekniskt är möjligt är det antagligen bäst att exponera maskarna för hel jord vid upptagstester. Då endast en jord testades är det svårt att dra några vidare slutsatser av resultaten. De lägre halterna i maskarna exponerade i jord/agarblandningen beror också till stor del på den lägre koncentrationen av PAH i försöket (tabell 3.14).

#### 4.1.3 Krylbo

Ett större antal jordprov testades med fler ekotoxikologiska tester för denna lokal. Detta gjorde det möjligt att jämföra halterna i jordarna med utslaget i testerna mer ingående än för de övriga lokalerna. För de ekotoxikologiska testerna har endast totalhalten As och halten PAH används för korrelationsberäkningarna. Dessa beräkningar kan vara något osäkra då jordarna innehöll olika föroreningar i olika koncentrationer och testerna mäter den sammanlagda effekten i jordarna av samtliga ingående föroreningar. Biotillgängligheten varierar också mellan olika jordar.

#### 4.1.3.1 VÄXTER

Ingen av de testade jordarna gav utslag för grobarhet när engelskt rajgräs användes som testväxt. Däremot påverkades vitklövern grobarhet. Detta visar att testväxterna har olika känslighet. Det går inte att generellt konstatera att klövern alltid är känsligare än gräset. Detta visades i tillväxttesterna där olika jordar gav olika utslag för rot- och skotttillväxten. Det gick inte att påvisa någon korrelation mellan de totala As-halterna och tillväxten eller grobarheten för någon av testväxterna. PAH-halterna i jordarna kunde däremot korreleras till hämning av rot- och skotttillväxten för gräs och för grobarheten av vitklöver.

De längre tillväxttesterna (4 veckor) gav ett något annorlunda resultat. Där kunde en svag korrelation påvisas mellan totalhalterna As i de testade jordarna och växternas biomassa för bägge testväxterna. PAH-halterna däremot gick inte att korrelera till någon påverkan på växternas tillväxt. Detta visar att olika tester och testparametrar ger olika utslag.

Fem jordar testades för upptag av As, Cr, Cu och fem jordar för upptag av PAH. För As, Cr, Cu uppvisade gräs och vitklöver samma upptagsmönster men BAF var betydligt högre för vitklöver. BAF för totalhalten av As i växterna var hög för vissa jordar och även den analyserade halten i växterna (upp till 600 mg/kg i rötterna och 25 mg/kg i blad/stam). Detta visar att As togs upp effektivt av växterna och kan innebära en risk för spridning vidare i näringskedjan.

Flera av de jordar som användes för upptagsförsöken med PAH innehöll mycket höga halter av dessa föreningar. Högre halter i växterna och högre BAF kunde också konstateras än vid försöken med jord från Västerås. Även i blad / stamdelarna kunde relativt stora mängder analyseras och BAF för dessa kunde beräknas. Resultaten visar att växterna effektivt tog upp PAH-föreningar. Även tyngre PAH-föreningar togs upp i växterna och BAF skiljde sig inte mycket mellan grupperna PAH-M och PAH-H. Det höga upptaget av dessa föreningar och de höga As-halterna i växterna kunde inte konstateras hos maskarna. Detta visar att resultat från olika testorganismer behövs vid en riskbedömning

#### 4.1.3.2 MASKAR

Jordarna testades i en koncentration och inga ytterligare spädningar gjordes. Viss dödlighet förekom i vissa jordar och för dessa påverkades också antalet lagda kokonger / mask. Hur dessa kokonger kläcktes (tömdes) påverkades dock inte alltid. För vissa jordar påverkades inte antalet lagda kokonger men i vilken utsträckning dessa kläcktes varierade stort. PAH-halterna och As-halterna korrelerade med olika typer av påverkan på testen. PAH-halterna korrelerade med % kläckta kokonger och totalhalterna As med antal lagda kokonger/mask och maskarnas överlevnad. Detta visar att det är viktigt att ta med flera testparametrar vid en riskbedömning.

Upptagstesterna med maskar visade på ett lågt upptag av As, Cr, Cu. BAF var överlag låga utom för Cu och jord N43. As togs inte alls upp lika effektivt

i maskarna som i växterna. BAF för PAH-föreningarna var låga och varierade inte mycket mellan jordarna. De något högre värdena för gruppen PAH-L kan vara något osäkra på grund av deras egenskaper (ångtryck mm). Det ovanligt höga upptaget av PAH-föreningar för växterna kunde inte konstateras hos maskarna. Detta visar att upptaget mellan olika testorganismer varierar stort och kan inte ersättas med en enda enkel test.

#### 4.1.4 Kommentarer

Endast ett fåtal jordar testades i detta arbete med samtliga testmetoder. Det låga antal tester, särskilt masktester, upptagstester och biotillgänglighetstester, gör det inte möjligt att göra en fullständig ekotoxikologisk riskbedömning av områdena. Syftet med detta arbete var inte heller att göra en fullständig ekotoxikologisk testning utan att pröva om de tillgängliga testerna kunde anpassas för olika provtyper och användas vid platsspecifika riskbedömningar. För att göra en fullständig bedömning behövs antagligen kompletteringar med flera tester och ett utökat antal testorganismer t.ex. bakterier. Det kan också vara nödvändigt att använda fler kroniska tester istället för akuta för att utsluta effekter som endast ger utslag på längre sikt.

I detta arbete har bara hel jord, inte extrakt, testats. Detta innebär att den sammanlagda toxiciteten av samtliga i jorden ingående substanser mätts. På så sätt tar man hänsyn till biotillgänglighet, påverkan av icke analyserade ämnen och till samverkansmekanismer.

Resultaten visar att testerna som använts kan anpassas för de olika provtyperna och att de ger utslag för föroreningarnas biotillgänglighet och toxicitet i jorden. De olika testorganismerna ger inte samma svar för alla jordar. Det är därför inte lämpligt med en enstaka test utan ett ”batteri” av testorganismer behövs för att få en så fullständig bild som möjligt av toxiciteten. Vissa testorganismer kan vara okänsliga för vissa substanser och toxiciteten underskattas. På samma sätt kan en del testorganismer vara extremt känsliga för enskilda substanser så att den sammanlagda toxiciteten i jordarna överskattas. Detta är en avvägningsfråga från fall till fall.

Enkla korta tester kan ibland vara missvisande. Dessa ger oftast bara svar på akuta effekter och inte på effekter som t.ex. reproduktionsstörningar. Ger de enkla testerna utslag är det inte nödvändigt att gå vidare med mer avancerad testning om man inte vill ringa in en enskild substans eller substansgrupp.

Upptagstester är en viktig del av en riskbedömning. Många organismer kan ta upp och ackumulera höga halter av föroreningar från jorden utan att själva bli negativt påverkade. Föroreningarna kan på så sätt omfördelas i jordprofilen eller spridas vidare i näringskedjan. Även substanser som har mycket låg vattenlöslighet kan tas upp i t.ex. växter. Växternas tillväxt behöver inte bli påverkad av föroreningarna.

Att bara mäta BAF kan ibland ge missvisande resultat. Föroreningarnas halt i jorden/vattnet har stor betydelse för BAF från testerna. Även om ett lågt BAF uppmäts för en substans kan denna finnas ackumulerad i höga halter i testorganismen. Totalhalter av de analyserade föroreningarna i testorganis-

merna tillsammans med BAF ger ett mer rättvisande svar vid en platsspecifik riskbedömning. Olika organismer har också helt skilda upptagsmönster och mekanismer. Det är därför viktigt att inte bara använda en ”modellorganism” för att studera upptag och biotillgänglighet.

I detta arbete har bara den sammanlagda toxiciteten i hela provet undersökts. För att fastställa vilket ämne/ämnesgrupp som står för toxiciteten i en jord kan en TIE (Toxicity Identification Evaluation) utföras. Detta är en kemisk fraktionering av provet följt av toxicitetsmätningar av de olika fraktionerna. Man kan då fastställa i vilken fraktion toxiciteten finns och på så sätt bestämma vilken substans eller substansgrupp som står för toxiciteten i jorden.

Om ett stort antal prov testas kan det vara svårt att få en sammanhängande bild av resultaten. Multivariat analys av resultaten kan då vara ett värdefullt verktyg. Ett stort antal parametrar kan analyseras och påverkan av enskilda substanser, substansgrupper eller samverkansmekanismer går att upptäcka.

Testerna kan ibland vara dyrbara och ta lång tid. En avvägning måste göras hur många tester och vilken typ av tester som behöver användas. Enkla korta tester ger oftast inte så mycket information som de mer avancerade testerna. Det är också viktigt att få en standardisering av testerna så de med små förändringar kan användas på flera olika typer av områden och föroreningar. Det blir då lättare att jämföra resultat och tolkningen av resultaten blir mer samstämmig.

Om fler jordar och områden systematiskt testas med ekotoxikologiska tester kan en kunskapsbank byggas upp och på sikt kan testerna väljas efter föroreningstyp och ett mer ”riktat” testande utföras.

Ekotoxikologiska platsspecifika tester är nödvändiga för att kunna utföra en relevant bedömning av påverkan på miljön av ett förorenat område. Varje område är unikt och behöver därför ”egna” tester. Det är viktigt att inte ”testa för testandets skull” utan att rikta och planera sina tester för att få ut bästa möjliga resultat. Innan testandet startar måste det finnas planering hur resultaten ska användas och vilka parametrar man bör ta hänsyn till. Om det finns ett hierarkiskt testsystem/testplan är det lättare att veta vilka tester man ska börja med och baserat på resultaten från dessa vilka tester man bör gå vidare med och när man fått tillräcklig information för att göra sin bedömning.

## 4.2 Biotillgänglighet

En ny metod för att mäta biotillgänglighet med hjälp av **artificiella magsafter**, en för metaller och en för organiska ämnen har testats här. Metoden har hittills endast använts på sediment, och det är till vår kännedom första gången metoden har använts för jordprover. Metoden har flera fördelar, den är **snabb** jämfört med biologiska tester med levande djur, då extraktionerna utförs på några timmar (jämfört med veckor för upptagsstudier) och den ger **ökad biologisk relevans** jämfört med kemiska extraktioner, som lakteter i vatten

eller metanol, då den görs i en fysiologisk vätska som härmar den naturliga magsaften i magtarmkanalen på ett marklevande djur, som till ex. masken *Enchytraeus crypticus*. Artificiella magsaften för organiska ämnen är gjord på en blandning av gallsyra och mjölkprotein (BSA). Magsaften för metaller består av en saltlösning buffrad med mjölkprotein. Magsaftextraktionen ger möjlighet att kvantifiera en ”biotillgänglig fraktion” (DFEE för Digestive Fluid Extraction Efficiency). Denna kan användas dels för att jämföra och rangordna biotillgängligheten för enskilda metaller och PAH-föreningar i jorden och dels för att räkna ut en biotillgänglig koncentration (tex i mg/kg) för ämnena och använda dessa biotillgängliga koncentrationer i stället för total-halter vid jämförelse med riktvärden och uträkning av riskkvoter. Den sista användning förutsätter att relevanta bedömningsgrunder som är baserat på toxiciteten av den biotillgängliga fraktionen är tillgängliga. I nuläget fattas denna typ av bedömningsgrunder för de flesta föroreningar.

Biotillgänglighetstester med artificiell magsaft bekräftade den höga skillnaden i biotillgänglighet mellan olika jordar, även från samma lokal, som uppmättes i upptagstesterna med mask och växter. Då metoden var ny valdes först endast ett fåtal jordprover från Björkå och Västerås ut för magsaftextraktion. Detta gjorde det inte möjligt att statistiskt testa om magsaftextraktion korrelerade till BAF värden. Men det var möjligt att grafiskt jämföra BAF värden och DFEE, och detta verka visa en rimlig jämförelse, dvs högsta BAF värden för vissa ämnen motsvarade högsta DFEE värden och tvärtom. DFEE värdena gjorde det möjligt att kvantifiera en biotillgänglig fraktion och en biotillgänglig koncentration för enskilda metaller och PAH-föreningar och sedan jämföra dessa. Resultaten visade t ex i Björkå ett DFEE medelvärde på 8 % för Cu, ca 20 % för Cd och värden runt 0.1 % och mindre för Pb, Cr och As. Enligt dessa DFEE mätningar är då endast en mycket liten del av den totala metallhalten biotillgänglig för marklevande organismer, speciellt för Cr, As, och Pb, medan metaller som Cd och Zn hade en relativt hög biotillgänglighet. Samma trend uppmättes för den biotillgängliga fraktionen av metaller i Västerås, där DFEEvärdena för Cd var högst och upp till 44 %, trots mycket låga halter i jorden. Det var också en stor skillnad för biotillgängligheten av vissa metaller från samma lokal, både i Björkå och i Västerås. Detta visar att riskbedömningar gjorda på total-halter kan vara missvisande.

Magsaftextraktion för PAH i Västerås visade samma trend, dvs en relativt god jämförelse med BAF värden och att även här skiljde sig biotillgängligheten kraftigt mellan PAH-föreningar. Endast ett prov från Västerås analyserades för biotillgänglighet mha magsaftextraktion. Så det går inte att generalisera resultaten och eller jämföra biotillgänglighet mellan jordar från samma lokal.

I Krylbo däremot valdes 7 prover ut för magsaftextraktion av metaller, och 7 prover för magsaftextraktion av PAH. Samma prover valdes ut för upptagstester i mask och för lakteter både i vatten och i metanol. Detta gjorde det möjligt att statistiskt jämföra % DFEE, % lakning med vatten och med metanol och BAF värden i mask. Det var också möjligt att räkna ut biotillgängliga halter för metaller och PAH och jämföra dessa med total-halter, % lakning

och BAF i mask. En sammanställning av dessa regressionstester och signifikanta korrelationer visas i Tabell 3.33. Regressionstesterna visar att % magsaftextraktion (DFEE) var signifikant positivt korrelerad till upptag i mask (BAF) för 4 av de 6 analyserade metallerna: Cu, Cr, Cd och Pb, men ej för As och Zn. För PAH-föreningar var också DFEE värdena signifikant positivt korrelerade till BAF i mask för summa PAH, och för mer än 40 % av enskilda PAH-föreningar. Korrelationer var bäst för PAH-M och PAH-H, vilket också är de mest hydrofoba och de som metoden utvecklats för. Det är ett bra resultat med tanke på de få jordprover analyserade (n=7) och den låga statistiska power i regressionstesterna.

Signifikanta korrelationer mellan den biotillgängliga koncentrationen och totalhalter i mark uppmättes också för flera metaller: Cu, Cr, As, Zn och för vissa PAH: antracen, bensantracen, fluoranten, och pyren.

Korrelationer mellan DFEE eller BAF med % lakning visade däremot ett helt annat resultat. Endast några enskilda ämnen var svagt korrelerade, men generellt var BAF eller DFEE värden ej korrelerade till % lakning, vare sig i vatten eller i metanol, vilket visar att lakteter inte är en bra metod för att skatta biotillgängligheten i marklevande organismer.

Regressionstester mellan magsaftextraktion och BAF i mask för alla 3 lokaler (Björkå, Västerås och Krylbo) kunde också göras genom att inkludera de jordar testade i Björkå och i Västerås med värdena från Krylbo. Detta ökade statistiska powern genom att öka antal prover (n=11 för metaller, och n=8 för PAH). Trots det ökade antalet prover blev inte korrelationerna bättre, utan snarare sämre. De flera signifikanta korrelationer för PAH-M och PAH-H föreningar var ej längre korrelerade till BAF. Summa PAH-föreningar korrelerade dock fortfarande till BAF och signifikanta korrelationer för de 4 metallerna (Cr, Cu, Pb, Cd) var fortfarande signifikanta men svagare. Detta visar igen att biotillgängligheten är ytterst platsspecifik och att det är bättre att använda magsaftextraktioner för att jämföra biotillgängligheten mellan prover på samma lokal än mellan lokaler.

Lakteterna visade att % lakad fraktion inte korrelerade till upptag i mask (BAF) och mycket dåligt till DFEE (endast 3 svaga signifikanta korrelationer), detta visar att lakteter inte ger ett bra mått på biotillgänglighet hos maskar och visar att magsaftextraktion fungerar annorlunda än en enkel kemisk desorption i vatten eller i metanol.

Sammanfattningsvis fungerade nya biotillgänglighetsmetoden med artificiella magsafter mycket bra och DFEE värden var positivt korrelerade till BAF i mask för flera metaller (Cd, Cu, Cr, Pb) och för vissa PAH-föreningar (naftalen, antracen, bens[a]antracen, pyren, benso[a]pyren, krysen, och summa PAH-föreningar som PAH-H och summa PAH). Detta gör att magsaftextraktion kan utgöra en utmärkt metod i screeningtester, i första stegen (low TIER) av en platsspecifik ekologisk riskbedömning, för att skatta biotillgängligheten för dessa ämnen.

Däremot var magsaftextraktion inte signifikant korrelerad till upptag i mask för As och Zn och de flesta PAH-L. Skillnaden för BAF och DFEE kan

bero på flera faktorer, som att metaller som As förekommer i olika kemiska former (oorganiska och organiska) och att biotillgängligheten är säkert olik för dessa former. En annan faktor kan vara aktiva transportmekanismer och metaboliseringsförmåga i maskar. Vissa PAH-föreningar ackumuleras inte endast i masken utan kan omvandlas till nya PAH-föreningar. Detta sker inte i den artificiella magsaften.

Mer utveckling och värdering bör utföras på användning av artificiella magsafter. Magsaftextraktion kan inte ersätta biologiska tester, men testerna kan utgöra en tids- och kostnadseffektiv screeningmetod för att skatta biotillgänglighet av vissa metaller och PAH i mark, som kan användas i de första stegen i en platsspecifik riskbedömning.



## 5 Referenser

- Allard A-S, Malmberg M och 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.
- Hoagland D R and Arnon D. 1950. The water-culture method of growing plants without soil. *Calif Agr Expt Sta Circ* 347.
- ISO – 11 269-1 2005 Soil quality -- Determination of the effects of pollutants on soil flora -- Part 1: Method for the measurement of inhibition of root growth.
- ISO – 11 269-2 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.
- Karlsson, R, 2008. Toxicology assessment of metal contaminants in Swedish soils. Examensarbete 2008:02, Institutionen för Systemekologi, Stockholms Universitet. 39 pp.
- Linghede P, 2006. Bioavailability assessment of metal contaminants in Swedish soils. Examensarbete 2006:31, Institutionen för Systemekologi, Stockholms Universitet. 37 pp.
- OECD 2001. Standard 208 Terrestrial plants, growth test Guidelines for testing of chemicals. OECD, Paris.
- SS - 02 81 06 1991. Vattenundersökningar – Bestämning av toxicitet hos kemiska produkter och avloppsvatten med kräftdjuret *Nitocra spinipes* Boeck – Statisk metod, akut toxicitet.
- SS – ISO 16 387 2004. Soil quality - Effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.) - Determination of effects on reproduction and survival.
- Westheide W, and Bethke-Beilfuss D. 1991. The sublethal enchytraeid test system: guidelines and some results. p 496-508 In *Modern Ecology: Basic and Applied Aspects*; Eds Esser G, Overdieck, D. Elsevier: Amsterdam.
- Weston DP and Maruya KA, 2002. Predicting bioavailability and bioaccumulation with in vitro digestive fluid extraction. *Environ Toxicol Chem.* **21**:962-971.

Weston DP and Mayer LM, 1998. Comparison of in vitro digestive fluid extraction and traditional in vivo approaches as measures of polycyclic aromatic hydrocarbon bioavailability from sediments. *Environ Toxicol Chem.* 17:830-840.

Voparil IM and Mayer LM, 2004. Commercially available chemicals that mimic a deposit feeder's (*Arenicola marina*) digestive solubilization of lipids. *Environ Sci Technol* 38:4334-4339.



# Bilaga C

## Markbiologiska undersökningar i tre utvalda förorenade områden

Tryggve Persson, Lisette Lenoir och Astrid Taylor  
Institutionen för ekologi, SLU, Uppsala

Marja Wouterse and Michiel Rutgers, RIVM, Bilthoven, the Netherlands

NATURVÅRDSVERKET



# Innehåll

<b>BILAGA C</b>	<b>MARKBIOLOGISKA UNDERSÖKNINGAR I TRE UTVALDA FÖRORENADE OMRÅDEN</b>	163
	<b>SAMMANFATTNING</b>	166
	<b>SUMMARY</b>	167
<b>1</b>	<b>INLEDNING</b>	169
<b>2</b>	<b>MATERIAL OCH METODER</b>	170
2.1	Områdesbeskrivning	170
2.2	Fältprovtagning	170
2.2.1	Björkå	170
2.2.2	Västerås	170
2.2.3	Krylbo	171
2.3	Kol- och kväveomsättningsstudier på lab	171
2.4	Miljögifter	171
2.5	Markfauna och funktionella grupper	171
2.6	Statistik	172
<b>3</b>	<b>RESULTAT OCH DISKUSSION</b>	173
3.1	Björkå	173
3.1.1	Kol- och kväveomsättning	173
3.1.2	Markfauna	178
3.1.3	Biomassa och funktionella grupper	182
3.1.4	Resultatbedömning för Björkå	183
3.2	Västerås	185
3.2.1	Miljögifter	185
3.2.2	Kol- och kväveomsättning	190
3.2.3	Markfauna	195
3.2.4	Biomassa och funktionella grupper	205
3.2.5	Resultatbedömning för Västerås	206
3.3	Krylbo	208
3.3.1	Miljögifter	208
3.3.2	Kol- och kväveomsättning	208
3.3.3	Markfauna	211
3.3.4	Biomassa och funktionella grupper	214
3.3.5	Resultatbedömning för Krylbo	215
3.3.6	Näringsvävsindex i Krylbo	216
3.4	Slutsatser om Björkå, Västerås och Krylbo	218
<b>4</b>	<b>CLPP IN SOIL FROM KRYLBO</b>	220
4.1	Biolog experiment	220
4.2	Results and conclusion	220
	<b>REFERENSER</b>	227

## Sammanfattning

Målet med studien var att på lokalerna Björkå, Västerås och Krylbo pröva olika markeologiska metoder att göra platsspecifika miljöriskbedömningar för markens ytskikt (0-10 cm djup i Krylbo, 0-20 cm djup i Björkå och Västerås) genom studier av (1) basrespiration, (2) nettomineralisering av kväve, (3) nettonitrifikation, (4) markfaunans abundans och artrikedom och (5) marknäringens struktur. Dessutom bestämdes kol- och kvävehalter liksom kol- och kväveförråd.

Ett problem med studien var (1) att det dumpade avfallet ibland innehöll en varierande mångfald av gifter, (2) att föroreningarnas koncentrationer (metaller, organiska föroreningar) varierade mosaikartat över områdena, (3) att föroreningarna dessutom varierade i vertikalled, eftersom förorenat material i olika grad täckts av sand och jord, (4) att markmaterialet varierade med avseende på kornstorlek och organisk substans och (5) att vegetationen varierade. Denna variation gjorde att det var svårt att dra säkra slutsatser om orsakerna till avvikelser i mätvariablerna.

Markens pH-värde, C-halt, C/N-kvot och C-mineraliseringshastighet var viktiga biokemiska variabler för att bedöma de biologisk/ekologiska systemen. Bland markdjursvariablerna verkade småringmaskar, pansarkvalster, rovkvalster och biomassan av funktionella grupper ge en god men ändå ofullständig information om en miljöstörning.

Det mest lovande måttet på en biologisk respons på miljöstörning var det vi preliminärt kallar för näringsvävsindex. Detta index bygger på en kvot mellan den årliga produktionen av markdjur och den årliga produktionen av mikrobiell biomassa, som i sin tur kan beräknas från skattad markdjursbiomassa (exklusive förnålevande dagmaskar) och heterotrof markrespiration. "Näringsvävsindex" var oftast 2-6 % i obetydligt förorenade ytor och lägre än 2 % i förorenade ytor.

För att pröva om "näringsvävsindex" är ett tillförlitligt mått behövs fler studier än tre. Ett sätt att pröva detta är göra en uppföljande studie i ett område med en tydlig föroreningsgradient (inte en föroreningsmosaik), där naturliga mark- och vegetationsvariabler är konstanta.

## Summary

The aim of the study was to test a package of soil ecological methods to perform site-specific risk assessments at Björkå, Västerås and Krylbo through studies of (1) basal respiration, (2) net nitrogen mineralisation, (3) net nitrification, (4) abundance and species richness of soil fauna, and (5) the structure of the soil food web in the topsoil (0-20 cm depth). In addition, carbon (C) and nitrogen (N) concentrations were determined.

A problem with the study was (1) that the waste materials contained a multitude of toxic substances, (2) that the concentrations of metals and organic contaminants varied almost idiosyncratically over the areas, (3) that the pollutants, in addition, varied vertically, because waste materials had been covered by sand and earth to a variable extent, (4) that the soil material varied with regard to texture and organic content and (5) that the vegetation varied. This variation made it utterly difficult to draw conclusions about the causes of the divergences found in the measurement variables.

Soil pH, C concentration, C/N ratio and C mineralisation rate were important biochemical variables necessary as supplements to data on soil organisms. Among the soil fauna variables, enchytraeids, oribatid mites, gamasid mites, and the biomass of functional groups provided the (potentially) most valuable information about environmental disturbance.

The most promising measure of a biological response to environmental pollution was what we preliminarily name as "food-web index". This index is based on a quotient between the annual production of soil fauna and the annual production of microbial biomass, which in turn can be calculated from soil animal biomass (excluding litter-feeding earthworms) and heterotrophic soil respiration. "Food-web index" was generally 2-6 % in almost unpolluted plots and less than 2 % in polluted plots. To test whether "food-web index" is a reliable measure, more studies than the present three are needed.





# 1 Inledning

En ostörd mark innehåller normalt höga tätheter och många livsformer av markdjur, svampar, alger och bakterier. Dessa organismer påverkar varandra genom att äta och ätas, och markens näringskedjor är i regel så komplexa och sammanvävda att de sägs utgöra en marknäringssväv. Marknäringssvävens bas är levande rötter och dött organiskt material. Organismer som är beroende av levande växter för sitt näringsval bildar herbivornäringskedjor och de som är beroende av döda växtdelar bildar detritusnäringskedjor eller en detritusnäringssväv. Rötter äts av rotkonsumenter, som i sin tur äts av rovdjur. Svampar, bakterier och förnakonsumerande markdjur assimilerar eller konsumerar döda växtdelar och konsumeras i sin tur av svamp-, bakterie- och djurkonsumenter (rovdjur). Andra rovdjur (toppredatorer) konsumerar dessa konsumenter. Många marklevande insekter lever i marken som larver men lever som fullvuxna ovan mark. De kan då ätas av rovdjur ovan mark, såsom insektsätande fåglar och däggdjur, och herbivor- och detritusvävarna knyts därigenom ihop. Myror och andra djur kan äta olika typ av föda, t ex honungsdagg från bladlöss, fjärillarver i träden och marklevande insektslarver. Dessa allätare bidrar också till att länka ihop herbivor- och detritusvävarna.

När en mark påverkas av föroreningar kan markorganismerna påverkas. Om bakterier och svampar påverkas negativt kan detta ofta indikeras med att markandningen minskar. Detta kan t ex studeras genom att mäta markens basrespiration. Ett annat sätt att påvisa störningar är att studera markens kväveminalisering och nitrifikation. Eftersom nitrifikationsprocessen styrs av ammoniumoxiderande bakterier, som har relativt låg diversitet, kan minskad nitrifikation fungera som en känslig indikator på miljöstörning.

De enskilda organismerna kan reagera olika på föroreningar på olika sätt. Ett sätt är att undvika föroreningen genom att inte vistas i den förorenade miljön. En effekt av detta är att det blir färre mikromiljöer tillgängliga, och detta kan avläsas som färre individer och färre arter. Andra arter har eller kan utveckla tolerans mot föroreningar. De toleranta arterna kan då gynnas av föroreningen om konkurrerande arter och rovdjur minskar sin täthet. Effekten kan då bli färre arter men att enstaka, toleranta arter kan bli individrikare.

Målet med studien var att pröva ett antal metoder att göra platsspecifika miljöriskbedömningar genom studier av (1) basrespiration, (2) nettomineralisering av kväve, (3) nettonitrifikation, (4) markfaunans abundans och artrikedom, (5) marknäringssvävens struktur och (6) markdjurens biomassa-produktion i förhållande till markmikroorganismernas årsrespiration.

## 2 Material och metoder

### 2.1 Områdesbeskrivning

Tre områden utvaldes för studierna, Björkå glasbruk, som är ett nedlagt glasbruk i Uppvidinge kommun, Centrala Mäljarstranden, som är ett f d kolkraftverksområde nära Mälaren i Västerås och ett f d impregneringsområde av slipers i Karbo vid Krylbo. Beskrivningar av områdena ges i Bilaga A.

### 2.2 Fältprovtagning

#### 2.2.1 Björkå

Jordprover insamlades den 16/5 2006 från sex delområden (parceller) fördelade på två transekter, vilkas startpunkt (1.1 resp. 2.1) utgick från det som bedömdes vara två starkt förorenade platser (se karta i Bilaga A). Transekt 1 började i en sluttning med gräsbevuxna glas- och jordmassor (1.1) och gick via ett gräsbevuxet område (1.2) ut till ett glesbevuxet blandskogsområde (1.3) med dominans av lövträd. Transekt 2 började också i ett område med gräsbevuxna jord- och glasmassor (2.1) och gick via en ung tallskog med liten undervegetation på deponerad sand (2.2) till en gräsdominerad åkerkant med en viss inblandning av lövträdsförna (2.3). I varje parcell utlades tre provtagningspunkter, och på varje punkt togs tre markprover, (a) ett markprov för bestämning av pH samt kol- och kvävehalter och kol- och kväveminerisering, (b) ett markprov för art- och antalsbestämning av småringmaskar (Enchytraeidae) och (c) ett markprov för art- och antalsbestämning av leddjur (Arthropoda). Markproverna uppdelades i olika skikt, a-proverna i förnaskikt (L) och 0-5 (inklusive humusskikt där sådant fanns), 5-10 och 10-20 cm markdjup, b-proverna i 0-5 cm (inklusive förna- och humusskikt), 5-10 och 10-15 cm djup, och c-proverna i 0-5 cm (inklusive förna- och humusskikt) och 5-10 cm djup. De tre a-proverna slogs samman per markskikt, medan övriga prover bibehölls separata inför utdrivningen av djur på laboratoriet (se nedan).

#### 2.2.2 Västerås

Jordprover insamlades den 27/4 2006 från nio delområden (parceller) fördelade på tre transekter, vilkas startpunkter (1.1, 2.1 och 3.1) låg i det som bedömdes vara opåverkad lövskogsmark (se karta i Bilaga A). Transekt 1 gick via en båtuppställningsplats med hårdpackad sand (1.2) till ett gräsbevuxet område med dumpade jordmassor (1.3). Transekt 2 började i en gles ekskog på sandjord (2.1) via en parkeringsplats med packad sand (2.2) till en yta intill ett järnvägsspår med varierad vegetation (2.3). Transekt 3 började i en mullrik lövskog med ek, hassel och andra lövträd (3.1) via ett tippområde med högvuxen ört- och gräsvegetation (3.2) till en grop med mager jord och kolrester (3.3). I varje parcell utlades tre provtagningspunkter, och på varje punkt togs tre markprover, precis som i Björkåförsöket.

### 2.2.3 Krylbo

Jordprover insamlades den 29/5 2007 från 20 platser i området. Platserna utvaldes med ledning av tidigare bestämningar av främst arsenik och PAH, så att man kunde få prover från flera punkter med låga, medelhöga och höga halter av As och PAH. Halterna varierade mosaikartat. Det fanns ingen tydlig gradient i mängden As eller PAH. På varje provplats togs tre markprover, precis som i Björkå. Markproverna uppdelades dock inte på samma sätt som i Björkå, beroende på att förna- och humusskikt saknades. A-proverna togs från markytan ned till 10 cm djup, b-proverna uppdelades i 0-5, 5-10 och 10-15 cm djup, och c-proverna uppdelades i ett 0-5 cm och ett 5-10 cm skikt.

## 2.3 Kol- och kväveomsättningsstudier på lab

De insamlade markskikten sorterades fria från gröna växtdelar (förnasiktet) eller sållades genom 2-mm såll (övriga markskikt) för alla tre lokalerna. Delprover togs ut för bestämning av (1) relationen torrsvikt/färsksvikt efter torkning vid 105°C under 24 tim; (2) pH(H<sub>2</sub>O), som efter skakning i 2 tim med vatten (förh. färsk jord/dest. vatten 1:1) bestämdes med hjälp av en glaselektrod; (3) total-C och total-N i en Carlo-Erba NA 1500 Analyser efter torkning vid 60°C i en vakuumtork; (4) C-mineralisering (basrespiration), som bestämdes som aerob CO<sub>2</sub>-C-produktion under 26 dygn vid 15 °C och 60% vattenhållande förmåga (WHC) från jordprov i en behållare varifrån gasprover togs och analyserades i en gaskromatograf; (5) Netto-N-mineralisering och nettonitrifikation, som bestämdes vid samma temperatur- och fuktighetsvillkor som för C-mineraliseringen. N-mineralisering studerades inte i Krylbo.

Markproverna togs med en ram (100 cm<sup>2</sup>) ner till 10 cm djup, och därunder med en borr (32,17 cm<sup>2</sup>) till 20 cm djup. Genom att markproverna var yt- och djupbestämda, kunde markens torrsvikt och kolförråd beräknas per m<sup>2</sup>. Årlig basrespiration och N-mineralisering kunde beräknas per m<sup>2</sup> under antagande av att processerna påverkades av temperatur och fuktighet motsvarandes en schablonfaktor på 33% av den som uppmättes vid 15 °C och 60% WHC (Persson m fl 2000).

## 2.4 Miljögifter

Kvarvarande prover från kol- och kvävestudierna insändes till laboratoriet AnalyCen för analys av metaller och organiska substanser.

## 2.5 Markfauna och funktionella grupper

Som komplettering till markproverna utplacerades den 27/7 2006 fallfällor för insamling av myror i Västerås. Fällorna bestod av 30-ml plastburkar med 3-cm diam. De placerades med öppningen i nivå med markytan och var till 1/3 fyllda med vatten och diskmedel. På varje provtagningspunkt utsattes 8

fällor på 8 m avstånd från varandra. De insamlades 96 timmar efter utsätandet. Myrorna artbestämdes med hjälp av bestämningsnyckeln av Seifert (1996). *Myrmica* spp. och andra små myrarter har mindre kolonistorlekar och mindre födosöksområden än t ex *Formica* spp. Därför använde vi procenten fällor med myror av en viss art som ett sätt att beräkna botäthet för de små arterna och som ett mått på aktivitet för de stora arterna (Savolainen m fl, 1989). Inga myrstudier gjordes i Björkå eller Krylbo.

Markprover för utdrivning av småringmaskar och andra fuktighetsgynnade markdjur placerades på 1-mm nät i Baermanntrattar för våtutdrivning under tre timmar. Dessa djur räknades och artbestämdes i levande tillstånd omedelbart efter utdrivningen.

Markprover för utdrivning av den s k markluftfaunan (hoppstjärter, kvalster och andra leddjur) placerades på 4-mm nät i Tullgrentrattar för torrutdrivning under 4 dygn. Utdrivna markdjur lagrades i 80% etanol. Antals- och viss artbestämning gjordes under stereolupp. Svårare arter preparerades och bestämdes i mikroskop med hjälp av modern bestämningslitteratur.

Djurens biomassa beräknades med hjälp av litteraturuppgifter om medelvikt för olika arter (Malmström 2006). Djuren klassificerades i grova funktionella grupper (Malmström 2006), och relationerna mellan de olika funktionella grupperna analyserades. Myrorna, som samlar föda från stora områden, inkluderades inte i dessa resultat.

## 2.6 Statistik

Provplatserna på de första två lokalerna grupperades i två (Björkå) respektive tre block (1-3)(Västerås), vart och ett med en kontrollyta, en mellanyta och en (som vi trodde) starkt påverkad yta. Tre provpunkter valdes på varje provplats. Kontrollytan 2.1 i Västerås klassades som "förorenad kontroll" med ledning av de förhöjda halterna av zink och organiska substanser (Tabell 8-11). De tre proverna på varje provplats betraktades som replikat (Västerås). I analysen hade därför provplats 2.1 tre upprepningar, övriga kontrolltytor sex upprepningar och resterande ytor 18 upprepningar i Västerås. En tvåvägs ANOVA med "förorening" och "block" som faktorer gjordes följd av en Tukey-Kramer-test. I Krylbo saknades en tydlig föroreningsgradient, och uppmätta värden av de biologiska variablerna på varje provplats jämfördes med halten av befintliga föroreningar i en regressionsanalys.

För att undersöka samhällsstrukturen hos markfaunan gjordes en principalkomponentanalys (PCA). För att inte tillskriva sällsynta arter onödigt betydelse, utesluts de som förekom i färre än 25% av proverna från PCA-analysen. En tvåvägs ANOVA med block och förorening som faktorer för utfallet gjordes för att undersöka förhållandet mellan de tre PC-axlarna och faktorerna.

Regressionsanalyser gjordes med hjälp av Statview 1.03 för Macintosh mellan halterna av Cu, Zn, Pb och S och medelantalet av olika djurgrupper.

## 3 Resultat och diskussion

### 3.1 Björkå

#### 3.1.1 Kol- och kväveomsättning

##### 3.1.1.1 PH

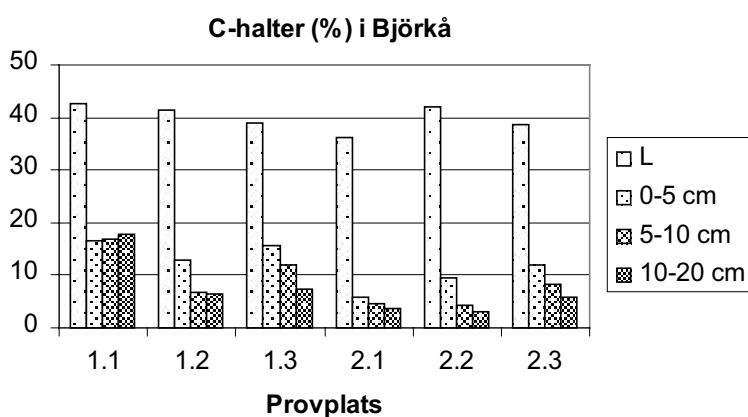
Markens pH-värde var lägst i kontrollytorna 1.3 och 2.3. Övriga provplatser, som var påverkade av tippmassor, hade förhållandevis höga pH-värden. Ett undantag var L-skiktet i 2.2, som hade lika lågt pH-värde som i kontrollytorna. En förklaring är att förnafallet av tallbarr sannolikt sänkt pH-värdet i detta skikt.

**Tabell 3.1. pH(H<sub>2</sub>O) på olika provplatser och markskikt i Björkå. Plats 1.3 och 2.3 är kontrollytor i skog resp. åkerkant.**

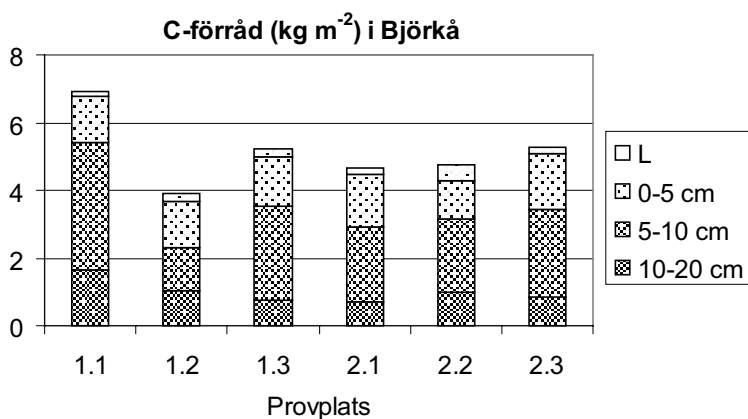
Provplats	L	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
1.1	6,83	7,95	7,93	7,63
1.2	6,78	7,43	7,56	7,73
1.3	5,63	5,13	4,63	4,75
2.1	5,99	6,79	7,03	7,44
2.2	5,53	6,89	7,42	7,46
2.3	5,52	5,18	4,80	4,82

##### 3.1.1.2 KOL/KVÄVEHALTER OCH KOL/KVÄVEFÖRRÅD

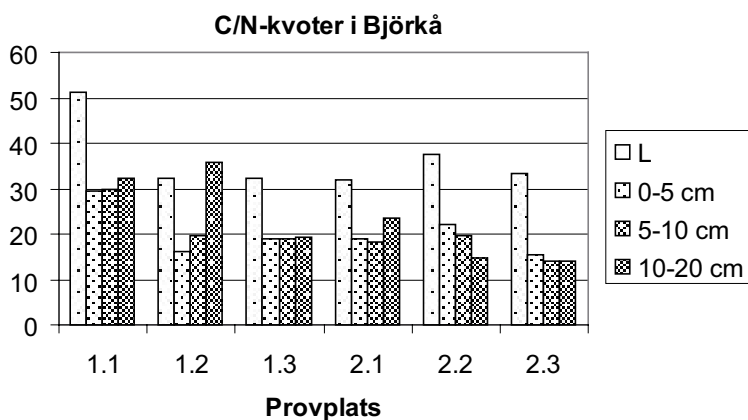
Kolhalterna i Björkå var generellt höga i förnaskiktet (L) och minskade med ökande markdjup på de flesta provplatser (Fig. 3.1). Provplats 1.1 avvek från detta mönster genom att ha höga kolhalter i alla skikt mellan 0 och 20 cm djup. Detta medförde också ett större kolförråd ner till 20 cm djup på denna provplats än på andra platser (Fig. 3.2). Kol/kväveknoterna var normalt lägre i mineraljorden än i förnaskiktet (Fig. 3.3). Provplats 1.2 avvek från detta mönster med höga C/N-kvoter på 10-20 cm djup. Detta medförde att kväveförrådet på plats 1.1, trots ett högt kolförråd, blev ganska lågt (Fig. 3.4). Det högsta kväveförrådet uppmättes på provplats 2.3 (åkerkant).



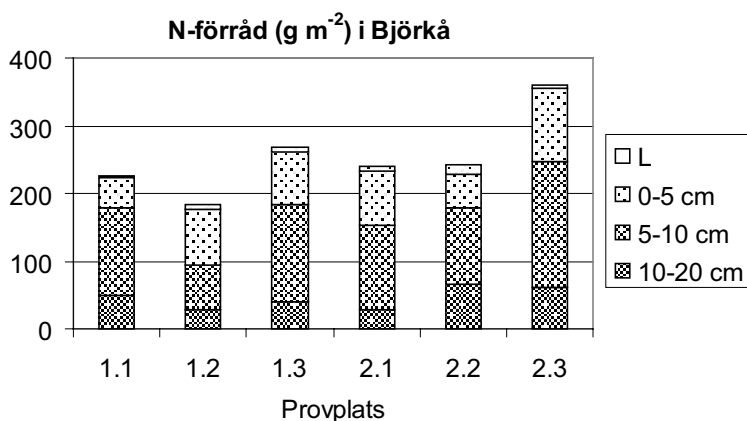
Figur 3.1. Kolhalter på olika provplatser och markskikt i Björkå. Provplats 1.3 och 2.3 var kontroll-  
 ytor i en blandskog resp. vid en åkerkant.



Figur 3.2. Kol-förråd på olika provplatser och i olika markskikt i Björkå.



Figur 3.3. Kol/kvävekvoter på olika provplatser och i olika markskikt i Björkå.



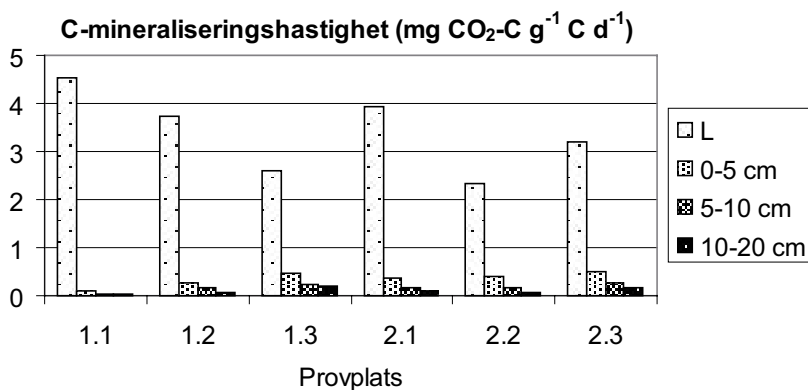
Figur 3.4. Kväveförråd på olika provplatser och i olika markskikt i Björkå.

Resultaten visade att provplats 1.1 bör ha påverkats av ett kolrikt men relativt kvävefattigt fyllnadsmaterial. Övriga provplatser hade mindre anmärkningsvärda kol/kvävehalter och kol/kväveförråd.

### 3.1.1.3 KOLMINERALISERING

Kolmineraliseringshastigheten i Björkå, uttryckt som CO<sub>2</sub>-avgivning per enhet C (genomsnitt för 26 dygn i 15°C), var mycket högre i förnaskiktet (L) än i mineraljordsskikten (0-20 cm) på alla provplatser (Fig. 3.5).

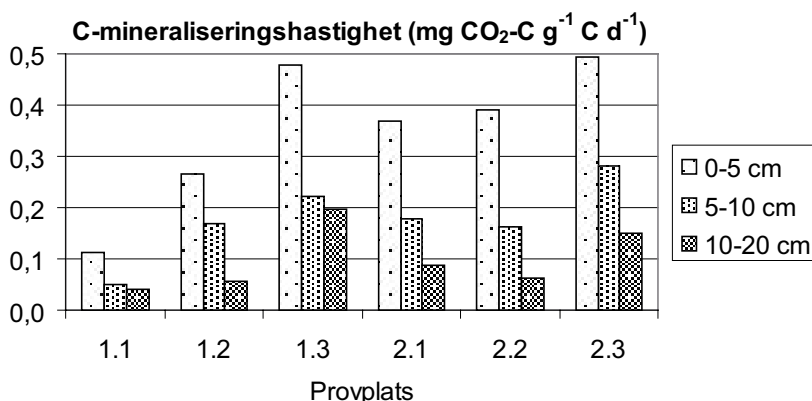
C-mineraliseringshastigheten var högre där L-skiktet bestod av gräsförna än där L-skiktet bestod av lövförna (1.3) eller barrförna (2.2). En markant högre C-mineraliseringshastighet i förnaskiktet än i mineraljordsskikten var förväntad och i överensstämmelse med litteraturdata (Persson m fl 2000).



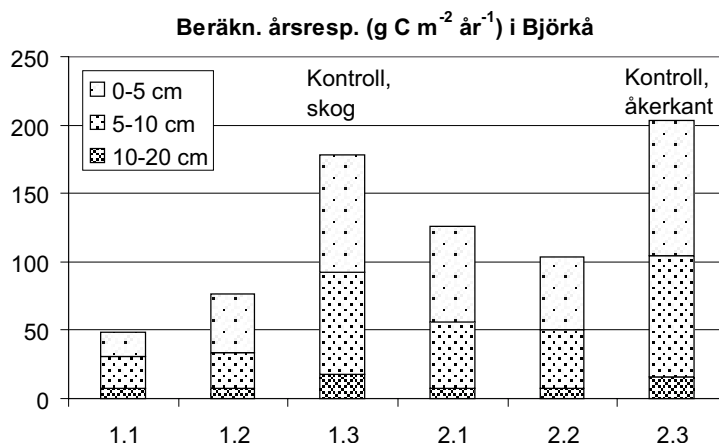
Figur 3.5. C-mineraliseringshastigheter på olika provplatser och i olika markskikt i Björkå. Provplats 1.3 och 2.3 är kontrolltytor i skog resp. vid en åkerkant.



I mineraljorden uppmättes låga C-mineraliseringshastigheter på provplats 1.1, som bara hade 20-23% av hastigheterna i motsvarande markskikt i kontrolllyta 1.3 och 17-26% av hastigheterna i kontrolllyta 2.3 (Fig. 3.6). Provplats 1.2, 2.1 och 2.2 hade också lägre C-mineraliseringshastigheter än i kontrolllytorna 1.3 och 2.3 på 10-20 cm djup. Några troliga förklaringar till att mikroorganismernas basrespiration var nedsatt i dessa mineraljordsskikt är att mikroorganismernas substrat var av låg kvalitet eller att mikroorganismerna var påverkade av giftiga ämnen.



Figur 3.6. C-mineraliseringshastigheter på olika provplatser och i tre mineraljordsskikt i Björkå (förstoring av Figur 3). Provplats 1.3 och 2.3 är kontrolllytor i skog resp. vid en åkerkant.

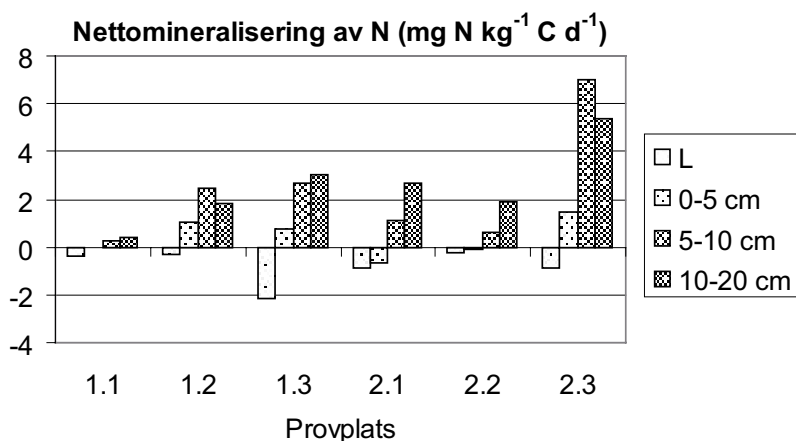


Figur 3.7. Beräknad heterotrof årsrespiration (exklusive förnaskiktet) på olika provplatser och i olika markskikt i Björkå.

Den skattade årsrespirationen med hänsyn till kolförråd, temperatur och markfuktighet framgår av Fig. 3.7. Kontrolllytorna hade högst respiration, medan exempelvis den kolrika provpunkten 1.1 hade låg respiration.

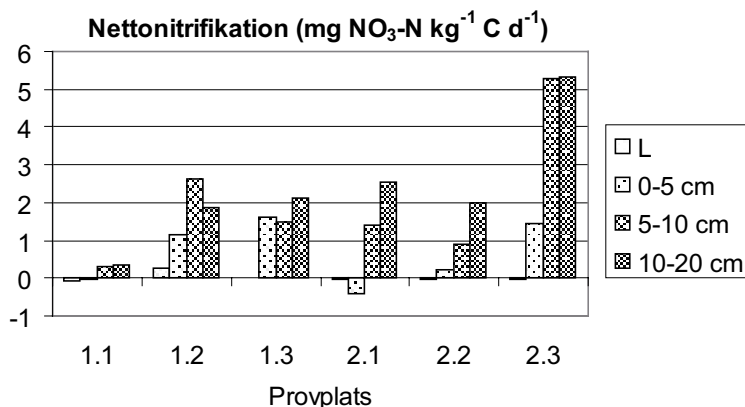
### 3.1.1.4 KVÄVEMINERALISERING OCH NITRIFIKATION

Nettomineraliseringen av kväve var obetydlig eller negativ (nettoimmobilisering) i de undersökta förnaskikten (Fig. 3.8). Detta var inte oväntat, eftersom C/N-kvoterna i dessa skikt låg över 30 (Fig. 3.3). Nettomineraliseringen i mineraljordsskikten var högre, och de djupare liggande markskikten på provplats 2.3 (åkerkant) hade högst nettomineralisering och lägst C/N-kvot (13-16). Det är omöjligt att bedöma om den nästan totala frånvaron av mineraliseringsaktivitet på plats 1.1 berodde på höga C/N-kvoter eller på någon giftverkan.



Figur 3.8. Nettomineraliseringshastighet av kväve vid aerob inkubation under 27 dygn vid 15°C och 60% WHC.

Den uppmätta nettonitrifikationen (Fig. 3.9) uppvisade samma mönster som nettomineraliseringen av kväve. Nästan inget nitrat bildades i de olika förnaskikten, och mest nitrat bildades i mineraljorden från provplats 2.3. Markens pH-värden var tillräckligt höga för att tillåta nitrifikation, och trots ganska låga pH-värden (4,8) på plats 2.3 var nitratbildningen högre än på andra platser och i andra markskikt.



Figur 3.9. Nettonitrifikationshastighet vid aerob inkubation under 27 dygn vid 15°C och 60% WHC..

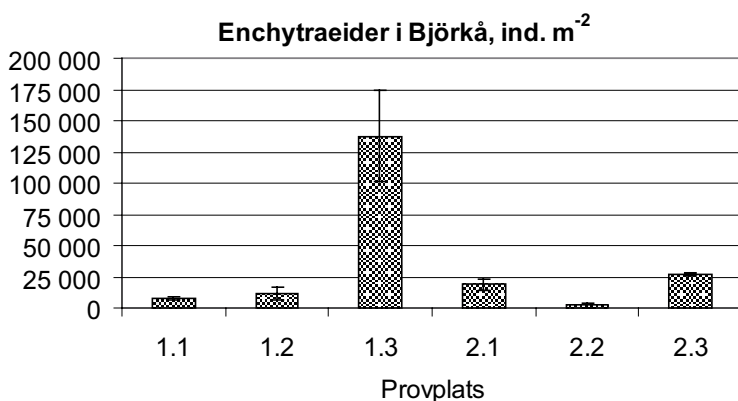
### 3.1.2 Markfauna

#### 3.1.2.1 MYROR

Inga fallfällor sattes ut för insamling av myror i Björkå.

#### 3.1.2.2 SMÅRINGMASKAR

Antalet småringmaskar (enchytraeider) var högst i kontrolllytan i blandskogen (1.3) med ca. 140 000 individer m<sup>-2</sup> och lägst i tallskogen på sandjord (2.2) med ca. 2 000 individer m<sup>-2</sup> (Fig. 3.10).



Figur 3.10. Totalantal småringmaskar i Björkå.

Individ- och artantalet av småringmaskar var högst på blandskogsytan 1.3 följt av åkerkantytan 2.3. Dessa två ytor hade lägst pH (4,6-5,2) i mineraljordsskikten, och bara i dessa ytor hittades *Cognettia sphagnetorum*, som är Sveriges vanligaste småringmask i sur skogsmark. Bara 3-4 arter hittades på provplats 1.1, 1.2 och 2.2, och av dessa arter var bara *Enchytraeus*- och *Buchholzia*-arterna något så när talrika. Mark med högt pH är ofta artrika vad gäller småringmaskar, men trots högt pH hyste dessa platser få individer och få arter. Detta kan tyda på en miljöstörning av något slag.

Tabell 3.3. Individantal (medelvärden) m<sup>2</sup> och artantal av insamlade småringmaskar (*Enchytraeidae*) på olika provplatser i Björkå.

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3
<i>Achaeta</i> sp.			86310			
<i>Henlea perpusilla</i>			210			
<i>Enchytraeus norvegicus</i>			210		630	
<i>Cognettia sphagnetorum</i>			1890			1890
<i>Fridericia bisetosa</i>			420			8400
<i>Enchytronia parva</i>			21420	420		10290
<i>Oconnorella cambrensis</i>			20160	8610		
<i>F. galba</i>			210	1680	210	
<i>F. sp.</i>			630	4830		210
<i>Enchytraeidae</i> sp.	210		3990		210	4410
<i>Buchholzia cf. fallax</i>	210	7140				
<i>Enchytraeus buchholzi</i>	3150	3780	1260		1260	420
<i>E. cf. lacteus</i>	4200	420	840	3150		1260
<b>Artantal</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>12</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>7</b>

### 3.1.2.3 HOPPSTJÄRTAR, TREVFOTINGAR OCH KVALSTER

Antalet hoppstjärtar och trevfotingar i Björkå var högst i den föroreningspåverkade tallytan 2.2 och lägst i kontrollytan 1.3 (Tabell 3.4). Inga tydliga effekter av eventuella föroreningar kunde observeras. Skattningarna var lägre än förväntat, troligen beroende på att proverna av misstag sållades (5-mm såll) innan djuren drevs ut.

Totalantalet kvalster var högst på plats 1.2 och lägst på plats 2.1, båda föroreningspåverkade gräsytor (Tabell 3.5). Det var tydligt att miljöfaktorer betydde mer än föroreningsfaktorer för oribatidkvalstren. Exempelvis observerades flest oribatider i den förorenade 1.1-ytan. Bara prostigmaterna hade störst täthet i kontrollytorna.

**Tabell 3.4. Medelantal hoppstjärtar och trevfotingar (ind. m<sup>-2</sup>) samt artantal hoppstjärtar (minimumvärde) i Björkå (n=3).**

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3
Obest. Poduridae	67	233	400	100	600	100
<i>Friesea claviseta/mirabilis</i>	0	0	33	0	33	0
<i>Onychiurus</i> sp.	733	2133	2133	3200	2500	567
Willemia/Tullbergia/Onychiurus	3900	6267	2100	4433	11933	4133
<i>Folsomia</i> cf. <i>quadrioculata</i>	200	33	2800	2000	0	100
<i>F.</i> cf. <i>spinosa</i>	5833	1367	233	233	8733	200
<i>Isotomiella minor</i>	67	0	1600	467	2300	4067
<i>Isotoma notabilis</i>	2567	6067	1533	2500	6333	8433
<i>Isotoma</i> sp..	2200	4033	67	400	867	967
<i>I violacea</i>	367	33	0	133	733	0
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	433	433	67	833	100	400
<i>Pseudosinella alba</i>	0	0	0	0	0	100
<i>Entomobrya</i> spp.	633	67	0	367	100	33
<i>Tomocerus</i> spp.	0	0	100	0	0	0
Obest. Sminthuridae	100	100	0	167	133	133
Obest. Collembola	1467	467	0	167	500	167
<b>Collembola (hoppstjärtar)</b>	<b>18 600</b>	<b>21 200</b>	<b>11 100</b>	<b>15 000</b>	<b>34 900</b>	<b>19 400</b>
<b>Artantal hoppstjärtar</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>13</b>
<b>Protura (trevfotingar), ind. m<sup>-2</sup></b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>633</b>	<b>67</b>	<b>1300</b>	<b>433</b>

**Tabell 3.5. Medelantal kvalster (ind. m<sup>-2</sup>) och antal arter (minimumvärde) i Björkå (n=3). Oribatidkvalstren sorterade efter individtäthet.**

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3
<b>Oribatida (pansarkvalster):</b>						
Oppioidea	5600	74200	17200	6100	33000	6700
Scheloribatidae	3600	5500	4600	5500	4400	1300
<i>Eniochthonius minutissimus</i>	4100	17900	0	100	0	0
Brachychthoniidae	1600	1400	500	1700	8300	6600
<i>Hemileius</i> sp.	0	100	3700	1900	6400	7200
Phthiracaroida	3500	3300	5400	1400	1900	1100
<i>Achipteria</i> sp.	1200	3500	2200	3600	600	3700

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3
<i>Liebstadia</i> sp.	13200	0	0	0	0	0
<i>Scheloribates</i> sp.	2100	4400	0	0	0	6100
<i>Tectocepheus velatus</i>	2500	1300	500	2300	3400	300
<i>Hypochthonius</i> sp.	6400	3400	0	0	0	0
<i>Eulohmannia</i> sp.	8200	0	0	0	0	0
Galumnidae	1000	1000	500	0	1200	2800
<i>Eupelops acromios</i>	100	200	0	3000	0	1400
Chamobatidae	500	0	500	0	2500	1100
<i>Euzetes globulus</i>	300	700	1300	400	200	400
Ceratozetidae	0	0	0	0	1800	300
Carabodidae	0	0	0	0	2000	0
<i>Platynothrhus peltifer</i>	0	1200	0	200	400	0
<i>Trichobates</i> sp.	600	0	0	400	500	200
<i>Ceratozetes gracilis</i>	1700	0	0	0	0	0
<i>Punctoribates</i> sp.	900	0	0	200	0	0
<i>Liacarus</i> cf. <i>xylariae</i>	0	0	1000	0	0	0
<i>Dameobelba</i> sp.	0	0	0	0	0	1000
Liacaridae	0	0	0	100	0	700
<i>Nanhermannia</i> sp.	200	500	0	0	0	0
<i>Nothrus palustris</i>	300	100	0	100	0	0
<i>Furcoribula</i> sp.	0	0	0	100	300	0
Belbidae	0	0	300	0	0	0
<i>Oribatula tibialis</i>	100	0	0	0	0	100
<i>Nothrus anauniensis</i>	100	0	0	100	0	0
<i>Metabelba</i> sp.	0	0	200	0	0	0
Damaeidae	0	0	0	0	100	0
<i>Dameobelba</i> sp.	0	0	0	0	0	100
<i>Cepheus</i> sp.	100	0	0	0	0	0
<i>Liacarus</i> cf. <i>coracinus</i> cf.	0	100	0	0	0	0
<i>Liacarus globulosus</i>	0	0	100	0	0	0
<i>Adoristes</i> sp.	0	0	100	0	0	0
<i>Scheloribates latipes</i>	0	100	0	0	0	0
Oribatida, juveniler	53100	66000	26100	27600	81900	38000
Oribatida, obest. adulter	2100	0	2000	0	8200	0
<b>Oribatida, totalt</b>	<b>113100</b>	<b>184900</b>	<b>66200</b>	<b>54800</b>	<b>157100</b>	<b>79100</b>
<b>Oribatida, antal arter</b>	<b>23</b>	<b>18</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>16</b>	<b>18</b>
<b>Övriga kvalster:</b>						
Astigmata	500	7800	6400	300	0	3300
Prostigmata	19800	19000	36500	14400	24900	37000
Gamasina, juveniler	6800	9600	10600	8200	7100	10400
Gamasina, adulter	5500	2400	3700	5300	1100	4200
Uropodina, juveniler	1100	800	200	600	1100	800
Uropodina, adulter	2200	11100	3500	2100	1900	1200
<b>Kvalster, totalt</b>	<b>149000</b>	<b>235600</b>	<b>127100</b>	<b>85700</b>	<b>193200</b>	<b>136000</b>

### 3.1.2.4 DAGGMASKAR OCH STORA LEDDJUR

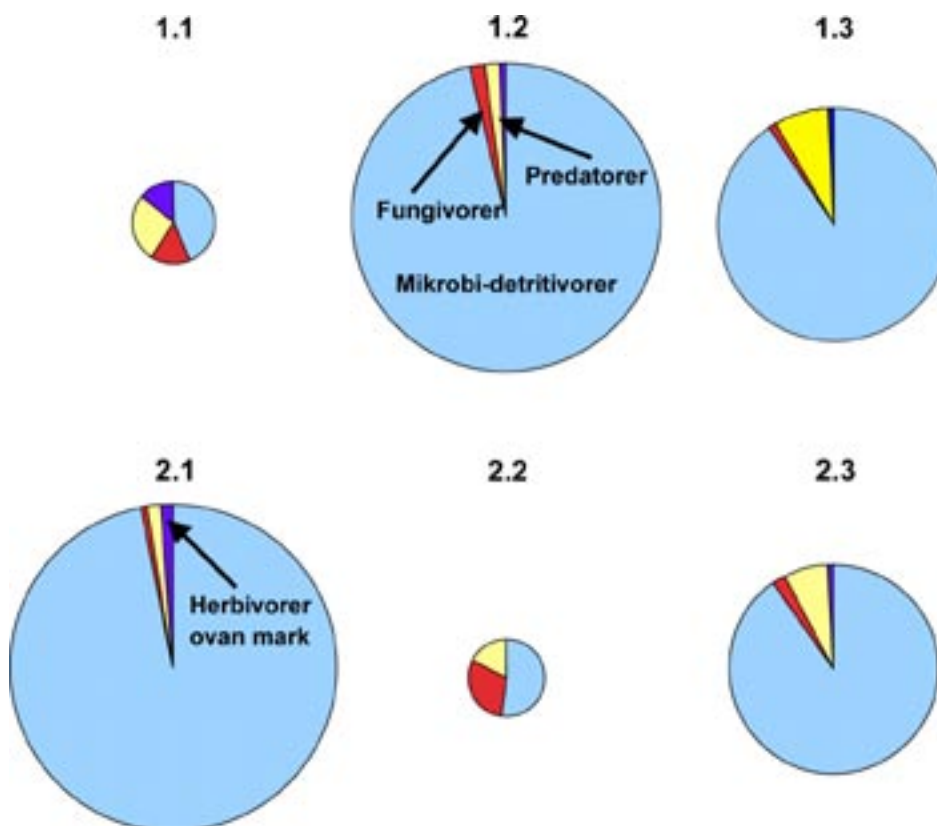
Antalet daggmaskar var relativt högt på gräsbevuxna provplatser med undantag för provplats 1.1 och lågt i den förorenade tallskogen (2.2) (Tabell 3.6). Bland leddjuren var tvåvingelarterna talrika i den opåverkade blandskogen (1.3) och enkelfotingarna talrika i åkerkanten (2.3). Tallskogen (2.2) hade låga abundanser, men i övrigt skilde sig inte provpunkterna åt på något anmärkningsvärt sätt.

**Tabell 3.6. Skattningar av antal (ind. m<sup>-2</sup>) av daggmaskar och större leddjur (makroarthropoder) i Björkä (n=3). Fet stil markerar skattningar av större taxonomiska enheter än arter/släkten.**

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0	67	0	33	33	0
<i>Aporrectodea</i> sp.	0	0	33	67	0	33
<i>Lumbricus</i> sp.	0	133	33	100	0	33
Lumbricidae sp.	33	33	33	0	0	0
<b>Lumbricidae (daggmaskar)</b>	<b>33</b>	<b>233</b>	<b>100</b>	<b>200</b>	<b>33</b>	<b>67</b>
<b>Isopoda (gråsuggor)</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Julidae	0	67	0	233	0	100
Diplopoda sp.	67	0	0	0	0	0
<b>Diplopoda (dubbelfotingar)</b>	<b>67</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>233</b>	<b>0</b>	<b>100</b>
Geophilidae	133	0	0	133	67	0
Lithobiidae	67	0	0	0	67	833
Chilopoda sp.	0	0	0	0	0	0
<b>Chilopoda (enkelfotingar)</b>	<b>200</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>133</b>	<b>133</b>	<b>833</b>
<b>Symphyla (dvärgfotingar)</b>	<b>400</b>	<b>567</b>	<b>33</b>	<b>1033</b>	<b>0</b>	<b>100</b>
<b>Thysanoptera (tripsar)</b>	<b>367</b>	<b>100</b>	<b>33</b>	<b>67</b>	<b>67</b>	<b>33</b>
Homoptera	0	0	33	0	0	0
Cicadellidae	233	0	67	167	0	33
Coccoidea	1867	400	67	267	0	1333
Aphidina	0	33	0	0	0	0
<b>Homoptera (växtsugare)</b>	<b>2100</b>	<b>433</b>	<b>167</b>	<b>433</b>	<b>0</b>	<b>1367</b>
<b>Heteroptera (skinnbaggar)</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Lepidoptera (fjärilar) L</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Carabidae L	33	33	33	0	0	0
Staphylinidae I	33	67	133	0	0	100
Cantharidae L	0	33	0	0	167	100
Elateridae L	0	0	300	33	33	167
Elateridae I	0	0	0	67	0	0
Scolytidae I	0	0	0	67	0	0
Coleoptera L	33	33	33	0	33	0
Coleoptera I	33	100	0	133	0	67
<b>Coleoptera (skalbaggar)</b>	<b>100</b>	<b>167</b>	<b>500</b>	<b>167</b>	<b>233</b>	<b>367</b>
Chironomidae L	0	67	100	67	0	0
Cecidomiidae L	67	267	267	200	167	67
Obest. Mygglarver	67	133	33	33	33	0
Empididae/Dolichopodidae L	67	100	533	100	0	133
Obest. Fluglarver	0	67	67	133	0	33
<b>Diptera larver (tvåvingar) L</b>	<b>200</b>	<b>633</b>	<b>1000</b>	<b>533</b>	<b>200</b>	<b>233</b>
Hahniidae	0	0	133	0	0	0
Linyphiidae/Therididae	133	133	33	67	0	0
Thomisidae	0	33	0	0	0	0
<b>Araneae (spindlar)</b>	<b>133</b>	<b>167</b>	<b>167</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Stora leddjur, totalt</b>	<b>3667</b>	<b>2500</b>	<b>2033</b>	<b>3000</b>	<b>667</b>	<b>3100</b>

### 3.1.3 Biomassa och funktionella grupper

Markdjurens biomassa beräknades grovt genom att multiplicera antalet djur av en art med artens medelvikt (Malmström 2006). Arterna grupperades därefter i funktionella grupper. Den totala biomassan av de markdjur som studerades varierade mellan 500 och 11 000 mg TS m<sup>-2</sup> och framgår av cirkelarnas ytor i Fig. 3.11. Där framgår att de inbördes proportionerna mellan de funktionella grupperna varierade starkt mellan olika provplatser (Fig. 3.11). Mikrobi-detritivorena (daggmaskar och småringmaskar) hade alltid högre biomassa än andra grupper, av vilka predatorer (spindlar, rovkvalster och vissa skalbaggar) oftast hade högre biomassa än fungivorer (hoppstjärter och pansarkvalster) och herbivorer ovan mark. Rotkonsumenterna hade låg biomassa. På kontrollplatserna 1.3 och 2.3 var bidraget till totalbiomassan 90%, 8%, 1%, 1%, 0% respektive 90%, 7%, 2%, 1%, 0% för de nämnda funktionella grupperna, d v s nästan identiska proportioner. Att provplats 1.2 och 2.1 hade hög mikrobi-detritivorbiosmassa berodde på en stor mängd daggmaskar. Totalmängden predatorbiomassa var högst på kontrollplatserna 1.3 och 2.3 (390 och 274 mg m<sup>-2</sup>) och lägre (88-164 mg m<sup>-2</sup>) på platser med olika grad av förorening. Fungivorena hade högst biomassa på plats 2.2, som hade ung tallskog.



Figur 3.11. Proportionerna mellan olika funktionella grupper hos markdjuren och deras totala biomassa (500-11 000 mg TS m<sup>-2</sup>, indikerat av cirkelarnas yta) på olika provpunkter i Björkå. Blått=mikrobi-detritivorer, rött=fungivorer, gult=predatorer, mörkblått=herbivorer ovan mark och grönt (syns ej)=rotkonsumenter.

### 3.1.4 Resultatbedömning för Björkå

Markens pH-värde var relativt lågt i kontrollytorna i skogsmark och vid en åkerkant och, med undantag för det tunna förnalagret, högt (6,8-8,0) i alla provytor med föroreningar. De höga pH-värdena betyder att pH-gynnade processer (t ex nitrifikation och bioturbation) och pH-gynnade organismer (nitrifierare, dagmaskar, gråsuggor, snäckor) borde vara aktiva om inte andra faktorer hämmar deras aktivitet.

Markens kolhalter och kolförråd var avvikande höga på provpunkt 1.1, där halterna inte minskade med ökande markdjup. Denna avvikelse från det normala hade gjort att man kunnat misstänka en störning av markprofilen (vilket vi visste à priori).

Markens kväveförråd var förhöjt bara i provpunkten vid en åkerkant (2.3), något som är rimligt med tanke på tidigare gödsling av åkern.

Markens kol/kväveknot var avvikande hög på provplats 1.1, något som var en logisk följd av höga kolhalter men normala kvävehalter. C/N-kvoten i respektive markskikt i 1.1 var lika hög som i mycket kvävefattig barrskogsmark i Norrland, men här täcktes marken av gräs och örter.

Kolmineraliseringshastigheten (basrespirationen) är ett mått på (främst) den mikrobiella aktiviteten, som i sin tur reflekterar nedbrytbarhet och tillgängligt kol. Alla förnaskikt hade hög C-mineraliseringshastighet, men i mineraljordsskikten var C-mineraliseringshastigheten per gram C starkt nedsatt (till omkring 20%) på provplats 1.1. Övriga provplatser med misstänkt störning hade nedsatt aktivitet (nedgång till 20-60%) på 10-20 cm markdjup jämfört med motsvarande skikt i kontrollytorna. Lägre aktivitet per mängd kol kan förklaras med (a) lägre kvalitet på det organiska materialet, (b) kemisk stabilisering genom adsorption av metaller (Al och Fe), (c) absorption av exoenzym på elementärt kol, eller (d) toxiska effekter på nedbrytarna. Koltillgängligheten för mikroorganismerna sjunker normalt med ökande markdjup, eftersom det organiska materialet på större djup dels är mer nedbrutet och dels är stabiliserat av metaller.

Kvävemineraliseringshastigheten avspeglar mikroorganismernas och markdjurens behov att utsöndra överskottskväve i form av ammonium. Processen kan indirekt indikera giftverkan, t ex genom att hög mortalitet leder till nedbrytning av döda organismer med låg C/N-kvot och som medför hög N-mineralisering. Men processen förefaller vara mycket oprecis vad gäller toxiska effekter. Provplats 1.1 hade ytterst låg nettomineralisering av N, något som kan förklaras med antingen hög C/N-kvot eller giftverkan.

Nitrifikationshastigheten styrs av både ammoniumtillgång (som styrs av både kvävemineralisering, kvävedeposition och gödsling) och pH-värde, eftersom processen normalt regleras av ammoniumoxiderande bakterier. Eftersom diversiteten bland ammoniumoxiderande bakterier är låg, anses processen vara känslig för miljöstörningar. I Björkå var nettonitrifikationshastigheten i stort sett identisk med nettomineraliseringshastigheten. Detta tyder på att vare sig pH eller något miljögift hade avgörande effekt på nitrifikationshastigheten på denna lokal.

Myror studerades inte i Björkå.



Småringmaskar kan förekomma i många terrestra miljöer och olika arter har olika miljökrav. Artmångfalden är ofta högre i mark med högt pH än i mark med lågt pH medan det omvända kan gälla individantalet. I Björkå var pH-värdet något lägre i de båda kontrolltytorna. Trots detta var både individ- och artrikedomen högre i kontrolltytorna än i de föroreningspåverkade ytorna. Artantalet var oväntat lågt på provplats 1.1 och 1.2 trots skenbart goda förutsättningar för högt artantal. Åtminstone 1.2, som låg nära ett kärr, bör inte ha problem med för låg markfuktighet. En slutsats är att låg artrikedom hos småringmaskar kan vara en indikator på (vissa) föroreningar om andra kriterier (t ex pH) inte förefaller vara begränsande.

Hoppstjärter (collemboler) har olika miljöpreferenser men förefaller vara generalister i fråga om födoval. I Björkå fanns inga tydliga mönster. Individ- och artantalet skilde sig inte anmärkningsvärt mycket mellan de olika provplatserna. Responserna på förorening var alltså otydliga och gruppens värde som indikator på förändringar omöjlig att bedöma på denna lokal.

Pansarkvalster (oribatider) är en artrik grupp med olika miljökrav för olika arter. De anses vara goda indikatorer på miljöförändringar genom sina specifika krav. I Björkå fanns dock inga tydliga mönster. Artmångfalden var högst på den förorenade provplatsen 1.1, och det är möjligt att pansarkvalstren reagerar på olika miljöfaktorer men kan vara okänsliga gentemot miljögifter.

Daggmaskar gynnas av högt pH, och sådana förutsättningar fanns i Björkå. Provtagningsmetodiken var inte optimal för daggmaskar (för små jordprover), och därför kan inga slutsatser dras om daggmaskarnas lämplighet att indikera markföroreningar i Björkå.

Stora leddjur (makroarthropoder) är en heterogen djurgrupp med bl a skalbaggar, tvåvingar, spindlar, skinnbaggar, växtsugare och mångfotingar. Var och en av dessa djurgrupper har inom sig arter med specifika miljökrav. I Björkå fanns inga tydliga responser hos dessa grupper på markföroreningar.

De ovan nämnda djurgrupperna har olika födoval, och djur med samma födoval kan samlas i en och samma funktionella grupp. Eftersom olika arter kan ersätta varandra funktionellt, är det sannolikt att proportionen mellan biomassan hos näringsfunktionella grupper kan ge mer information om en störd näringsväv än vad enskilda arter och grupper kan göra. Detta angreppssätt fungerade dock inte särskilt bra i Björkå, där biomassan av mikrobi-detritivorer (främst daggmaskar) varierade starkt mellan provplatserna. En annan möjlighet var att jämföra förhållandet mellan fungivorer och predatorer.

Kvoten fungivorer:predatorer var lägst i kontrolltytorna (0,16-0,28), högre på de förorenade gräsytorna (0,43-0,76) och högst i den förorenade tallskogen med sandjord (1,7). Absolutmängden predatorer var också högre i kontrolltytorna (274-390 mg m<sup>-2</sup>) än i de övriga ytorna (88-164 mg m<sup>-2</sup>). Eftersom predatorerna är mest utsatta för bioackumulation (högst i näringsväven) är predatorbiomassan intressant när en gifteffekt skall bedömas.

Sammanfattningsvis gav variablerna pH, kolförråd, kolmineraliseringshastighet, småringmaskarnas artrikedom och jämförelsen av biomassan hos näringsfunktionella grupper hos markdjuren den mest intressanta informationen om det ekologiska tillståndet på de olika provplatserna i Björkå.

## 3.2 Västerås

### 3.2.1 Miljögifter

Vissa koncentrationer av toxiska oorganiska och organiska ämnen överskred olika riktvärden för mark i Västerås. I Tabell 3.7-3.10 anges de ämnen och halter som överskred vissa av riktvärdena, t ex RIVM:s riktvärde för MPC (maximum permissible concentration) och SRC (serious risk concentration). SRC ligger något högre än MPC. I förnaskiktet (Tabell 3.7) överskreds SRC-värdet för bor (B) i samtliga kontrolltytor (1.1, 2.1 och 3.1), vilket snarast indikerar att B-riskvärdet är lågt satt. I förnaskiktet överskreds riktvärdena mest markant av Zn, som hade höga halter i provpunkt 2.3 (nära järnvägsspår). I skiktet 0-5 cm, där den markbiologiska aktiviteten normalt också är hög, var halterna av B, Cu, Mo, Pb, Se, Zn och V förhöjda på vissa provplatser (Tabell 3.8). Det gällde också 5-10 cm (Tabell 3.9) och 10-20 cm djup (Tabell 3.10).

Med undantag för B (se ovan), hade provpunkt 1.1 (kontroll) i regel låga halter i alla studerade markskikt. Även kontrollerna 2.1 och 3.1 hade mest låga halter, men Cu, Zn och cancerogena alifater låg över riktvärdena i flera markskikt. Provpunkt 2.1 hade hög halt cancerogent PAH i 0-5-cm-skiktet.

Provplats 1.2 (båtuppställning) och 2.2 (bilkparkerings) hade få överskridanden av riktvärden, men förnaskiktets Zn-halter var starkt förhöjda. Provplats 1.3 hade måttliga metallhalter men var den plats som hade i särklass högst cancerogena PAH-halter, särskilt på större markdjup (10-20 cm). Här fanns även höga halter antracen, flouranten och närbesläktade ämnen. Provplats 2.3 (nära järnvägsspår) hade de högsta halterna av Mo, men även höga halter av Cu, Co och Zn. Det senare hade även provplats 3.2, men även höga halter Pb och Ba i vissa markskikt. Provplats 3.3, som hade stora mängder kolaska, hade relativt låga halter av de flesta ämnen med V som ett markant undantag.

Sammanfattningsvis hade kontrolltytor (1.1, 2.1 och 3.1) höga B-halter men oftast låga halter av andra undersökta ämnen (undantag cancerogena PAH i 2.1), provplats 1.3 hade höga halter organiska miljögifter inklusive cancerogena PAH, provplats 2.3 hade höga halter av Mo och metaller och provplats 3.3 hade höga V-halter.

**Tabell 3.7. Halter (mg kg<sup>-1</sup> TS) av oorganiska och organiska substanser i förnaskiktet på olika provplatser i Västerås i förhållande till RIVM:s riktvärden för "maximum permissible concentration" (MPC) och andra riktvärden (ej i tabellen). Halter över dessa riktvärden angivna med fet stil.**

	MPC	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
TS (%)		48,9	65,3	33,1	51,8	35,6	42,6	37,5	38,1	62,5
Al		3300	7900	3600	2500	1800	3500	3400	6300	4700
As	<b>30</b>	0,96	6,2	2,1	1,2	2,2	6,9	1,2	5,2	15

B	<b>31</b>	<23	<23	<b>63</b>	<24	<b>25</b>	<b>38</b>	<23	<23	
Ba	<b>160</b>	45	70	58	62	66	140	58	120	100
Be	<b>1,5</b>	0,24	0,48	0,29	0,2	0,17	0,32	0,26	0,63	0,7
Cd	<b>1,6</b>	0,41	0,63	0,57	0,26	0,73	<b>2,2</b>	0,41	0,94	0,45
Co	<b>9,2</b>	<2,4	6,2	2,4	<2,4	<2,4	5,9	<2,4	4,9	6,5
Cr	<b>100</b>	7,3	20	15	7,2	7,9	21	8,5	16	19
Cu	<b>40</b>	19	<b>46</b>	21	30	28	<b>74</b>	21	35	39
Hg	<b>2</b>	<0,05	<0,05	<0,05	0,053	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Mo	<b>1,3</b>	<0,96	<b>5,9</b>	<b>6,7</b>	1,2	<b>2,4</b>	<b>10</b>	<0,96	<b>2,7</b>	<b>1,9</b>
Ni	<b>35</b>	5,6	11	4,2	4,3	6,6	13	6,4	10	<b>45</b>
Pb	<b>140</b>	10	68	16	19	22	50	13	49	43
S		1200	1800	1500	1200	1300	1700	1200	1500	1700
Sb		<0,96	<0,94	<0,95	<0,96	<0,96	1,4	<0,96	<0,96	<0,94
Se	<b>0,71</b>	<0,96	<0,94	<0,95	<0,96	<0,96	<0,96	<0,96	<0,96	<0,94
V	<b>42</b>	<9,6	22	<9,5	<9,6	<9,6	13	<9,6	20	110
Zn	<b>156</b>	120	<b>420</b>	130	<b>180</b>	<b>470</b>	<b>750</b>	<b>190</b>	<b>410</b>	<b>270</b>
Alifater C8-16		<10	<10	<10	<10	14	<10	<10	10	<10
Alifater C16-35	<b>170</b>	55	74	<b>100</b>	<b>110</b>	42	<b>220</b>	42	37	
Aromater C8-10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Aromater C10-35		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PAH canc.		<0,30	<b>0,77</b>	<b>1</b>	<0,30	<b>0,35</b>	<0,30	<0,30	<b>0,41</b>	<b>1</b>
PAH övriga		<0,30	0,73	1,2	0,33	0,82	<0,30	<0,30	0,5	2,8
Acenaften		<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Acenaftylen		<0,03	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Antracen		<0,03	<0,03	0,04	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	<0,03	0,05
Benzo(a)antracen		<0,03	0,1	0,18	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	0,06	0,1
Benzo(a)pyren		<0,03	0,1	0,14	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	0,06	0,05
Benzo(b,k)fluoranten		0,03	0,26	0,28	0,06	0,12	<0,03	<0,03	0,12	0,34
Benzo(g,h,i)perylene		<0,03	0,07	0,07	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,06	0,04
Dibenzo(a,h)antracen		<0,03	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Fenantren		0,03	0,1	0,21	0,08	0,16	<0,03	<0,03	0,06	0,5
Fluoranten		0,03	0,26	0,46	0,08	0,33	0,06	0,05	0,15	1,3
Fluoren		<0,03	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Indeno(1,2,3-cd)pyren		0,03	0,1	0,11	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,06	0,04
Krysen		0,03	0,19	0,25	<0,03	0,12	<0,03	<0,03	0,09	0,46
Naftalen		<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,04
Pyren		0,03	0,22	0,35	0,08	0,21	0,04	0,05	0,15	0,86

**Tabell 3.8. Halter (mg kg<sup>-1</sup> TS) av oorganiska och organiska substanser i mineraljord på 0-5 cm djup på olika provplatser i Västerås i förhållande till RIVM:s riktvärden för "maximum permissible concentration" (MPC) och andra riktvärden (ej i tabellen). Halter över dessa riktvärden angivna med fet stil.**

	MPC	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
TS (%)		67	86,8	84	73,3	90,6	86,8	66,9	73,8	79,4
Al		13000	9900	13100	11700	8500	7800	14800	11800	5200
As	<b>30</b>	<2,7	2,6	2,1	<2,5	2	8,8	<2,7	6,1	8,9
B		<b>9,4</b>	5,3	<b>9,6</b>	<b>8,9</b>	<5,0	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>9,4</b>
Ba	<b>160</b>	43	28	64	67	15	56	70	99	81
Be	<b>1,5</b>	0,84	0,52	1	0,7	0,44	0,54	1	1,2	0,74
Cd	<b>1,6</b>	<0,27	<0,21	0,26	0,33	<0,20	0,3	0,34	0,8	0,25
Co	<b>9,2</b>	7,2	5,5	8	7	4,9	8,8	8,2	8,7	6,3
Cr	<b>100</b>	16	14	20	19	11	29	22	20	13
Cu	<b>40</b>	28	38	30	<b>53</b>	23	<b>93</b>	<b>49</b>	<b>41</b>	34
Hg	<b>2</b>	<0,05	<0,05	0,067	0,09	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Mo	<b>1,3</b>	<2,7	<2,1	<2,1	<2,5	<2,0	<b>9,3</b>	<2,7	<2,4	<2,3
Ni	<b>35</b>	10	8,5	13	12	6,3	14	13	18	26
Pb	<b>140</b>	25	20	43	95	14	68	40	<b>340</b>	38
S		430	130	260	350	120	350	510	500	1800
Sb		<1,3	<1,0	<1,1	<1,2	<0,99	<1,0	<1,3	<1,2	<1,1
Se	<b>0,71</b>	<1,3	<1,0	<b>2</b>	<1,2	<b>1,1</b>	<b>1,1</b>	<b>1,5</b>	<b>1,4</b>	<1,1
V	<b>42</b>	27	18	27	26	20	21	33	34	<b>69</b>
Zn	<b>156</b>	120	96	140	<b>220</b>	97	<b>240</b>	<b>210</b>	<b>380</b>	110
Alifater C8-16		<10	<10	<10	<10	<10	<10	33	<10	<10
Alifater C16-35		<10	<10	<10	<10	<10	<10	31	<10	<10
Aromater C8-10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Aromater C10-35		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PAH canc.		<0,30	<b>0,68</b>	<b>3,3</b>	<b>6,2</b>	<b>0,57</b>	<b>0,82</b>	<b>1,8</b>	<b>2,1</b>	<b>1,4</b>
PAH övriga		<0,30	0,64	4,1	13	1,4	1	2,3	2,1	4
Acenaften		<0,03	<0,03	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Acenaftylen		<0,03	<0,03	0,27	0,25	0,03	0,03	0,08	0,04	0,06
Antracen		<0,03	0,03	0,25	0,28	0,06	0,06	0,08	0,1	0,1
Benzo(a)antracen		<0,03	0,11	0,68	1	0,06	0,13	0,32	0,35	0,16
Benzo(a)pyren		<0,03	0,11	0,49	0,93	0,03	0,09	0,29	0,34	0,08
Benzo(b,k)fluoranten		<0,03	0,21	0,94	1,8	0,22	0,3	0,61	0,65	0,45
Benzo(g,h,i)perylen		<0,03	0,08	0,28	0,66	<0,03	0,04	0,15	0,23	0,06
Dibenzo(a,h)antracen		<0,03	<0,03	0,1	0,14	<0,03	<0,03	0,03	0,06	<0,03
Fenantren		<0,03	0,08	0,78	3,9	0,27	0,13	0,3	0,39	0,9
Fluoranten		<0,03	0,22	1,5	4,8	0,6	0,41	0,88	0,71	1,7
Fluoren		<0,03	<0,03	0,08	0,18	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Indeno(1,2,3-cd)pyren		<0,03	0,09	0,32	0,78	0,03	0,06	0,21	0,3	0,08
Krysen		<0,03	0,14	0,77	1,5	0,22	0,22	0,37	0,38	0,58
Naftalen		<0,03	<0,03	<0,03	0,08	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,06
Pyren		<0,03	0,17	0,91	3,2	0,36	0,3	0,75	0,58	1,1

**Tabell 3.9. Halter (mg kg<sup>-1</sup> TS) av oorganiska och organiska substanser i mineraljord på 5-10 cm djup på olika provplatser i Västerås i förhållande till RIVM:s riktvärden för "maximum permissible concentration" (MPC) och andra riktvärden (ej i tabellen). Halter över dessa riktvärden angivna med fet stil.**

	MPC	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
TS (%)		73	89,1	85,6	83,4	91,3	83,5	70,9	85,6	85,6
Al		13400	8600	15200	9600	8400	11500	15500	12900	6100
As	<b>30</b>	<2,5	3,9	5,1	2,9	3,3	18	<2,5	6	2,9
B		<b>8,2</b>	<5,1	<b>11</b>	6,6	<4,9	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>7,1</b>
Ba	<b>160</b>	40	27	67	43	21	130	62	95	54
Be	<b>1,5</b>	0,85	0,46	0,98	0,62	0,39	1	0,96	1,1	0,61
Cd	<b>1,6</b>	<0,25	<0,20	0,34	0,26	<0,20	0,57	0,32	0,49	<0,21
Co	<b>9,2</b>	7,4	5,6	9	5,8	5,7	<b>16</b>	8,7	8,9	5,5
Cr	<b>100</b>	18	12	22	16	12	56	23	21	12
Cu	<b>40</b>	29	<b>53</b>	<b>42</b>	36	21	<b>200</b>	<b>48</b>	<b>46</b>	32
Hg	<b>2</b>	<0,05	<0,05	0,15	0,064	<0,05	0,073	<0,05	0,077	<0,05
Mo	<b>1,3</b>	<2,5	<2,0	<2,1	<2,2	<2,0	<b>24</b>	<2,5	<2,1	<2,1
Ni	<b>35</b>	11	8,8	16	9,2	8,4	24	13	19	22
Pb	<b>140</b>	25	22	85	66	12	160	63	72	27
S		340	120	230	200	100	570	420	390	1900
Sb		<1,2	<1,0	<1,1	<1,1	<0,99	<1,1	<1,3	<1,1	<1,1
Se	<b>0,71</b>	<b>1,3</b>	<1,0	<b>1,4</b>	<1,1	<0,99	<b>1,4</b>	<b>1,6</b>	<b>1,3</b>	<1,1
V	<b>42</b>	29	19	30	20	19	37	35	37	<b>69</b>
Zn	<b>156</b>	110	100	150	130	72	<b>730</b>	<b>200</b>	<b>300</b>	82
Alifater C8-16		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Alifater C16-35		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Aromater C8-10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Aromater C10-35		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PAH canc.		<0,30	<b>0,78</b>	<b>9,5</b>	<b>2,1</b>	<0,30	<b>0,74</b>	<b>1,4</b>	<b>1,5</b>	<0,30
PAH övriga		<0,30	0,58	11	3,5	<0,30	0,88	1,7	1,6	0,61
Acenaften		<0,03	<0,03	0,06	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Acenaftylen		<0,03	<0,03	0,62	0,08	<0,03	0,03	0,05	0,03	<0,03
Antracen		<0,03	<0,03	0,57	0,06	<0,03	0,05	0,05	0,08	<0,03
Benzo(a)antracen		<0,03	0,12	2	0,27	<0,03	0,1	0,22	0,25	0,05
Benzo(a)pyren		<0,03	0,13	1,3	0,3	<0,03	0,08	0,22	0,24	<0,03
Benzo(b,k)fluoranten		<0,03	0,26	2,8	0,72	0,06	0,27	0,43	0,48	0,08
Benzo(g,h,i)perylen		<0,03	0,09	0,77	0,24	<0,03	0,07	0,17	0,16	<0,03
Dibenzo(a,h)antracen		<0,03	<0,03	0,28	0,05	<0,03	<0,03	<0,03	0,04	<0,03
Fenantren		<0,03	0,06	2	0,92	<0,03	0,13	0,25	0,34	0,2
Fluoranten		<0,03	0,19	3,8	1,2	0,08	0,3	0,62	0,53	0,14
Fluoren		<0,03	<0,03	0,25	0,04	<0,03	<0,03	<0,03	0,03	<0,03
Indeno(1,2,3-cd)pyren/		<0,03	0,12	1,2	0,32	<0,03	0,09	0,22	0,21	<0,03
Krysen		<0,03	0,13	1,9	0,45	0,05	0,18	0,26	0,28	0,09
Naftalen		<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,03	<0,03	<0,03	0,05
Pyren		<0,03	0,16	2,6	0,89	0,06	0,24	0,54	0,44	0,14

**Tabell 3.10. Halter (mg kg<sup>-1</sup> TS) av oorganiska och organiska substanser i mineraljord på 10-20 cm djup på olika provplatser i Västerås i förhållande till RIVM:s riktvärden för "maximum permissible concentration" (MPC) och andra riktvärden (ej i tabellen). Halter över dessa riktvärden angivna med fet stil.**

	MPC	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
TS (%)		78,8	88,4	86	86,1	93,1	83,2	77,1	85,4	89,1
Al		12700	10400	15100	8800	9900	14400	16900	14100	8500
As	<b>30</b>	<2,3	2,9	2,6	<2,1	3,1	9,6	<2,3	7,5	<2,0
B	<b>7</b>	6,6	<b>9,5</b>	5,7	5,6	<b>18</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<5,1	
Ba	<b>160</b>	33	41	72	36	23	<b>170</b>	64	<b>420</b>	17
Be	<b>1,5</b>	0,67	0,69	0,98	0,46	0,46	1,4	0,97	0,9	0,37
Cd	<b>1,6</b>	<0,23	0,31	0,37	0,28	<0,19	0,59	0,3	0,53	<0,20
Co	<b>9,2</b>	6,5	7	7,9	5,1	6,7	<b>13</b>	8,4	<b>9,8</b>	4,4
Cr	<b>100</b>	16	16	21	15	14	41	22	23	11
Cu	<b>40</b>	18	27	37	28	15	<b>130</b>	<b>40</b>	<b>46</b>	15
Hg	<b>2</b>	<0,05	<0,05	0,21	<0,05	<0,05	0,12	<0,05	0,087	<0,05
Mo	<b>1,3</b>	<2,3	<2,0	<2,1	<2,1	<1,9	<b>8,1</b>	<2,3	<2,1	<2,0
Ni	<b>35</b>	9,1	10	14	8,9	9,6	26	13	20	12
Pb	<b>140</b>	18	27	59	36	8,9	100	34	81	10
S		230	120	230	140	99	550	320	350	110
Sb		<1,1	<1,0	<1,0	<1,0	<0,97	<1,1	<1,2	<1,1	<1,0
Se	<b>0,71</b>	<1,1	<1,0	<b>1,3</b>	<1,0	<0,97	<b>1,8</b>	<b>1,3</b>	<b>1,1</b>	<1,0
V	<b>42</b>	24	23	29	19	20	<b>48</b>	34	<b>42</b>	38
Zn	<b>156</b>	79	150	<b>160</b>	100	52	<b>420</b>	<b>170</b>	<b>330</b>	44
Alifater C8-16		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Alifater C16-35		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Aromater C8-10		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Aromater C10-35		<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
PAH canc.		<0,30	<b>1,3</b>	<b>19</b>	<b>0,74</b>	<0,30	<b>1,5</b>	<b>1,5</b>	<b>1,4</b>	<0,30
PAH övriga		<0,30	1,3	<b>22</b>	1	<0,30	1,8	1,8	1,3	<0,30
Acenaften		<0,03	<0,03	0,08	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Acenaftylen		<0,03	0,03	1,3	<0,03	<0,03	0,05	0,06	<0,03	<0,03
Antracen		<0,03	0,06	1,5	<0,03	<0,03	0,1	0,06	0,06	<0,03
Benzo(a)antracen		<0,03	0,27	4,2	0,1	<0,03	0,23	0,23	0,23	<0,03
Benzo(a)pyren		<0,03	0,19	2,5	0,11	<0,03	0,23	0,24	0,22	<0,03
Benzo(b,k)fluoranten		<0,03	0,42	5,6	0,25	<0,03	0,48	0,47	0,44	<0,03
Benzo(g,h,i)perylen		<0,03	0,11	1,3	0,09	<0,03	0,16	0,19	0,14	<0,03
Dibenzo(a,h)antracen		<0,03	0,03	0,54	<0,03	<0,03	0,04	0,03	0,03	<0,03
Fenantren		<0,03	0,14	4,6	0,2	<0,03	0,4	0,21	0,21	<0,03
Fluoranten		<0,03	0,49	7,7	0,34	<0,03	0,55	0,64	0,42	<0,03
Fluoren		<0,03	<0,03	0,61	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Indeno(1,2,3-cd)pyren		<0,03	0,15	2	0,11	<0,03	0,21	0,24	0,18	<0,03
Krysen		<0,03	0,25	3,8	0,15	<0,03	0,28	0,27	0,26	<0,03
Naftalen		<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,04	<0,03	<0,03	<0,03
Pyren		<0,03	0,4	5,2	0,28	<0,03	0,49	0,57	0,37	<0,03

### 3.2.2 Kol- och kväveomsättning

#### 3.2.2.1 PH

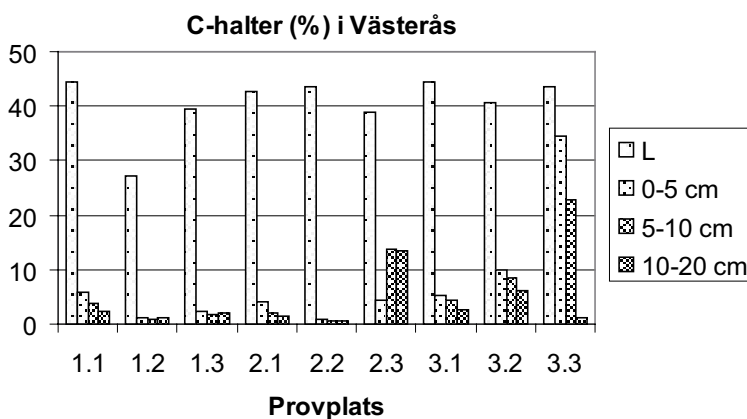
De uppmätta pH-värdena på Mälarstrandsområdet i Västerås varierade mellan 4,9 (förnaskiktet i kontrolllytan 1.1) och 8,1 (10-20 cm djup på plats 1.3 med jordmassor)(Tabell 3.11).

Tabell 3.11. pH(H<sub>2</sub>O) på olika provplatser och markskikt i Västerås.

Provplats	L	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm
1.1	4,93	6,03	5,58	5,37
1.2	6,16	6,63	6,46	7,71
1.3	6,29	7,60	7,84	8,07
2.1	5,61	6,30	5,85	5,93
2.2	5,17	6,00	6,02	6,14
2.3	6,13	6,45	6,13	6,22
3.1	5,72	6,29	5,86	5,74
3.2	6,17	6,73	6,52	6,76
3.3	5,96	6,68	7,03	7,12

#### 3.2.2.2 KOL/KVÄVEHALTER OCH KOL/KVÄVEFÖRRÅD

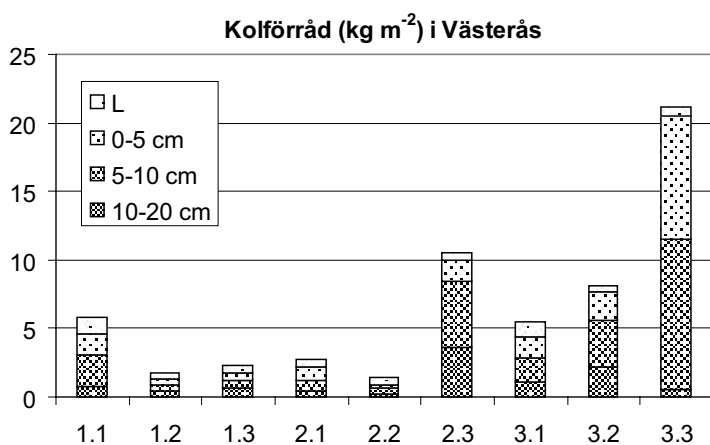
Kolhalterna i Västerås var generellt höga i förnaskiktet (L) och minskade för det mesta med ökande markdjup (Fig. 3.12). Provplats 1.2 och 2.2 avvek från mönstret med betydligt lägre kolhalter (packad sand) i mineraljorden, medan provplats 2.3, 3.2 och särskilt 3.3 hade höga kolhalter.



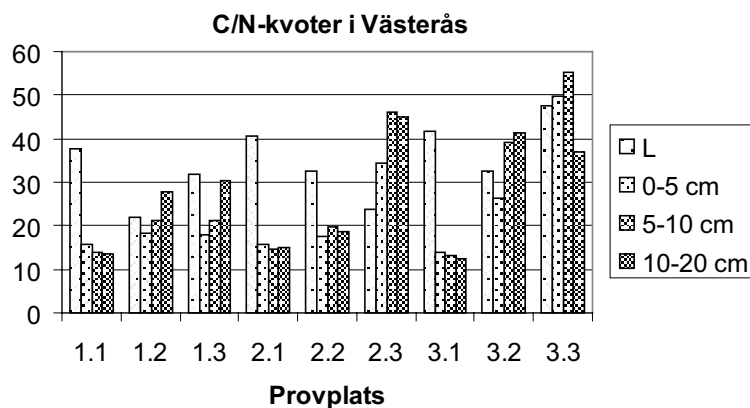
Figur 3.12. Kolhalter (% av TS) på olika provplatser och i olika markskikt i Västerås.

Provplatsernas kolförråd ner till 20 cm djup framgår av Figur 3.13. Provplats 1.2 och 2.2 hade minst kolförråd, medan provplats 2.3, 3.2 och särskilt 3.3 hade högt kolförråd. Kol/kvävekquoterna i lövskogsjorden (1.1, 2.1 och 3.1) var tydligt lägre i mineraljorden än i förnaskiktet, medan mönstret var annorlunda på de andra provplatserna (Fig. 3.14). Särskilt provplats 2.3, 3.2 och 3.3 hade höga C/N-kvoter.

Detta medförde att kväveförrådet ner till 20 cm djup (Fig. 3.15) inte bara var en direkt avspiegling av kolförrådet. Förhållandevis höga kvävehalter i kontrolllytorna gjorde att t ex kontrolllyta 1.1 och 3.1 hade ungefär lika stora kväveförråd som provplats 3.3.

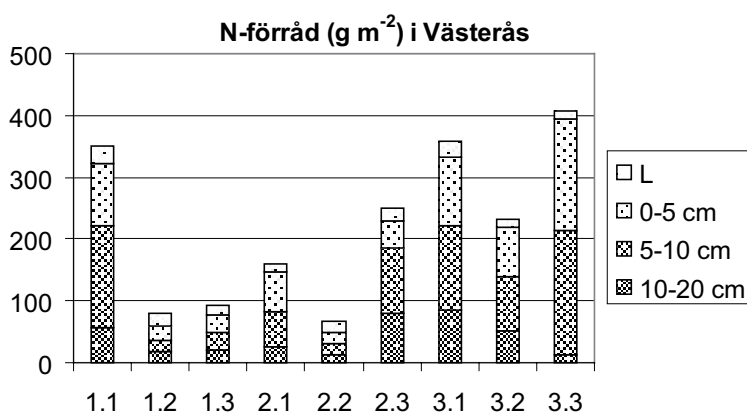


Figur 3.13. Kolförråd på olika provplatser och i olika markskikt i Västerås.



Figur 3.14. Kol/kvävekvoter på olika provplatser och i olika markskikt i Västerås.



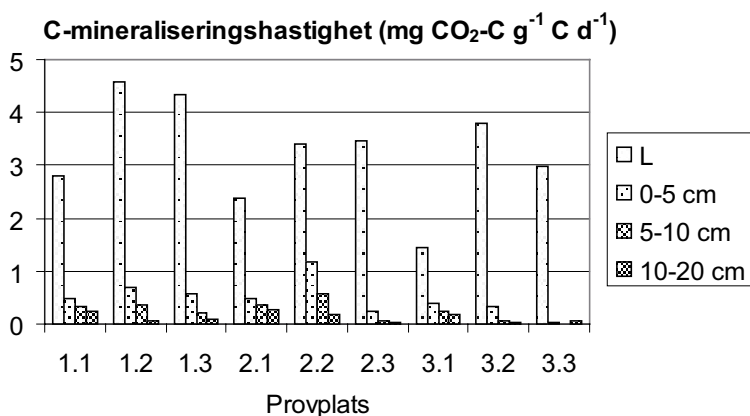


Figur 3.15. Kväveförråd på olika provplatser och i olika markskikt i Västerås.

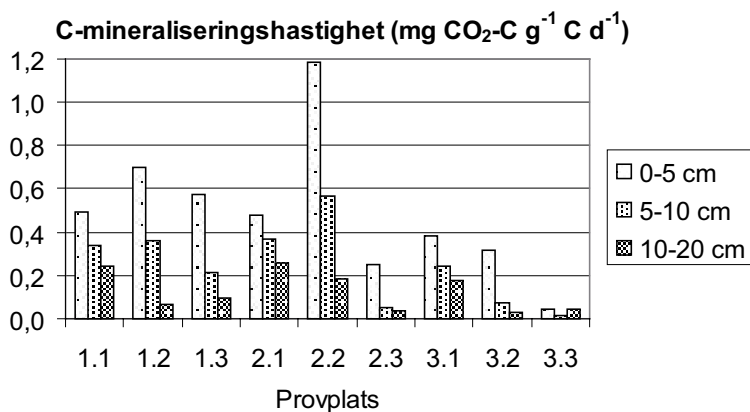
Skattningarna av kolhalter, kolförråd, kväveförråd och C/N-kvoter visade att provplats 2.3, 3.2 och 3.3 hade så avvikande halter, mängder och kvoter att dessa platser sannolikt var påverkade av dumpning av stenkolsaska med ett betydande innehåll av elementärt kol. Den relativt stora kvävemängden på dessa provplatser visar dock att även organiskt material har tillförts.

#### 3.2.2.3 KOLMINERALISERING

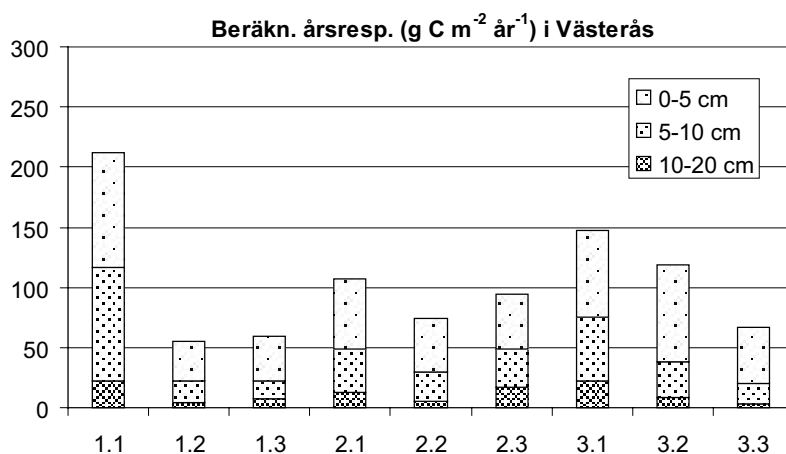
Kolmineraliseringshastigheten i Västerås, uttryckt som CO<sub>2</sub>-avgivning per enhet C (genomsnitt för 26 dygn i 15°C), var mycket högre i förnaskiktet (L) än i mineraljordsskikten (0-20 cm) på alla provplatser (Fig. 3.16). C-mineraliseringshastigheten var högre där L-skiktet bestod av gräs- och mossförna än där L-skiktet bestod av lövförna (1.3, 2.3 och 3.3). Höga C-mineraliseringshastigheter uppmättes i mineraljorden på provplats 2.2 (bilparkering med packat grus och låga kolhalter) och låga hastigheterna på provplats 3.3 (grop med höga kolhalter), men även på provplatserna 2.3 och 3.2 (med höga kolhalter)(Fig. 3.17). De höga hastigheterna på plats 2.2 kan möjligen förklaras med att ren sand blandats med högkvalitativ förna från närliggande lövträd. De låga hastigheterna på plats 3.3, 3.2 och 2.3 beror sannolikt på närvaron av dumpad kolaska.



Figur 3.16. C-mineraliseringshastigheter på olika provplatser och i olika markskikt i Västerås.



Figur 3.17. C-mineraliseringshastigheter på olika provplatser och i tre mineraljordsskikt i Västerås (förstoring av Figur 18). Provplatserna 1.1, 2.1 och 3.1 ligger i det som bedömdes som oförorenad lövskogsmark.

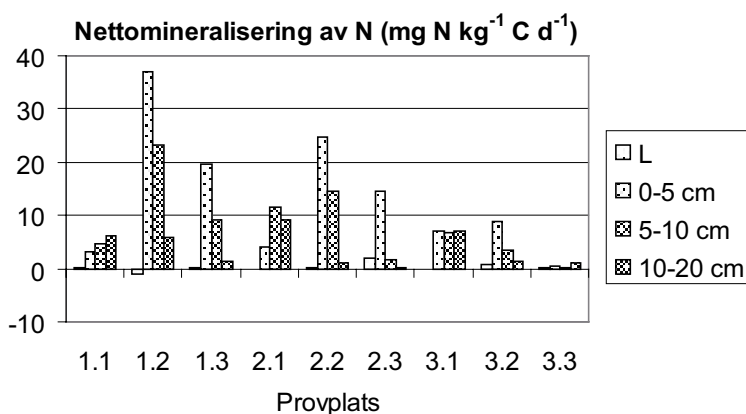


Figur 3.18. Beräknad heterotrof årsrespiration (exklusive förnaskiktet) på olika provplatser och i olika markskikt i Västerås.

Den skattade årsrespirationen med hänsyn till kolförråd, temperatur och markfuktighet framgår av Figur 3.18. Kontrolllytorna i skogsmark hade hög respiration, medan exempelvis den kolrika provpunkten 3.3 hade en mycket måttlig respiration.

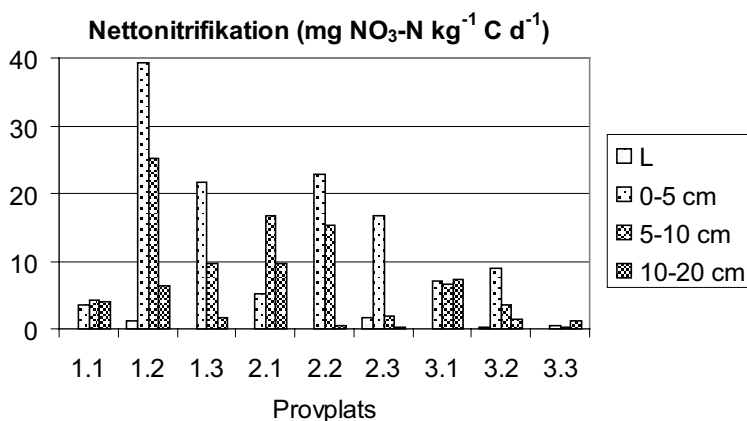
#### 3.2.2.4 KVÄVEMINERALISERING OCH NITRIFIKATION

Nettomineraliseringshastigheten av kväve var obetydlig eller svagt negativ i de undersökta förnaskikten (Fig. 3.19). Kontrolllytorna 1.1, 2.1 och 3.1 hade måttligt intensiv mineralisering ( $3-9 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ C d}^{-1}$ ). Nettomineraliseringshastigheterna i vissa mineraljordsskikt var mycket höga i 5-10- och 10-20-cm-skikten på de till synes "halvsterila" båtuppställnings- och bilparkeringsplatserna 1.2 och 2.2. C/N-kvoterna var där omkring 20, vilket kan ha gynnat N-mineralisering. Provplats 2.3, 3.2 och 3.3 hade låg N-mineraliseringshastighet, åtminstone i skikten under 5 cm djup. C/N-kvoterna var där omkring 40, och det fanns alltså ett samband mellan höga C/N-kvoter och låga N-mineralisering. Det kan dock inte uteslutas att låg N-mineralisering även kan ha berott på gifteffekter på mikroorganismerna.



Figur 3.19. Nettomineraliseringshastighet av kväve i Västerås.

De uppmätta nettonitrifikationshastigheterna (Fig. 3.20) uppvisade samma mönster som nettomineraliseringen av kväve (Fig. 3.19). Nästan allt kväve som mineraliserades återfanns som nitrat. Mark-pH var förhållandevis högt och bör inte ha begränsat nitrifikationen på någon plats.



Figur 3.20. Nettonitrifikationshastighet i Västerås.

### 3.2.3 Markfauna

#### 3.2.3.1 MYROR

Åtta olika myrarter hittades i Mälarstrandsområdet (Tabell 3.12). Svart tuvmyra (*Lasius niger*) saknades på skogslokalerna (1.1, 2.1 och 3.1) men fanns på de flesta andra lokaler. Det gällde även ängsrödmyran (*Myrmica scabrinodis*). Det tycktes inte finnas något samband mellan förekomst av myror och föroreningsgrad, utan förekomsten verkade bestämmas av miljöskillnader, t ex mellan skog och öppna platser.

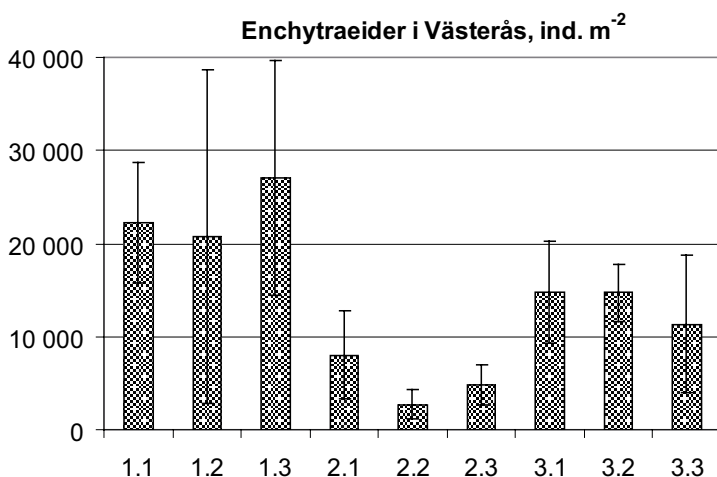
Tabell 3.12. Myrarter i Västerås och andel fallfällor (%) med myror efter 4 dygn i juli.

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
<i>Myrmica rubra</i>	13		50	88	38			38	
<i>M. ruginodis</i>	25			38				13	13
<i>M. scabrinodis</i>					13			13	13
<i>Lasius niger</i>			88		75	75		75	88
<i>L. brunneus</i>							13		
<i>Formica fusca</i>	13		13						
<i>F. polycтена</i>	100								
<i>F. rufibarbis</i>								13	
<b>Artantal</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>3</b>

Myror är kända för att lätt ackumulera tungmetaller, och de anses vara goda indikatorer på föroreningar. De är beroende av sin koloni och kan därför inte flytta från ett område om inte hela kolonin flyttar (Migula och Glowacka 1996, Martin m fl 1999, Andersen m fl 2002, Underwood och Fisher 2006). Eeva m fl (2004) visade att botätheten av *Formica* i ett område förorenat med tungmetaller inte skilde sig från botätheten i ett icke förorenat område, men storleken på myrbona var 34% mindre ( $p=0,03$ ) i det förorenade området. Tungmetallhalterna i *F. aquilonia*-arbetarna var också högre i det förorenade området.

### 3.2.3.2 SMÅRINGMASKAR

Totalantalet småringmaskar (enchytraeider) var högst i transekt 1 och lägst i transekt 2 (Fig. 3.21). Ingen tydlig behandlingsskillnad kunde beläggas. Provpplats 2.2 (bilparkering) liksom två delprov av tre (stort SE) på plats 1.2 (båtuppställningsplats) hade låga antal. De senare provplatserna hade låga artantal medan provplatserna 1.3 och 3.3 med olika grad av störning (organiska miljögifter resp. kolaska med vanadin) hade höga artantal (Tabell 3.13).



Figur 3.21. Totalantal småringmaskar i Västerås.

**Tabell 3.13. Individ- (medelvärden) m<sup>-2</sup> och artantal av insamlade småringmaskar (Enchytraeidae) på olika provplatser i Västerås. Enchytraeidae (2) och (2+4) anger att maskarna, som inte kunde bestämmas till art, hade två respektive två och fyra borst i varje borstrad längs kroppen.**

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
<i>Cogn. sphagnetorum</i>	2940								420
<i>Mesench. pelicensis</i>								420	
<i>Achaeta</i> sp.	210						3150		
<i>Buchholzia fallax</i>			420						
<i>Enchytr. cf buchholzi</i>					210	630	840	420	1050
<i>Enchytraeus</i> sp.	1890	2940	1050	2730	210	210		2520	
<i>Enchytronia parva</i>	3990			1050	2310				
<i>Henlea perpusilla</i>			12390						1260
<i>Fridericia galba</i>							1680	4830	
<i>F bulboides</i>			5040			2730	2310		
<i>F bisetosa</i>	2310						210		
<i>F perrieri</i>			3570						
<i>F</i> sp.	210	6720	420	1050					
<i>F ratzeli</i>			1050	630				1260	210
<i>Marionina argentea</i>									3570
Enchytraeidae (2)	10710	11130	3150	2520		1260	6510	5250	1260
Enchytraeidae (2+4)									3570
<b>Artantal</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>7</b>

### 3.3.3.3 HOPPSTJÄRTAR, TREVFOTINGAR OCH KVALSTER

Antalet hoppstjärtar (Collembola) i Västerås var lägst på provplats 2.2 (bilparkering), men inget generellt mönster kunde observeras (Tabell 3.14). Den låga abundansen av collemboler kan förklaras med liten mängd organiskt material (Fig. 3.13). Även plats 1.2 (båtuppställningen) hade liten mängd organiskt material, men abundansen av collemboler var relativt hög. Artmångfalden av hoppstjärtar i Västerås var högre i kontrollytorna 1.1 och 2.1 än i övriga ytor i transekt 1 och 2 (Tabell 3.14). Kontrollytan 3.1 hade lika högt artantal som de störda ytorna i transekt 3. Det kan dock noteras att svårbestämda arter inom familjerna Onychiuridae och Poduridae inte särskildes. Därför var artmångfalden högre än vad som framgår av Tabell 3.14. Abundansen av trevfotingar (Protura) var låg på alla provplatser med undantag för kontrollytan 1.1 (Tabell 3.14).

**Tabell 3.14. Skattningar av individ- (ind. m<sup>-2</sup>) och artantal hoppstjärtar (minimumvärde) i Västerås (n=3).**

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
Poduridae	2133	9533	3500	200	133	633	933	733	1600
<i>Willemia</i> sp.	1467	33	0	0	0	0	0	33	0
<i>Friesea claviseta/mirabilis</i>	167	0	1733	0	0	0	0	367	0
<i>Neanura muscorum</i>	100	0	0	0	0	67	0	67	167
<i>Anurida pygmaea</i>	500	367	0	0	0	0	0	0	700
<i>Onychiurus</i> spp.	3500	0	533	12433	600	700	2900	1067	3367
<i>Mesaphorura</i> spp.	8867	10467	16400	1367	2367	30367	5833	8167	2533
<i>Folsomia</i> cf. <i>quadrioculata</i>	6900	0	5633	3233	3100	0	2533	0	2833
<i>Folsomia manolachei</i>	100	0	0	0	0	0	33	0	0
<i>Isotomiella minor</i>	4100	33	300	167	0	0	167	2067	133
<i>Cryptopygus</i> sp.	0	0	267	367	0	0	0	12000	1200
<i>Proisotoma</i> sp.	0	4467	67	0	433	0	33	0	0
<i>Isotomurus</i> sp.	0	267	500	0	0	0	1867	167	200
<i>Isotoma notabilis</i>	2067	0	467	900	33	767	300	367	1100
<i>Isotoma</i> sp.	100	100	667	233	0	100	0	300	500
Entomobryidae sp.	33	33	0	0	0	0	33	0	33
<i>Lepidocyrtus</i> cf. <i>lignorum</i>	1900	0	1000	867	200	700	1533	933	67
<i>Pseudosinella alba</i>	400	33	0	133	0	0	833	0	0
? <i>Pseudosinella</i>	33	0	0	133	0	0	33	0	0
<i>Orchesella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	33	0
<i>Orchesella flavescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	33	0
<i>Orchesella</i> cf. <i>spectabilis</i>	0	0	0	0	33	0	0	0	0
<i>Tomocerus</i> sp.	200	0	0	133	0	0	33	0	0
Sminthuridae sp.	4067	0	0	1900	133	33	433	367	267
Collembola spp.	0	100	33	33	333	0	33	0	0
<b>Collembola, totalt,</b>	<b>36600</b>	<b>25400</b>	<b>31100</b>	<b>22100</b>	<b>7400</b>	<b>33400</b>	<b>17500</b>	<b>26700</b>	<b>14700</b>
<b>Antal collembolarter</b>	<b>18</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>14</b>
<b>Protura, ind. m<sup>-2</sup></b>	<b>2533</b>	<b>0</b>	<b>167</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>533</b>	<b>33</b>
<b>Diplura, ind. m<sup>-2</sup></b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>33</b>	<b>100</b>	<b>33</b>

Totalantalet kvalster var ungefär lika högt på alla provplatser utom på plats 1.2 (båtuppställning), 1.3 (jordmassor) och 2.2 (bilparkering) (Tabell 3.15). Extremt få oribatidkvalster observerades på plats 1.2. Artrikedomen bland oribatidkvalster var hög i kontrolllytorna (1.1, 2.1 och 3.1) och den örtrika ytan 3.2. Övriga provplatser hade låga artantal, vilket tyder på otillräckligt substrat (1.2, 2.2) eller annan olämplig miljö (1.3, 2.3, 3.3).

#### 3.2.3.4 DAGGMASKAR OCH STORA LEDDJUR

Antalet daggmaskar var högre i kontrollytorna 1.1, 2.1 och 3.1 än i de andra ytorna i samma transekt (Tabell 3.16). Gråsuggor observerades endast i områdets kontrollytor. Även dubbelfotingarna var starkt knutna till kontrollytorna. Både gråsuggor och dubbelfotingar är vanliga i lövskog, men borde ha kunnat förekomma i gräs- och örtrika miljöer även utanför lövskogsområdet. Det gjorde däremot enkelfotingarna. Tripsar observerades på alla provplatser, men de var oväntat talrika på provplats 1.2 (båtuppställningen), som hade mager vegetation. Även skalbaggar förekom på samtliga provplatser, men var särskilt talrika i den örtrika yta 3.2. Tvåvingelarna hade relativt låga populationer i kontrollytorna och höga populationer i flera av de ytor påverkats av mänsklig aktivitet, t ex provplats 1.2, där det fanns många gallmyggelarver (*Cecidomyiidae*). Spindlarna hade alltför låg täthet för att säkra slutsatser skulle kunna dras om deras miljöpreferens.

**Tabell 3.15. Medelantal kvalster (ind. m<sup>-2</sup>) och antal arter (minimumvärde) i Västerås (n=3). Oribatidkvalstren sorterade efter individtäthet.**

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
<b>Oribatida (pansarkvalster)</b>									
<i>Oppioidea</i>	11333	0	0	3867	5367	9667	2200	6633	5333
<i>Phthiracaroida</i>	5133	0	0	2500	0	5033	3400	2333	0
<i>Tectocepheus velatus</i>	0	0	2067	0	1200	3333	33	5800	1567
<i>Brachychthoniidae</i>	367	0	0	0	4967	233	67	67	3800
<i>Hypochthonius</i> sp.	0	0	0	1800	0	267	2567	167	33
<i>Galumnidae</i>	0	0	0	0	0	0	67	3767	0
Oribatida V	0	0	3500	0	0	0	0	0	0
<i>Suctobelba</i> sp.	33	0	0	2267	0	0	0	0	0
Oribatida III	0	0	0	2167	0	0	0	0	0
<i>Ceratozetes</i> sp.	1533	0	0	0	0	0	0	0	0
Oribatida II	0	0	0	1333	0	0	0	0	0
<i>Eulohmannia</i> sp.	0	0	0	1133	0	0	100	0	0
<i>Belbidae</i>	267	0	0	267	0	0	633	0	0
<i>Schelorbates laevigatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	833	0
<i>Ceratozetes longicuspis</i>	400	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lohmannia</i> sp.	0	0	0	267	0	0	133	0	0
<i>Scutovertex minus</i>	0	0	0	0	0	0	0	300	0
Oribatida I	0	0	0	67	0	0	233	0	0
<i>Damaeus</i> sp.	0	0	0	200	0	0	67	0	0

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
<i>Platynocheilus peltifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	200	33
<i>Schelorbates palidulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	200	0
<i>Chamobates</i> sp.	200	0	0	0	0	0	0	0	0
Oribatida VI	0	0	0	200	0	0	0	0	0
<i>Liebstadia similis</i>	0	0	0	0	0	0	0	167	0
<i>Nothrus</i> sp.	0	0	0	100	0	0	33	0	33
<i>Nothrus palustris</i>	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Oribatida IV	0	0	0	100	0	0	0	0	0
<i>Oribatula tibialis</i>	67	0	0	0	0	0	0	33	0
<i>Liacarus</i> sp.	67	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Belba</i> I	0	0	0	33	0	0	33	0	0
<i>Belba</i> II	67	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Adoristes ovatus</i>	33	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Zygoribatula exilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	33	0
<i>Cepheus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	33	0	0
<i>Eupelops</i> sp.	0	0	0	0	0	0	33	0	0
<i>Belba</i> III	33	0	0	0	0	0	0	0	0
Oribatida, juveniler	5167	100	10067	8300	2633	8467	5900	19767	5100
Oribatida, obest. adulter	6033	867	2933	10133	467	3000	5533	1100	300
<b>Oribatida, totalt</b>	<b>30733</b>	<b>967</b>	<b>18567</b>	<b>34733</b>	<b>14633</b>	<b>30000</b>	<b>21167</b>	<b>41400</b>	<b>16200</b>
<b>Oribatida, antal arter</b>	<b>13</b>	<b>-</b>	<b>2</b>	<b>15</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>16</b>	<b>13</b>	<b>6</b>
<b>Övriga kvalster:</b>									
Astigmata	4400	200	0	0	100	33	9933	1233	2433
Prostigmata	6600	1600	2300	6167	5200	7333	3000	6767	13133
Gamasina, adulter	6733	7067	2167	5233	1567	3533	5467	7367	5633
Gamasina, juveniler	0	1467	67	0	0	0	0	200	133
Uropodina	467	0	267	900	0	33	100	833	0
<b>Kvalster, totalt</b>	<b>54666</b>	<b>11600</b>	<b>24133</b>	<b>47633</b>	<b>26167</b>	<b>41867</b>	<b>40133</b>	<b>57800</b>	<b>47266</b>

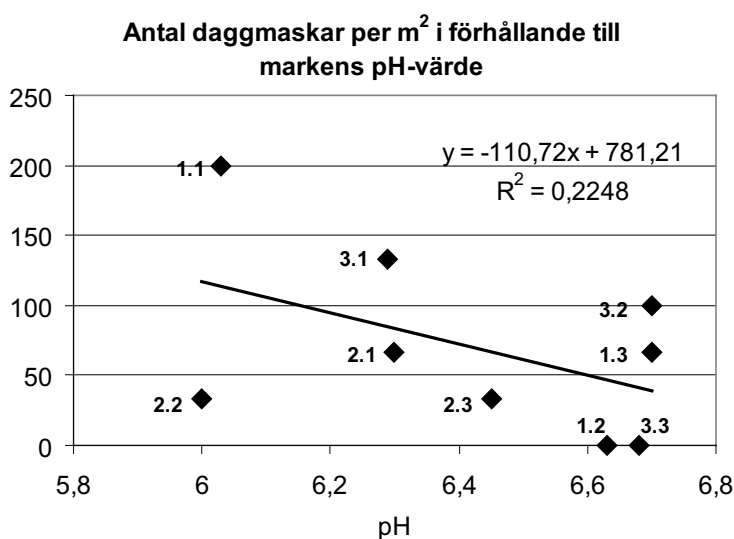
Tabell 3.16. Skattningar av antal (ind. m<sup>2</sup>) av daggmaskar och större leddjur (makroarthropoder) i Västerås (n=3). Fet stil markerar skattningar av större taxonomiska enheter än arter/släkten. L=larv, I=imago.

	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
<i>Dendrobaena octaedra</i>	0	0	0	0	33	0	0	33	0
<i>Dendrodriulus rubidus</i>	0	0	0	0	0	33	0	0	0
<i>Aporrectodea</i> sp.	33	0	0	0	0	0	33	33	0
<i>Octolasion</i> sp.	0	0	0	0	0	0	33	0	0
<i>Lumbricus</i> sp.	133	0	33	33	0	0	33	0	0
Lumbricidae sp.	33	0	33	33	0	0	33	33	0
<b>Lumbricidae (daggmaskar)</b>	<b>200</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>67</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>133</b>	<b>100</b>	<b>0</b>
<b>Isopoda (gråsuggor)</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>367</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>500</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Julidae	133	0	0	467	0	0	333	33	0
<b>Diplopoda (dubbelfotingar)</b>	<b>133</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>467</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>333</b>	<b>33</b>	<b>0</b>
Geophilidae	200	0	33	133	0	0	67	167	33
Lithobiidae	700	0	67	0	0	0	0	67	0



	1.1	1.2	1.3	2.1	2.2	2.3	3.1	3.2	3.3
Chilopoda sp.	33	0	0	33	0	0	33	0	0
<b>Chilopoda (enkelfotingar)</b>	<b>933</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>167</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>233</b>	<b>33</b>
<b>Thysanoptera (tripsar)</b>	<b>133</b>	<b>2233</b>	<b>433</b>	<b>200</b>	<b>67</b>	<b>100</b>	<b>33</b>	<b>233</b>	<b>167</b>
Cicadellidae	0	0	33	33	0	0	0	33	33
Coccoidea	0	33	0	0	33	0	0	0	33
<b>Homoptera (växtsugare)</b>	<b>0</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>33</b>	<b>67</b>
<b>Heteroptera (skinnbaggar)</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>133</b>	<b>0</b>
<b>Lepidoptera (fjärilar) L</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>0</b>
Carabidae L	0	0	0	0	0	0	0	0	33
Staphylinidae L	0	0	0	0	0	0	0	167	0
Staphylinidae, I	33	133	67	0	0	0	0	0	0
Cantharidae larvae	100	0	33	0	167	100	200	133	0
Elateridae L	33	0	0	0	67	33	0	167	0
Chrysomelidae, I	0	0	0	0	0	0	0	33	0
Curculionidae, I	0	0	33	0	0	0	0	33	0
Scolytidae, I	0	0	0	0	0	33	0	167	0
Coleoptera L	33	100	100	33	33	33	67	233	0
Coleoptera I	33	33	67	67	0	0	67	33	0
<b>Coleoptera (skalbaggar)</b>	<b>233</b>	<b>267</b>	<b>300</b>	<b>100</b>	<b>267</b>	<b>200</b>	<b>333</b>	<b>967</b>	<b>33</b>
Chironomidae L	67	133	233	33	533	0	0	0	33
Cecidomyiidae L	1500	3533	1100	333	500	333	33	1600	100
Tipulidae L	0	0	167	0	0	0	0	0	0
Empididae L	0	0	33	0	33	0	0	0	0
Dolichopodidae L	0	67	0	0	0	0	0	0	0
Rhagionidae L	0	0	0	0	0	0	33	0	467
Fannia L	33	0	33	0	0	0	0	0	0
Muscidae L	67	100	100	67	0	33	0	33	0
Obest. fluglarver	267	500	800	67	100	100	133	500	267
<b>Diptera larver (tvåvingar) L</b>	<b>1933</b>	<b>4333</b>	<b>2467</b>	<b>500</b>	<b>1167</b>	<b>467</b>	<b>200</b>	<b>2133</b>	<b>867</b>
Hahniidae	0	0	0	0	0	0	0	100	0
Linyphiidae/Therididae	0	0	0	0	0	0	0	33	0
Obest. spindlar	100	33	33	0	0	0	0	0	0
<b>Araneae (spindlar)</b>	<b>100</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>133</b>	<b>0</b>
<b>Pseudoscorpiones (klokrypore)</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>33</b>	<b>33</b>	<b>0</b>
<b>Stora leddjur, totalt</b>	<b>3667</b>	<b>6900</b>	<b>3433</b>	<b>1900</b>	<b>1567</b>	<b>800</b>	<b>1667</b>	<b>4033</b>	<b>1167</b>

Sambandet mellan markens pH-värde och antalet daggmaskar var svagt negativt (Fig. 3.22). Andra studier har visat på ett positivt samband mellan pH och daggmasktäthet (Persson m fl 2006). Resultatet i Västerås visar därför att andra faktorer än pH hade större betydelse för daggmaskpopulationerna, t ex substrattillgång. Antalet daggmaskar var positivt korrelerat till den beräknade årsrespirationen (Fig. 3.18), som i sin tur är ett uttryck för koltillgänglighet för mikroorganismer. Skattningen av daggmaskantalet var dock osäker, därför att så stora djur som daggmaskar kräver att större jordprover insamlas för att få en säkrare skattning. Daggmasktätheten var signifikant högre ( $p < 0,05$ ) i kontrolllyta 1.1 och 3.1 än i kontrolllyta 2.1 (se nedan).

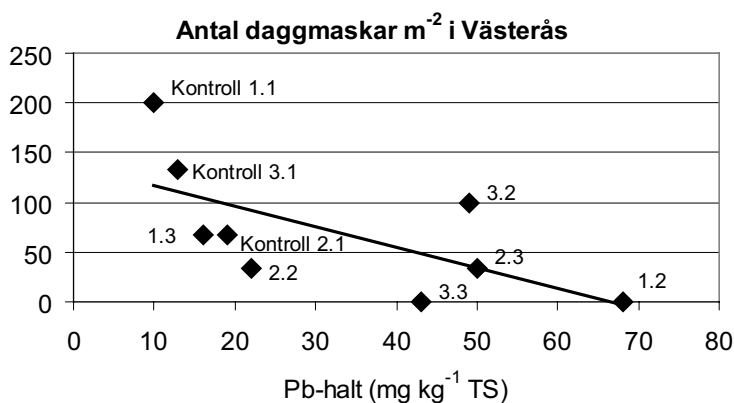


Figur 3.22. Förhållandet mellan markens pH-värde och medelantalet av daggmaskar på respektive provplats.

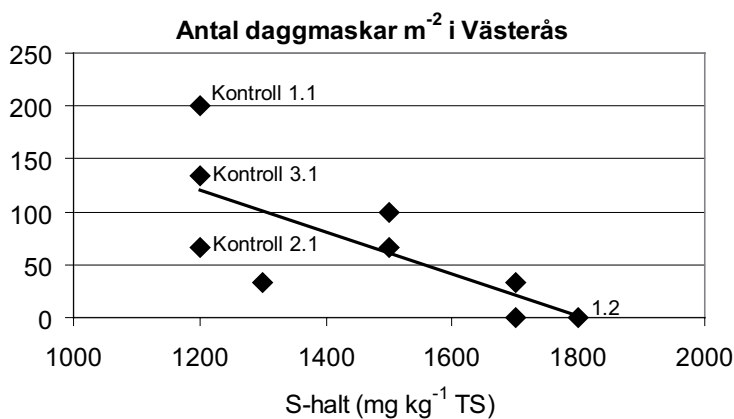
### 3.2.3.5 MARKDJURS RESPONS PÅ FÖRORENINGAR

Markdjurens reaktion på föroreningar analyserades med hjälp av en envägs ANOVA med behandlingarna kontroll (n=2), förorenad kontroll (plats 2.1, n=1) och förorenade provplatser (n=6). Daggmaskarna påverkades signifikant av behandlingen ( $F=7,49$ ;  $p=0,023$ ). Tukey-Kramer-testet visade att förorenade provplatser hade signifikant lägre abundans och biomassa av daggmaskar än kontrolllytorna. Det är möjligt att skillnaderna egentligen beror på tillgången på lövförna, som var större på kontrolllytorna. Sambandet mellan specifika föroreningar (metaller, svavel och organiska föroreningar) och markdjurens abundans och biomassa studerades med hjälp av regressionsanalys. Endast fyra signifikanta samband kunde observeras. Daggmaskarna i markens förnaskikt hade högre tätheter vid låga bly- och svavelhalter och lägre tätheter vid höga bly- och svavelhalter (Fig. 3.23 och 3.24).

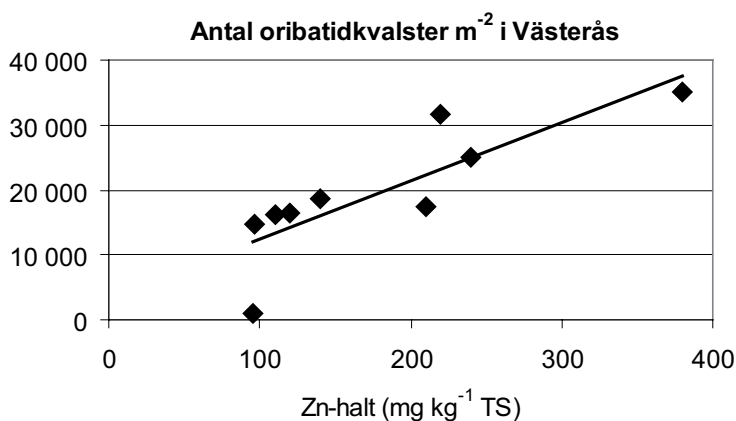
Antalet oribatidkvalster i 0-5-cm-skiktet hade högre tätheter vid höga zink- och blyhalter än vid låga zink- och blyhalter (Fig. 3.25 och 3.26).



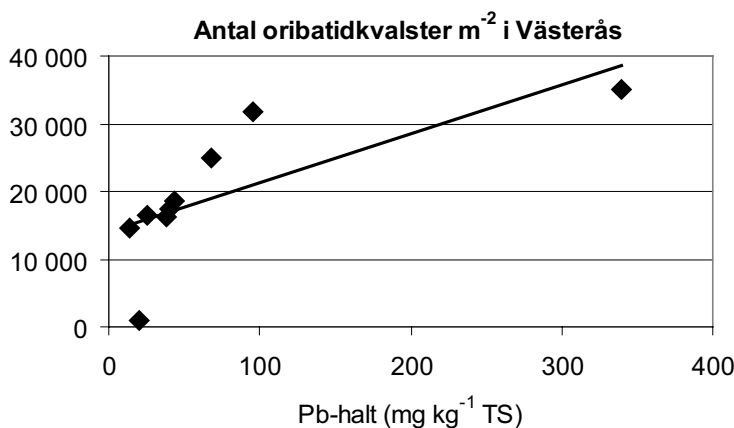
Figur 3.23. Antal daggmaskar m<sup>-2</sup> i markens förnaskikt i förhållande till provplatsernas blyhalter. R<sup>2</sup>=0,425; p=0,057.



Figur 3.24. Antal daggmaskar m<sup>-2</sup> i markens förnaskikt i förhållande till provplatsernas svavelhalter. R<sup>2</sup>=0,53; p=0,026.



Figur 3.25. Antal oribatidkvalster m<sup>-2</sup> i markens 0-5-cm-skikt i förhållande till provplatsernas zinkhalter. R<sup>2</sup>=0,69; p=0,0054.



Figur 3.26. Antal oribatidkvalster m<sup>-2</sup> i markens 0-5-cm-skikt i förhållande till provplatsernas blyhalter. R<sup>2</sup>=0,53; p=0,025.

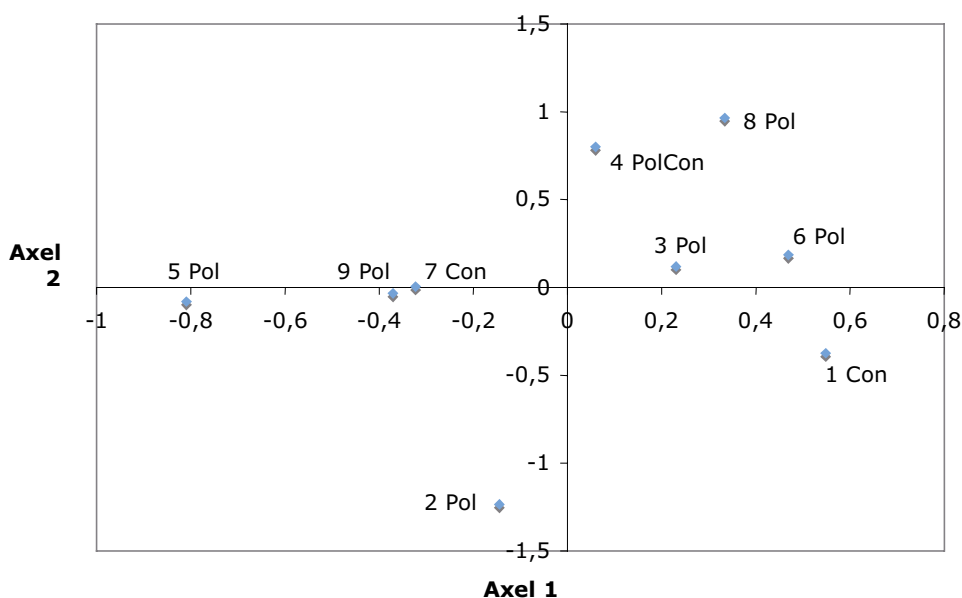
Det är svårt att tänka sig att zink och bly skulle vara positiva faktorer för oribatiderna, och sannolikt samvarierar zink och bly med andra faktorer som är gynnsamma för kvalstren.

Tätheten av gråsuggor (Isopoda) var signifikant högre i kontrollytorna än i de störda ytorna (p=0,002) och högre i den påverkade kontrollytan än i de störda ytorna. Resultatet kan förklaras av god substrattillgång i kontrollytorna, som låg i lövskogsmark, och gråsuggor lever på lövförna. Antalet daggmaskar (p=0,049), dubbelfotingar (p=0,04), astigmata kvalster (p=0,03), enkelfotingar (p=0,004) och tvåvingelarver (p=0,03) var högre i kontrollytorna än i de förorenade ytorna, men födotillgång och annan miljö kan förklara skillnaderna. Tätheten av tio markfaunagrupper var lägre i den kontrollyta, som hade en viss grad av föroreningar (PAH, metaller) än i de andra kontrollytorna (Tabell 3.17). I en principalkomponentanalys av markfaunasamhället bidrog den första axeln med 20% av variansen, den andra axeln med 16% och den tredje med 13%. Den andra axeln kan tolkas som en föroreningsaxel (p=0,04) men inget tydligt mönster kunde observeras (Fig. 3.27).

**Tabell 3.17. Medelantal av olika markdjursgrupper (ind. m<sup>-2</sup>) ±SE i opåverkade kontrollytor, förorenade ytor och en förorenad kontrollyta (2.1).**

	Kontroll (n=6)	Förorenade ytor (n=18)	Förorenad kontroll (n=3)
<i>Mikrobi-detritivorer</i>			
Phthiracaridae	4500±1300	1900±1000	3000±2200
Isopoda	250±140	0	370±270
Daggmaskar	170±70	38±14	67±33
Diplopoda	230±140	1±0,1	470±470
<i>Fungivorer</i>			
Collembola	27100±7100	23100±5800	22100±6500
Astigmata	7200±3600	610±430	0
Fungivora oribatider	17000±5700	18400±3500	31700±14300
Protura	1300±1100	130±69	67±67
Mygglarver	830±600	1400±480	370±180
<i>Predatorer</i>			
Diplura	17±17	44±17	33±33
Chilopoda	520±260	61±28	170±33
Coleoptera	280±65	290±80	100±58
Rovkvalster	11200±1800	11200±2300	12100±3600
Fluglarver	230±99	480±100	130±67
Spindlar och klokräpare	67±33	50±20	0

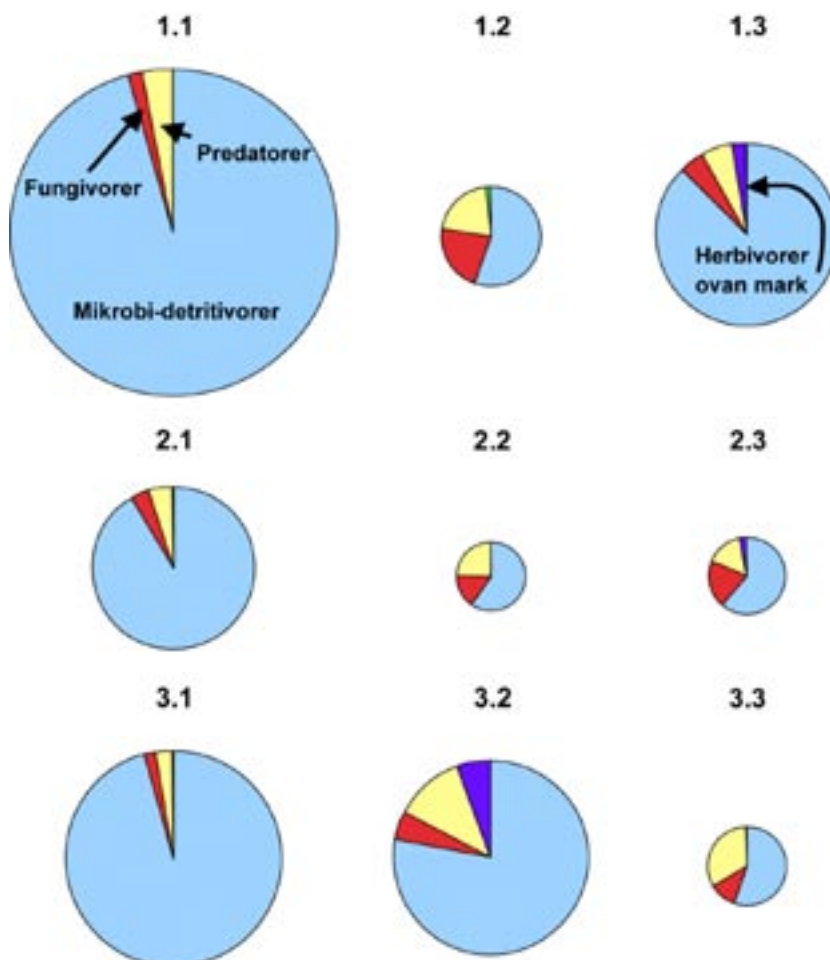
### Ordinationsdiagram



Figur 3.27. Ordinationsdiagram för 17 olika faunagrupper som visar utfallet för varje provplats (n=3) längs de första två PCA-axlarna. Con=kontroll, PolCon=förorenad kontroll, Pol=förorenad yta.

### 3.2.4 Biomassa och funktionella grupper

Markdjurens biomassor beräknades på samma sätt som i Björkå. Den totala biomassan av de markdjur som studerades varierade mellan 450 och 11 300 mg TS m<sup>-2</sup> och framgår av cirklarnas ytor i Fig. 3.28. Både totalbiomassa och proportionerna mellan de funktionella gruppernas biomassa varierade starkt mellan olika provplatser i Västerås (Fig. 3.28). Precis som i Björkå hade mikrobi-detritivorer (daggmaskar och småringmaskar) alltid högre biomassa än andra grupper, av vilka predatorerna (spindlar, rovkvalster och vissa skalbaggar) ofta hade högre biomassa än fungivorer (collemboler och pansarkvalster) och herbivorer ovan mark. Rotkonsumenterna hade låg biomassa. På kontrollplatserna var bidraget från ovanstående grupper till totalbiomassan 95%, 3%, 2%, 0%, 0% på provplats 1.1, medan den var 91%, 5%, 4%, 0%, 0% på provplats 2.1 och 96%, 3%, 1%, 0%, 0% på provplats 3.1. Totalmängden predatorbiomassa var ofta högre i kontrollytorna än i de störningspåverkade ytorna, men provplats 3.2, som hade högst predatorbiomassa av alla ytor, var ett undantag. Mest herbivorer fanns på de ört- och gräsrika platserna 1.3 och 3.2.



Figur 3.28. Proportionerna mellan olika funktionella grupper hos markdjuren och deras totala biomassa (450-11 300 mg TS m<sup>-2</sup>, indikerat av cirklarnas yta) på olika provpunkter i Västerås. 1.1, 2.1 och 3.1 är kontrollytor i lövskogsmark. Blått=mikrobi-detritivorer, rött=fungivorer, gult=predatorer, mörkblått=herbivorer ovan mark och grönt (syns ej)=rotkonsumenter.

### 3.2.5 Resultatbedömning för Västerås

Markens pH-värde var genomgående högt på alla provpunkter och speciellt högt i mineraljorden på de förorenade provplatserna (6,0-8,1). De höga pH-värdena betyder, liksom i Björkå, att pH-gynnade processer (t ex nitrifikation och bioturbation) och pH-gynnade organismer (nitrifierare, daggmaskar, gråsuggor, snäckor) borde vara aktiva om inte andra faktorer hämmar deras aktivitet.

Markens kolhalter och kolförråd var avvikande låga på provplats 1.2 och 2.2 och avvikande höga på provplats 2.3, 3.2 och särskilt 3.3.

Markens kväveförråd var särskilt högt på plats 3.3, men övriga ytor med föroreningar hade ”normala” kväveförråd.

Markens kol/kvävekvot var avvikande hög på provplats 2.3, 3.2 och 3.3, vilket tyder på tillförsel av kolrikt material.

Kolmineraliseringshastigheten (basrespirationen) är ett mått på (främst) den mikrobiella aktiviteten, som i sin tur reflekterar nedbrytbarhet och tillgängligt kol. Alla förnaskikt med gräs- och mossförna hade högre C-mineraliseringshastighet än de med lövförna. I mineraljordsskikten var C-mineraliseringshastigheten per gram C starkt nedsatt på provplatserna 2.3, 3.2 och 3.3, dvs samma platser som hade förhöjda kolhalter. Låg aktivitet per mängd kol kan förklaras med (a) lägre kvalitet på det organiska materialet, (b) kemisk stabilisering genom adsorption av metaller (Al och Fe), (c) absorption av exoenzym på elementärt kol, eller (d) toxiska effekter på nedbrytarna.

I Västerås var N-mineraliseringshastigheten (per g C) högst på de båda platserna med små kolförråd (1.2 och 2.2) och, omvänt, lägst på platserna med stora kolförråd och höga kolhalter.

Nitrifikationshastigheten var i stort sett identisk med mineraliseringshastigheten i såväl Västerås som i Björkå. Detta tyder på att vare sig pH eller något miljögift hade avgörande effekt på nitrifikationshastigheten på dessa lokaler.

Halterna av olika metaller och organiska föroreningar analyserades i Västerås. Dessa analyser gav besked om vilka föroreningar som var möjliga orsaker till nedgångar i respiration, artantal och individantal av olika markfaunagrupper. Höga vanadinhalter samvarierade med låga respirationshastigheter på provplats 3.3, men det finns även uppgifter om att elementärt kol (som förekom rikligt på plats 3.3) kan hämma aktiviteten av exoenzym. Vissa regressionssamband kunde visas mellan ökande bly- och svavelhalter och minskande daggmasketätheter, men omvänt fanns ett positivt samband mellan ökande bly- och zinkhalter och ökande antal pansarkvalster. Många faktorer kan alltså samvariera med metallhalterna, och ingen slutsats kan dras om kausalsambanden från denna studie.

Myrornas förekomst studerades i Västerås, men det verkade inte finnas något samband mellan myror och föroreningsgrad.

Småringmaskar kan förekomma i många terrestra miljöer och olika arter har olika miljökrav. Till skillnad från Björkå fanns ingen tydlig behandlings-

effekt på vare sig artantal eller individantal i Västerås. Slutsatsen från Björkå att låg artrikedom hos småringmaskar kan vara en indikator på föroreningar tycktes inte stämma för Västerås, där högst artantal uppmättes på de starkt förorenade provpunkterna 1.3 (organiska gifter) och 3.3 (kolaska med vanadin).

Hoppstjärter (collemboler) har olika miljöpreferenser men förefaller vara generalister i fråga om födoval. I Västerås fanns en antydning till högre artmångfald i kontrollytorna än i de föroreningspåverkade ytorna. Individantalet skilde sig dock inte åt mellan i övrigt likvärdiga provplatser (undantag: en bilparkeeringsyta). Responsen på förorening var alltså otydlig, och gruppens värde som indikator på förändringar var omöjlig att bedöma även på denna lokal.

Pansarkvalster (oribatider) är en artrik grupp med olika miljökrav för olika arter. Artrikedomen bland oribatidkvalster var hög i kontrollytorna (1.1, 2.1 och 3.1) och i den örtrika ytan 3.2. Övriga provplatser hade låga artantal, vilket tyder på otillräckligt substrat (1.2, 2.2) eller att miljön är olämplig på annat sätt (1.3, 2.3, 3.3). Det kan noteras att det särskilt var sällsynta pansarkvalsterarter som försvann från de förorenade ytorna.

Daggmaskar gynnas av högt pH, men de behöver även förna (epigeiska och vertikalkrypande maskar) och finkornig jord att krypa i (endogeiska maskar). Sådana förutsättningar fanns bara på vissa provplatser i Västerås och främst i kontrollytorna. Därför kan den stora skillnaden i daggmaskantal mellan kontrollytor och förorenade ytor förklaras av en effekt av lämplig/olämplig miljö och inte av känslighet för föroreningar.

Stora leddjur (makroarthropoder) är en heterogen djurgrupp. Gråsuggor och dubbelfotingar tycktes reagera positivt på god tillgång på lövförna i kontrollytorna. Märkligt nog fanns höga abundanser av tripsar och gallmygglarver på den till synes vegetations- och humusfria båtuppställningsytan 1.2. Detta kan möjligen förklaras med att dessa flygande insekter kan söka sig till platser med låg konkurrens. Inga tydliga responser på föroreningar kunde noteras bland de stora leddjuren.

Proportionen mellan biomassan hos näringsfunktionella grupper varierade starkt mellan provplatserna i Västerås. Liksom i Björkå varierade biomassan av mikrobi-detrivorer (främst daggmaskar) starkt mellan provplatserna. Kvoten fungivorer:predatorer var ganska lika (0,3-0,8) i de flesta ytorna med 1.2 (1,1) och 2.3 (1,25) som undantag. Totalmängden predatorer var högre i kontrollytorna och i den örtrika ytan 3.2 än i de andra ytorna. Relationerna mellan näringsfunktionella grupper i Västerås var mindre stabila och mer motsägelsefulla än i Björkå.

Sammanfattningsvis gav variablerna pH, kolförråd, kolmineraliseringshastighet, föroreningshalter, pansarkvalstrens artrikedom och i någon mån jämförelsen av biomassan hos näringsfunktionella grupper hos markdjuren den mest intressanta informationen om det ekologiska tillståndet på de olika provplatserna i Västerås.



## 3.3 Krylbo

### 3.3.1 Miljögifter

I Krylbo hade alla provplatser mätbara halter av föroreningar, och riskvärdena (KM och MKM) överskreds främst av PAH och arsenik (Tabell 3.18). Endast provplats N43 hade halter som låg under det tolerantare riskvärdet (MKM) för alla de kemiska substanser som undersöktes. Alla andra provplatser hade åtminstone någon slags förorening som överskred MKM. En provpunkt (L68) hade mycket höga blyhalter.

**Tabell 3.18. Halter (mg kg<sup>-1</sup> TS) av organiska och oorganiska substanser i det övre markskiktet på olika provplatser i Krylbo. Provplatserna är sorterade efter stigande PAH-halt. PAH-L, PAH-M och PAH-H är lätta, måttliga resp. tunga fraktioner av PAH. KM och MKM är riktvärden, av vilka ett överskridande av MKM markeras med fet stil. Data från AnalyCen.**

Provplats	PAH-tot	PAH-L	PAH-M	PAH-H	As	Cu	Cr	Zn	Pb
F71	5	0,1	3	2	<b>54</b>	15	16	56	-
F64	8	0,2	4	3	<b>200</b>	12	13	38	10
N43	11	0,9	5	5	17	55	9,6	77	-
F32	12	0,5	6	6	<b>39</b>	68	15	110	-
G69	<b>53</b>	1,2	<b>25</b>	<b>26</b>	<b>100</b>	9,2	17	32	10
L44	<b>77</b>	3,9	<b>27</b>	<b>46</b>	<b>110</b>	21	30	110	-
L60	<b>85</b>	2,6	<b>48</b>	<b>35</b>	<b>270</b>	58	31	63	24
L68	<b>89</b>	2,3	<b>36</b>	<b>51</b>	<b>130</b>	17	24	51	<b>&gt;9000</b>
K47	<b>195</b>	4,3	<b>96</b>	<b>95</b>	<b>110</b>	25	31	160	-
F39	<b>221</b>	4,6	<b>113</b>	<b>103</b>	<b>150</b>	15	22	52	-
G43	<b>251</b>	4,6	<b>136</b>	<b>111</b>	7,6	12	8,6	34	-
M50	<b>299</b>	7,1	<b>140</b>	<b>152</b>	<b>61</b>	9,2	24	46	4,9
E58	<b>546</b>	9,5	<b>329</b>	<b>208</b>	<b>110</b>	18	36	81	8,8
O50	<b>580</b>	6,9	<b>405</b>	<b>168</b>	<b>140</b>	18	47	80	18
K56	<b>616</b>	4,0	<b>340</b>	<b>273</b>	<b>210</b>	16	44	87	8,7
G47	<b>862</b>	7,1	<b>575</b>	<b>280</b>	<b>290</b>	12	52	77	-
E44	<b>877</b>	6,3	<b>669</b>	<b>202</b>	<b>110</b>	14	30	93	8,7
L65	<b>2271</b>	12,6	<b>1717</b>	<b>541</b>	<b>120</b>	16	36	65	-
G61	<b>2609</b>	<b>35,0</b>	<b>2046</b>	<b>528</b>	<b>120</b>	13	25	49	-
G66	<b>3018</b>	<b>23,2</b>	<b>2175</b>	<b>819</b>	<b>140</b>	14	62	87	-
KM	-	3	2,5	1	10	80	80	250	-
MKM	-	15	20	10	25	180	150	500	-

### 3.3.2 Kol- och kväveomsättning

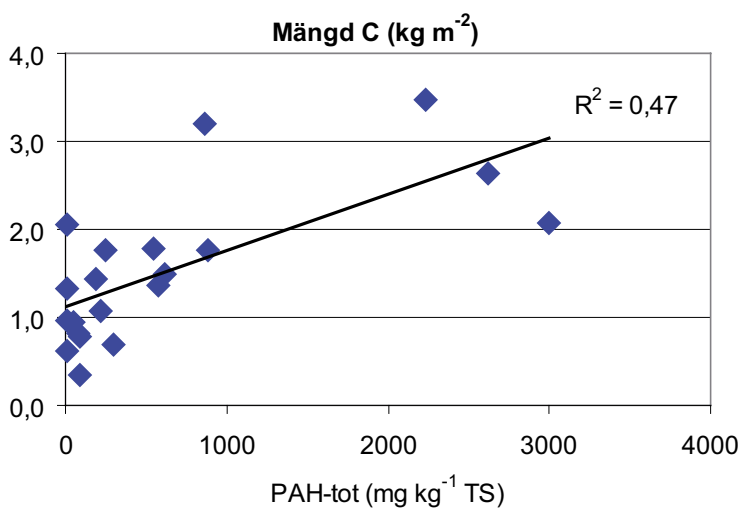
#### 3.3.2.1 PH, KOL/KVÄVEHALTER OCH KOL/KVÄVEFÖRRÅD

De uppmätta pH-värdena i Krylbo varierade mellan 4,4 och 5,9 (Tabell 3.19). Kolhalterna varierade mellan 0,9 och 6,8 %, kvävehalterna mellan 0,03 och 1,9 % och C/N-kvoterna mellan 15 och 52. De högsta kolmängderna (>2,5 kg C m<sup>-2</sup>) och de högsta C/N-kvoterna (>40) fanns alla på provplatser med hög PAH-halt (se Tabell 3.18 och Fig. 3.29).

Eftersom marken i området täckts av sand med relativt låga kol- och kvävehalter, tyder de förhöjda kolhalterna och de höga C/N-kvoterna på provpunkter med höga PAH-halter, att rester av kreosot bidragit till att kolhalter och kolmängder gått upp.

Tabell 3.19. pH(H<sub>2</sub>O), C- och N-halter, C/N-kvot och C- och N-förråd (på 0-10 cm markdjup) på olika provplatser i Krylbo. Provplatserna har sorterats efter stigande PAH-halt (se Tabell 3.18).

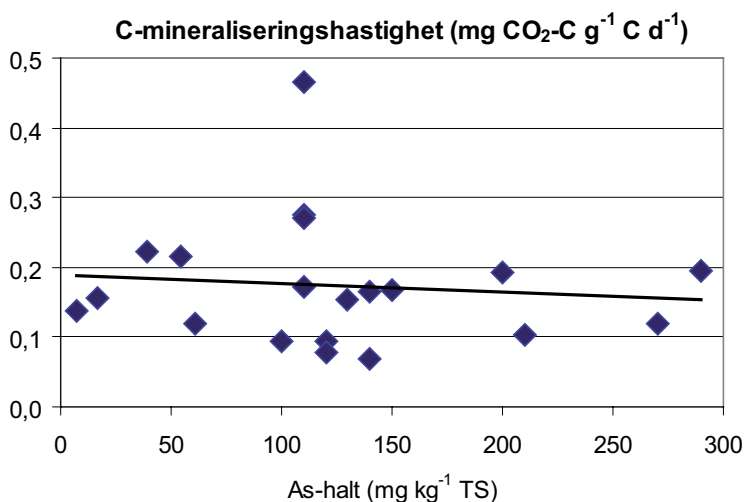
Provplats	pH	C-halt (%)	N-halt (%)	C/N-kvot	kg C/m <sup>2</sup>	kgN/m <sup>2</sup>
F71	4,40	3,19	0,121	26,36	2,05	0,078
F64	4,59	1,94	0,124	15,65	0,63	0,040
N43	5,22	1,39	0,040	34,75	0,95	0,027
F32	5,87	4,64	0,194	23,92	1,32	0,055
G69	5,15	0,94	0,030	31,33	0,95	0,030
L44	5,50	1,45	0,060	24,17	0,81	0,034
L60	5,32	1,26	0,049	25,71	0,78	0,030
L68	4,83	0,80	0,035	22,86	0,35	0,015
K47	5,86	2,41	0,072	33,47	1,44	0,043
F39	4,84	1,89	0,057	33,16	1,07	0,032
G43	5,16	1,48	0,055	26,91	1,77	0,066
M50	5,42	1,38	0,038	36,32	0,70	0,019
E58	5,01	2,80	0,074	37,84	1,78	0,047
O50	4,77	3,54	0,076	46,58	1,36	0,029
K56	4,94	1,60	0,056	28,57	1,49	0,052
G47	5,21	3,79	0,109	34,77	3,19	0,092
E44	4,90	3,07	0,059	52,03	1,76	0,034
L65	4,58	6,79	0,136	49,93	3,47	0,069
G61	4,78	3,35	0,093	36,02	2,64	0,073
G66	4,38	3,99	0,133	30,00	2,07	0,069



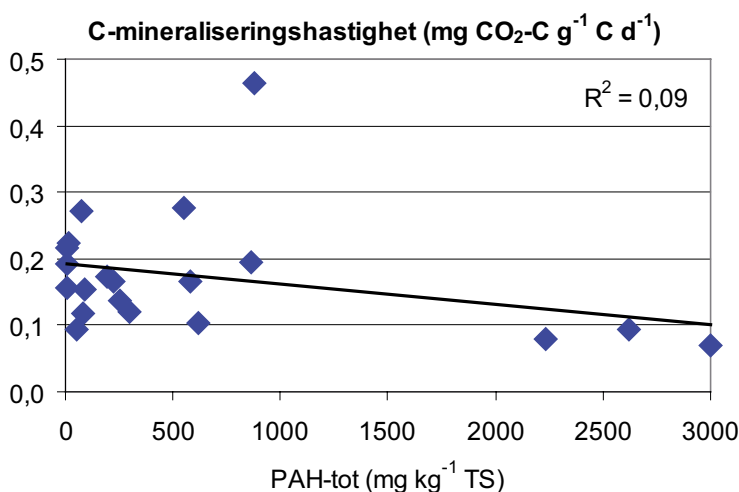
Figur 3.29. Mängd totalkol m<sup>-2</sup> i markens 0-10-cm-skikt i förhållande till provplatsernas PAH-halter. R<sup>2</sup>=0,47.

### 3.3.2.2 KOLMINERALISERING

Kolmineraliseringshastigheten i Krylbo, uttryckt som  $\text{CO}_2$ -avgivning per enhet C (genomsnitt för 21 dygn i  $15^\circ\text{C}$ ), varierade mycket mellan de olika provplatserna. Det fanns inget tydligt samband mellan arsenikhalt och basrespiration (Fig. 3.30) och inte heller mellan PAH-halt och basrespiration (Fig. 3.31). De flesta provpunkterna hade en C-mineraliseringshastighet på mellan  $0,07$  och  $0,28 \text{ mg CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ C d}^{-1}$ , men plats E44 med både hög As-halt och hög PAH-halt hade en avvikande hög respirationshastighet (Fig. 3.30 och 3.31). Fig. 3.31 visar att det fanns ett svagt positivt samband mellan PAH-halt och C-mineraliseringshastighet upp till en PAH-halt av ca.  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$ , vilket tyder på att kresot skulle kunna fungera som kolkälla för markmikroorganismerna i tämligen höga givor.

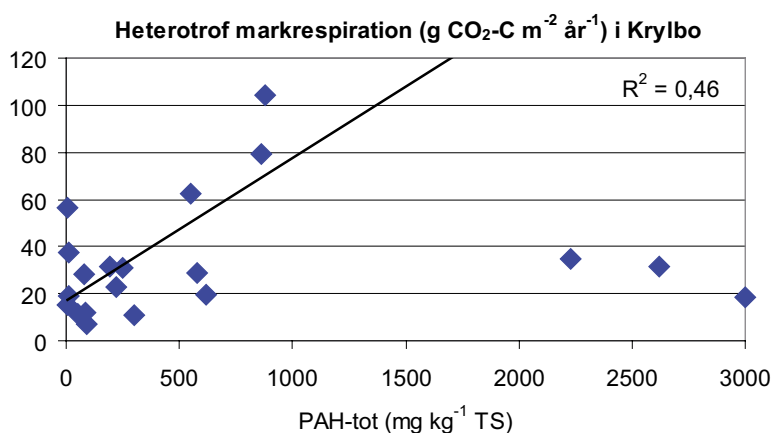


Figur 3.30. C-mineraliseringshastigheten på olika provplatser i Krylbo i förhållande till provplatsernas As-halter.



Figur 3.31. C-mineraliseringshastighet på olika provplatser i Krylbo i förhållande till provplatsernas PAH-halter.

Den skattade årsrespirationen i varje provpunkt (med hänsyn till kolförråd, temperatur och markfuktighet) framgår av Fig. 3.32. Markrespirationen ökade med ökande PAH-halt upp till 800-900 mg kg<sup>-1</sup>. Provplatser med mycket höga PAH-halter hade låg till måttligt hög respiration, något som avspeglar den låga C-mineraliseringshastigheten på dessa platser (Fig. 3.31).



Figur 3.32. Skattad heterotrof årsrespiration på olika provplatser i Krylbo i förhållande till de enskilda provplatsernas PAH-halt. Den inlagda trendlinjen gäller PAH-halter upp till 900 mg kg<sup>-1</sup>.

### 3.3.2.3 KVÄVEMINERALISERING OCH NITRIFIKATION

Inga kvävemineraliserings- och nitrifikationsstudier gjordes i Krylbo, eftersom den magra sandjorden med en stor spännvidd av C/N-kvoter (Tabell 3.19) bedömdes spegla substratet mer än föroreningsgraden.

### 3.3.3 Markfauna

#### 3.3.3.1 MYROR

Inga fallfällor sattes ut för insamling av myror i Krylbo.

#### 3.3.3.2 SMÅRINGMASKAR

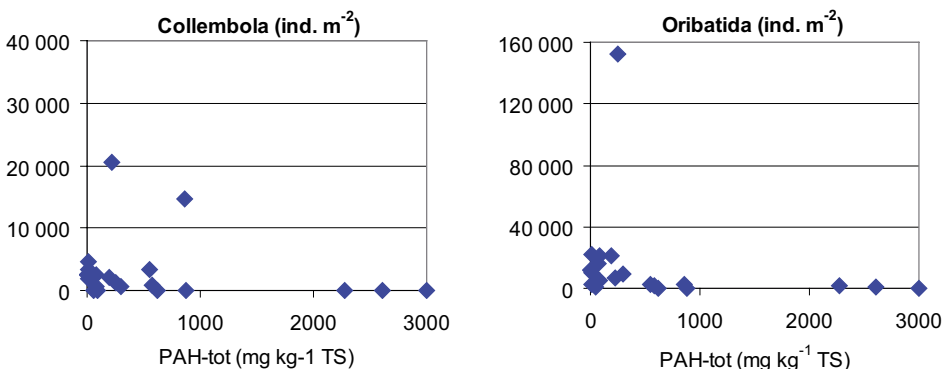
Individantalet småringmaskar (enchytraeider) var högst i prov L44 (Tabell 3.20). Där fanns dessutom flest antal arter (4). Denna yta var, till skillnad från flertalet andra ytor, gräsbevuxen. Provet hade relativt högt pH. Högt pH och gräsförekomst kan förklara varför gräsmarksarten *Henlea perpusilla* hade en relativt hög population. Provet hade förhållandevis låga PAH- och As-halter. Prov F64 hade tre olika enchytraeidarter trots en hög As-halt (200 mg kg<sup>-1</sup>). Inga enchytraeider påträffades i prover med mer än 210 mg As kg<sup>-1</sup> och mer än 600 mg PAH kg<sup>-1</sup> (Tabell 3.20).

### 3.3.3.3 MYGGLARVER OCH BJÖRNDJUR (TARDIGRADA)

Endast två mygglarver observerades i proverna, av vilka en var en fjädermygglarv och en var en gallmygglarv. Tardigrader fanns i K47, F39 och E58, prover med måttligt/höga halter av PAH och As. Den sparsamma förekomsten av djur gör att föroreningseffekten är svårbedömbär.

**Tabell 3.20. Individantal (medelvärden) m<sup>-2</sup> av insamlade småringmaskar (Enchytraeidae) på olika provplatser i Krylbo i förhållande till provplatsernas PAH- och As-halter. Kolumn 4-11: *Cognettia sphagnetorum*, *Achaeta*, *Buchholzia* sp., *Enchytraeus buchholzi*, *Enchytronia parva*, *Henlea perpusilla*, *Fridericia* sp. och *Enchytraeidae* totalt.**

Prov-plats	PAH	As	Csph	Ach	Buch	Ebuc	Epar	Hper	Frid	Ench tot
F71	5	54								
F64	8	200		630			1260		3780	5670
N43	11	17								
F32	12	39					8820	630	3150	12600
G69	53	100								
L44	77	110			1260	1890		22680	8820	34650
L60	85	270								
L68	89	130								
K47	195	110				5040			1890	6930
F39	221	150								
G43	251	7,6								
M50	299	61				1260				1260
E58	546	110								
O50	580	140	630							630
K56	616	210								
G47	862	290								
E44	877	110								
L65	2271	120								
G61	2609	120								
G66	3018	140								



Figur 3.33. Individtäthet av hoppstjärter (*Collembola*) och oribatider (*Oribatida*) på olika provplatser i Krylbo i förhållande till de enskilda provplatsernas PAH-halt.

### 3.3.3.4 HOPPSTJÄRTAR OCH KVALSTER

Antalet hoppstjärtar och kvalster i Krylbo varierade starkt mellan olika provplatser (Tabell 3.21, Fig. 3.33). Individtätheterna var generellt låga. Den högsta tätheten av oribatider fanns i prov G43, där flertalet oribatider utgjordes av Ctenacaridae. Få oribatider och inga hoppstjärtar påträffades i prover med mer än 900 mg PAH kg<sup>-1</sup>. Däremot fanns hoppstjärtar i prover med extremt hög arsenikhalt, t ex prov G47.

**Tabell 3.21. Antal individer (ind. m<sup>-2</sup>) och arter av hoppstjärtar, juvenila och adulta oribatidkvalster samt övriga kvalster (Acari) i Krylbo i förhållande till provplatsernas PAH- och As-halter.**

Prov-plats	PAH	As	Coll. (ind/m <sup>2</sup> )	Coll. art/prov	Orib.juv (ind/m <sup>2</sup> )	Orib.ad (ind/m <sup>2</sup> )	Orib. art/prov	Övr. Acari
F71	5	54	2487	4	6839	4663	5	0
F64	8	200	4663	5	2798	7771	5	5284
N43	11	17	3419	5	933	1865	2	1554
F32	12	39	1835	2	18340	3419	5	3108
G69	53	100	0	0	311	622	2	0
L44	77	110	2487	6	7460	8393	6	3730
L60	85	270	622	2	0	4662	2	0
L68	89	130	0	0	16475	4352	3	6528
K47	195	110	2176	3	9947	11501	9	1554
F39	221	150	20516	2	2176	4663	4	2487
G43	251	7,6	1243	4	38856	113149	6	7460
M50	299	61	622	1	3108	5906	4	1554
E58	546	110	3419	4	1554	933	2	1865
O50	580	140	933	3	0	1554	3	4041
K56	616	210	0	0	0	0	0	0
G47	862	290	14610	4	311	2487	5	1554
E44	877	110	0	0	0	0	0	0
L65	2271	120	0	0	311	1243	2	0
G61	2609	120	0	0	622	622	2	0
G66	3018	140	0	0	0	0	0	0

### 3.3.3.5 STORA LEDDJUR

Inga daggmaskar påträffades i Krylbo. Individtätheten av de stora leddjuren i enskilda prover framgår av Tabell 3.22. Prover med höga halter av PAH hade genomgående få leddjur.

**Tabell 3.22. Antal individer (ind. m<sup>-2</sup>) av stora leddjur i Krylbo i förhållande till provplatsernas PAH- och As-halter. Diplo=dubbelfotingar, Dipt=mygglarver, Staph=kortvingar (larver+imago), Coleo=andra skalbaggar, Homo=växtsugare (bladlöss och stritar) och Hetero=skinnbaggar.**

Prov-plats	PAH	As	Diplo (ind/m <sup>2</sup> )	Dipt (ind/m <sup>2</sup> )	Staph (ind/m <sup>2</sup> )	Coleo (ind/m <sup>2</sup> )	Homo (ind/m <sup>2</sup> )	Hetero (ind/m <sup>2</sup> )
F71	5	54	0	0	0	0	0	0
F64	8	200	0	0	311	0	0	0
N43	11	17	0	311	0	311	311	0
F32	12	39	0	0	311	0	0	0
G69	53	100	0	0	0	0	0	0
L44	77	110	0	0	311	311	0	0
L60	85	270	0	0	0	311	0	0
L68	89	130	0	0	0	622	0	0
K47	195	110	311	311	311	0	0	0
F39	221	150	0	0	0	0	0	0
G43	251	7,6	311	0	0	0	1554	311
M50	299	61	0	622	0	0	0	0
E58	546	110	0	0	0	311	0	0
O50	580	140	0	0	0	0	0	0
K56	616	210	0	0	0	0	0	0
G47	862	290	0	0	0	0	0	0
E44	877	110	0	0	0	0	0	0
L65	2271	120	0	0	0	0	0	0
G61	2609	120	0	0	0	311	0	0
G66	3018	140	0	0	0	0	0	0

### 3.3.4 Biomassa och funktionella grupper

Markdjurens biomassor beräknades grovt genom att multiplicera antalet djur av en art med artens medelvikt (Malmström 2006). Arterna grupperades därefter i funktionella grupper. Den totala biomassan av de markdjur som studerades varierade mellan 0 och 980 mg TS m<sup>-2</sup> (Tabell 3.23). De inbördes proportionerna mellan de funktionella grupperna varierade starkt mellan olika provplatser. Mikrobi-detritivorer (främst representerade av småringmaskar) hade ofta högre biomassa än andra grupper, av vilka predatorerna (spindlar, rovkvalster och vissa skalbaggar) ibland hade högre och ibland hade lägre biomassa än fungivorer (hoppstjärter och pansarkvalster). Rotkonsumenterna hade ofta låg biomassa liksom herbivorer ovan mark.

**Tabell 3.23. Biomassan (medelvärden, mg TS m<sup>-2</sup>) av insamlade mark- och andra smådjur på olika provplatser i Krylbo i förhållande till provplatsernas PAH- och As-halter. Smådjuren har fördelats på respektive näringsfunktionell grupp (se text). Summan av markdjur (M+F+P+R) inkluderar inte herbivorer ovan mark.**

Prov-plats	PAH	As	Mikrobi-detritiv. (M)	Fungi-vorer (F)	Preda-torer (P)	Rot-kons. (R)	Herbiv. ovan mark	Markdjur totalt M+F+P+R
F71	5	54	0	16	0	0	0	16
F64	8	200	145	21	62	0	0	228
N43	11	17	0	23	46	0	9	68
F32	12	39	315	24	54	0	0	393
G69	53	100	0	1	0	0	0	1
L44	77	110	876	19	86	0	0	981
L60	85	270	9	5	33	0	0	47
L68	89	130	0	18	79	0	0	97
K47	195	110	179	85	35	0	0	299
F39	221	150	0	57	4	0	0	61
G43	251	7,6	0	186	1	19	6	206
M50	299	61	32	32	13	0	0	77
E58	546	110	0	12	34	0	0	45
O50	580	140	16	4	29	0	0	49
K56	616	210	0	0	0	0	0	0
G47	862	290	0	39	19	0	0	58
E44	877	110	0	0	0	0	0	0
L65	2271	120	0	1	0	0	0	1
G61	2609	120	3	1	33	0	0	37
G66	3018	140	0	0	0	0	0	0

### 3.3.5 Resultatbedömning för Krylbo

Alla resultat som rapporteras här baserar sig på undersökningar av markens översta 10-cm-skikt.

Markens pH-värde varierade måttligt över området, och ingen provpunkt hade pH-värden under 4,3 eller över 5,9. Det fanns alltså inget anmärkningsvärt i detta.

Markens kolhalter och kolförråd var genomgående låga jämfört med ostörd skogs-, gräs- eller jordbruksmark. Detta var väntat eftersom området var täckt av fyllnadsmassor av sand. Det fanns ett samband mellan ökande PAH-halt och ökande kolhalt. Kolmängden var i genomsnitt 2-3 gånger högre vid en PAH-halt på 2-3 g kg<sup>-1</sup> torrsbstans jord än där PAH-halten var nära noll. Detta tyder på att minst hälften av markkolet härstammade från kreosot-användningen i området.

Markens kol/kvävekvot varierade mellan 15 och 52. De högsta C/N-kvoterna fanns på provplatser med hög PAH-halt, vilket indikerar att kreosot-behandlingen främst innebar ett tillskott av kol och inte av kväve.

Kolmineraliseringshastigheten (basrespirationen) är ett mått på (främst) den mikrobiella aktiviteten, som i sin tur reflekterar nedbrytbarhet och tillgängligt kol men även hur markmikroorganismerna reagerar på hämmande substanser. Det fanns inget tydligt samband mellan arsenikhalt och basrespi-



ration och inte heller mellan PAH-halt och basrespiration. Det fanns dock ett svagt positivt samband mellan PAH-halt och C-mineraliseringshastighet upp till en viss PAH-halt ( $1000 \text{ mg kg}^{-1}$ ), vilket tyder på att kreosot fungerade som kolkälla för åtminstone vissa nedbrytande organismer. Vid mycket höga PAH-halter föreföll den hämmande toxiska effekten på nedbrytarna dominera över den stimulerande effekten av en lättillgänglig kolkälla.

Myror studerades inte i Krylbo.

Småringmaskar är ofta den markdjursgrupp som har högst biomassa efter daggmaskarna. I Krylbo observerades inga daggmaskar. Artmångfalden av småringmaskar var tämligen låg i Krylbo, och vid högre PAH-halter saknades dessa maskar helt.

Hoppstjärtarna (collembolerna) hade med få undantag låga art- och individantal. De saknades i prover med de högsta PAH-värdena, men fanns i relativt hög population i det markprov som hade högst arsenikhalt.

Pansarkvalster (oribatider) hade också låga art- och individantal. Individantalet minskade i genomsnitt med ökande PAH-halt, men det fanns enstaka oribatider även där PAH-halterna var mycket höga.

Stora leddjur (makroarthropoder) fanns i glesa förekomster i Krylbo. Även i denna heterogena djurgrupp minskade individtätheten med ökande PAH-halt.

### 3.3.6 Näringsvävsindex i Krylbo

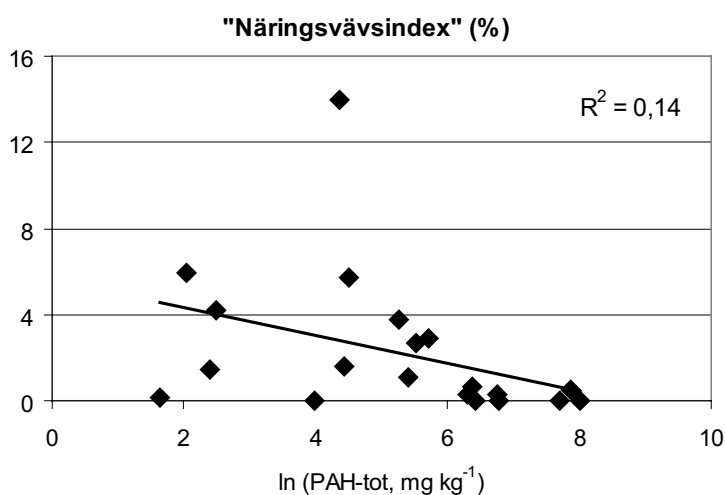
De flesta markdjur är beroende av markmikroorganismer som födobas, antingen som direkt eller indirekt födokälla. Detritivorer konsumerar exempelvis förna med stort inslag av mikroorganismer, och predatorer lever i hög grad på svamp- och bakterieätande markdjur. Den markdjursbiomassa som produceras kan därför sägas ha produktionen av mikroorganismbiomassa som födobas. Om man antar att markdjursbiomassan omsätts två gånger per år, och biomassan innehåller 50 % C, blir mängden producerad djurbiomassa-C lika med den skattade biomassan (kolumn 9 i Tabell 3.23).

Den mikroorganismbiomassa som produceras under ett år kan i grova drag skattas till 25 % av den årliga heterotrofa respirationen (Persson 1983). Kvoten mellan markdjursproduktion och mikrobproduktion kan preliminärt kallas för näringsvävsindex. Beräkningssättet framgår av Tabell 3.24.

Näringsvävsindex skattades till mellan 0 och 14 %. Indexet var lågt ( $<1 \%$ ) för alla åtta provplatserna med PAH-halter över  $300 \text{ mg kg}^{-1}$ , medan 10 av 12 provplatser med PAH-halter under  $300 \text{ mg kg}^{-1}$  hade ett index  $>1 \%$  (Tabell 3.24, Fig. 3.34). Näringsvävsindex påverkades ibland negativt (prov L60) men ibland inte alls (F64) av höga As-halter.

Tabell 3.24. Markdjursbiomassa, heterotrof markrespiration, mikrobiell årsproduktion och "näringssvavsindex" på olika provplatser i Krylbo i förhållande till provplatsernas PAH- och As-halter. Näringssvavsindex > 2% har markerats med fet stil.

Prov-plats	PAH	As	A. Markdjurs-prod. (mg C m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	B. Het. resp. (g C m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	C. Mikrobiell prod. (mg C m <sup>-2</sup> år <sup>-1</sup> )	Näringssvavs-index A/C*100 (%)
F71	5	54	16	56,5	14137	0,11
F64	8	200	228	15,3	3828	<b>5,96</b>
N43	11	17	68	19,0	4742	1,43
F32	12	39	393	37,6	9407	<b>4,18</b>
G69	53	100	1	11,4	2852	0,04
L44	77	110	981	28,2	7038	<b>13,94</b>
L60	85	270	47	11,7	2937	1,60
L68	89	130	97	6,8	1706	<b>5,69</b>
K47	195	110	299	31,5	7882	<b>3,79</b>
F39	221	150	61	22,8	5689	1,07
G43	251	7,6	206	31,0	7743	<b>2,66</b>
M50	299	61	77	10,6	2651	<b>2,90</b>
E58	546	110	45	62,5	15630	0,29
O50	580	140	49	28,7	7179	0,68
K56	616	210	0	19,5	4873	0,00
G47	862	290	58	79,5	19867	0,29
E44	877	110	0	104,0	26002	0,00
L65	2271	120	1	34,6	8661	0,01
G61	2609	120	37	31,4	7855	0,47
G66	3018	140	0	18,4	4593	0,00



Figur 3.34. Näringssvavsindex (% markdjursproduktion i förhållande till mikrobiell produktion) på olika provplatser i Krylbo i förhållande till de enskilda provplatsernas PAH-halt uttryckt i logskala. Om extremvärdet 14% tas bort, förbättras R2 till 0,25.

En slutsats av måttet ”näringssväsindex”, som kombinerar markdjursdata med respirationsdata, är att det verkar spegla föroreningsgraden bättre än markdjurs- och respirationsdata för sig. En förklaring kan vara att markdjuren reagerar på både födotillgång (främst mikroorganismer) och toxiska substanser. Om då födotillgången/substrattillgången normaliseras, blir effekten av de toxiska substanserna tydligare. Mikroorganismerna reagerar också på substrattillgång och toxiska substanser, men det finns i detta fall ingen metod att normalisera mikroorganismernas substrattillgänglighet.

Den stora variationen i näringssväsindex vid samma föroreningsgrad (Fig. 3.34) kan förklaras med att markmikroorganismer och markdjur lever i olika spatiella skalor. Mikroorganismerna finns och tillväxer på praktiskt taget alla lämpliga substrat, medan markdjurens förekomst, förutom på substrat och giftig miljö, kan bero på djurens beteende (t ex vandring, om äggen läggs i klump, fysisk utestängning på grund av för små markporer). Detta gör att avsaknad av djur på en plats inte alltid betyder att platsen är förorenad. För att undvika en sådan situation bör fler prov tas per provplats.

### 3.4 Slutsatser om Björkå, Västerås och Krylbo

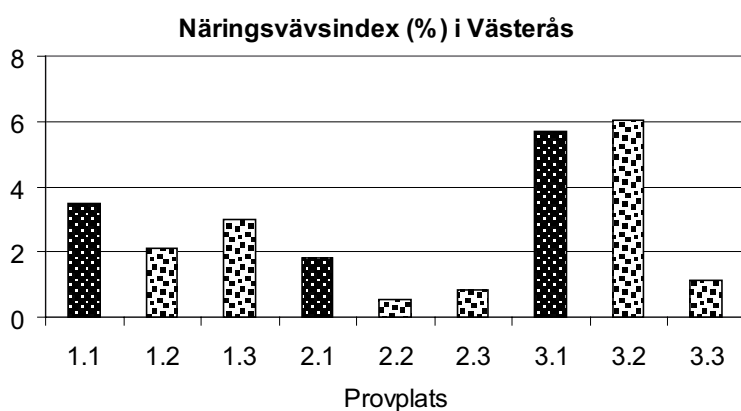
Ett problem med flera av studierna var (1) att det dumpade avfallet ibland innehöll en varierande mångfald av gifter på en och samma plats, (2) att föroreningarnas koncentrationer (metaller, organiska föroreningar) varierade mosaikartat över områdena, (3) att föroreningshalterna varierade i vertikalled, eftersom förorenat material i olika grad täckts av sand och jord, (4) att markmaterialet varierade med avseende på kornstorlek och organisk substans, och (5) att vegetationen varierade. Detta gjorde att det var ytterst svårt att dra säkra slutsatser om orsakerna till avvikelser i mätvariablerna. Det var därför viktigt att ta hänsyn till marksubstrat och vegetation när eventuella gifteffekter skulle bedömas.

Det var svårt att särskilja effekter av markföroreningarna från effekterna av marksubstrat, vattentillgång och vegetation. pH, C-halt, C/N-kvot och C-mineraliseringshastighet var viktiga biokemiska variabler för att bedöma de biologisk/ekologiska systemen. Bland markdjursvariablerna verkade småringmaskar (artantal), pansarkvalster (sällsynta arter), rovkvalster (individantal, artantal undersöktes ej), summa mikrobi-detritivorer, summa predatorer och proportionen mellan funktionella grupper ge mest information om en miljöstörning.

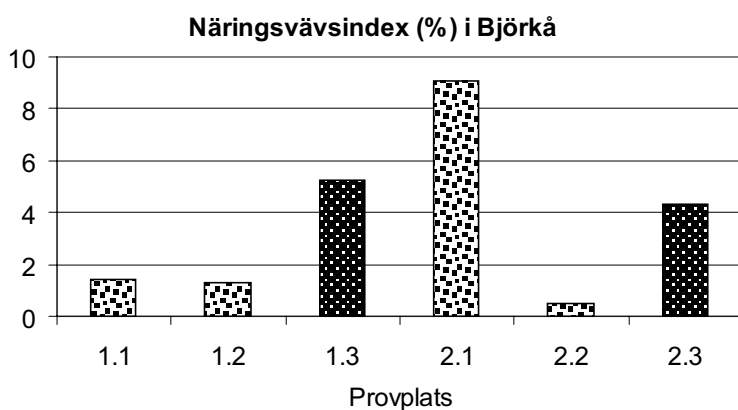
Undersökningen i Krylbo visade att det mest lovande måttet på en biologisk respons på miljöstörning var det s.k. näringssväsindex. I Västerås (Fig. 3.35) hade provplats 2.2 (bilparkering), 2.3 (järnväg) och 3.3 (dumpad kolaska) klart lägre värden för näringssväsindex (< 2%) än de övriga provplatserna. De övriga platserna hade ett index som tydde på obetydlig störning, även om den lätt förorenade kontrollen 2.1 låg på 2%-gränsen. I Björkå (Fig. 3.36) hade kontrollerna 1.3 och 2.3 höga indexvärden liksom provplats 2.1. Plats 2.1 hade föroreningar på större djup, men näringssväsindex gav inget

negativt utslag, förmodligen därför att ren täckningsjord lagts ovanpå glasbruksavfallet.

Sammanfattningsvis kan sägas att näringsvävsindex (förhållandet mellan produktionen av markdjursbiomassa och produktionen av mikrobiell biomassa) har potential att på ett relativt känsligt sätt signalera en störning i näringsväven. Vi vet ännu inte hur generellt detta index är. Det tycktes reagera för höga halter av PAH i Krylbo och för ett komplex av föroreningar i Västerås och Björkå. Kunskapsläget är dock sådant att användandet av näringsvävsindex fortfarande är på hypotesstadiet. Innan det kan lanseras som ett ekologiskt mått på föroreningar måste det prövas i nya försök med olika slags föroreningar så att man säkert känner till indexets begränsningar.



Figur 3.35. Näringsvävsindex i Västerås. Mörkskuggade staplar markerar kontrolltytor i närliggande lövskogsmark. Svamp- och bakteriekonsumerande daggmaskar (Aporrectodea och Octolasion) men inte förnakonsumerande daggmaskar (Dendrobaena och Lumbricus) har inräknats i indexet.



Figur 3.36. Näringsvävsindex i Björkå. Mörkskuggade staplar markerar kontrolltytor i en närliggande blandskogsmark (1.3) och en åkerkant (2.3).

## 4 CLPP in soil from Krylbo

Eleven frozen soils arrived at the RIVM at 02-11-2007. The soil samples were stored at 5°C in the dark until 07-11-2007. Soil was sieved over 6 mm mesh. Some samples were very stony and others very wet. A small part was dried to determine the wet and dry weight. The soils were incubated at 10 degrees in the dark for pre-incubation until the Biolog experiment was started at 19-11-2007.

A third control sample was made by mixing a part of the two reference samples. Two original containers were broken when unpacked; sample E58 and E44.

### 4.1 Biolog experiment

50 gram dry weight soil and 150 ml 10 mM sterile Bistris buffer pH7 were blend during 1 minute. The suspension was centrifuged at 500 g during 10 minutes. The supernatant was taken for dilution in physiological salt solution pH7. The dilutions were 3-fold up to 3<sup>-9</sup> (in total 9 dilutions).

Four dilutions were plated on 0.1 TSA, incubated at 25° C and counted at day 2 for the fast growing colonies and at day 8 for fast and slow growing colonies. All nine dilutions were incubated in ECO Biolog® plates. These were incubated in the dark at 20° C and >90 % humidity. The plates were measured at 590 nm two times per day from day 0 to day 7. The community-level physiological profiles (CLPPs) were calculated from the absorbance data according to a method described by Rutgers et al. (2006).

### 4.2 Results and conclusion

Table 4.1 shows the sample codes and pH, OM, As, PAH as given by the SU. The percentage water was measured at the RIVM.

**Table 4.1. The sample codes with some parameters.**

Sample	pH	LOI % OM	As mg/kg TS	Tot PAH mg/kg TS
F71+N43	4.7	1.5	36	8.1
F71	4.8	1.1	54	5.1
N43	4.6	1.92	17	11
M50	4.4	2.01	61	300
L60	3.9	4.17	270	85
K56	4.3	2.52	210	620
L68	4.1	1.93	130	90
G69	4.2	2.61	100	53
F64	4.1	2.66	200	7.6
E58	4.5	4.19	110	550
E44	4.2	1.94	110	880
O50	4	2.34	140	580

Table 4.2 shows the results of the microbial analyses. Colony forming units (CFU) varied from 5.53 to 6.86 log CFCU/g with an average of 6.44 log CFCU/g. The percentage fast growing colonies varied from <1 to 79% with an average of 35%. The bacterial activity expressed in quantity soil needed for conversion of 50% of the substrates from the ECO Biolog plate varied from 4655 to 771565 µg soil with an average of 118832 µg soil. The hillslope of the curve of dilution against AWCD (average well colour development of the maximum colour per well) varied from 0.25 to 0.45 with an average of 0.38. A pure culture has an hillslope of 1,41. Sample O-50 had the lowest hillslope. However the dilution curves were not too well developed, putting constraints to the reliability of these results. If this sample is excluded not much difference between the samples is seen.

Table 4.3 shows the difference per sample per substrate between WCD (well colour development) and AWCD (average well colour development). These numbers are used as input for multivariate analyses with Canoco 4.5.

The community-level physiological profiles (CLPP; 31 variables have imported) were analyzed with multivariate analyses with the software Canoco 4.5. Explaining environmental parameters were pH, OM, As, PAH. Figures 4.1 and 4.2 show the result of a principle component analyses (PCA), in which all variation in following dimensions is explained. Figures 4.3 and 4.4 show the result of a redundancy analyses (RDA) with the explained variation at the highest available axes. The effect of the As concentrations (fig. 4.1, 4.3) and the PAH's (fig. 4.2, 4.4) can be seen well in the Figures.

It turned out that concentration arsenic was significantly explaining some variation in the CLPP ( $P=0.042$ ). The  $P$  value of PAH was 0.17 and was not significant.

The conclusion is that bacterial communities in samples containing a range of arsenic and PAH concentrations shifted. The shifts could be partly and significantly explained by the arsenic concentration, but not by the PAH concentration.

Considering a significant correlation between CLPP and arsenic concentration in a multivariate analysis, and the demand for a quantitative measure of the level of effect to be included in an ecological risk assessment, a modeling exercise was performed. A theoretical CLPP was constructed through linear regression of responses of Biolog substrate conversion as a function of the arsenic concentration (Table 4.4). Arbitrarily, an arsenic concentration of 500 mg/kg was chosen.

The artificial CLPP was loaded successively in a multivariate analysis, together with observed CLPP in the soil samples of the Krylbo site. From the first axis of the principal component analysis, explaining 44% of all variation, the relationships between arsenic concentration and response on the CLPP was derived (Figure 4.5). This procedure yielded estimates of effects of arsenic on the CLPP (Table 4.5) on a scale from zero to one, which can be used for a site-specific risk assessment (Rutgers and Den Besten 2005), but not for other purposes. The arbitrary choices behind the calculations have to be documented in the reports of the site-specific risk assessment of the Krylbo site.

Table 4.2. Results CFU counting and CLPP.

Swedish soils from Krylbo		Agar		Biolog MAX																	
sample code	sample description	Arsenic As (mg/kg Ts)	Total PAH (mg / kg)	date test	filename	CFU/ml	log CFU/g	% quick	log CFU-50awcd	Alpha max	hillslope	highest [bact] in plates	highest used [bact]	lowest used [bact]	AWCD undiluted, normalised	AWCD(1*Dil) normalised	AWCD(M-1*DIL) normalised	AWCD(M*DIL) normalised	max.colouring A1	average_awcd-fp	µg soil / 50%conversion capacity
F-71+N-43	control	36	8	19-11-2007	sw01	5.25E+05	6.18	63	3.98	-1.27	0.35	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 2	3 <sup>^</sup> 9	0.71	0.60	0.12	0.08	0.30	-0.06	6275
F-71	control	54	5.1			1.49E+06	6.65	79	4.32	-1.85	0.44	3 <sup>^</sup> 0	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 8	0.90	0.83	0.20	0.16	0.38	0.00	4655
N-43	control	17	11			1.12E+05	5.53	46	4.21	-0.36	0.36	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 9	0.52	0.49	0.05	0.01	0.33	0.06	48243
M-50	As & PAH	61	300			2.07E+05	5.79	64	4.45	-0.39	0.34	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 9	0.54	0.48	0.09	0.04	0.32	-0.02	45492
L-60	As & PAH	270	85			9.62E+05	6.46	43	4.84	-0.67	0.40	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 3	3 <sup>^</sup> 9	0.65	0.53	0.04	0.01	0.36	0.01	23950
K-56	As & PAH	210	620			2.44E+06	6.86	3	6.05	0.14	0.41	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 2	3 <sup>^</sup> 9	0.45	0.34	0.00	0.00	0.43	0.13	152621
L-68	AS	130	90		sw02	1.62E+05	5.69	19	4.70	-0.51	0.45	3 <sup>^</sup> 0	3 <sup>^</sup> 1	3 <sup>^</sup> 8	0.63	0.49	0.02	0.00	0.83	0.07	102246
G-69	As	100	53			1.90E+05	5.75	54	4.84	-0.44	0.37	3 <sup>^</sup> 0	3 <sup>^</sup> 4	3 <sup>^</sup> 8	0.60	0.49	0.04	0.00	1.19	0.26	120804
F-64	As	200	7.6			9.62E+05	6.46	32	4.80	-1.18	0.37	3 <sup>^</sup> 0	3 <sup>^</sup> 2	3 <sup>^</sup> 8	0.76	0.66	0.16	0.12	0.88	0.25	21897
E-58	PAH	110	550			1.99E+06	6.78	15	4.98	-1.32	0.38	3 <sup>^</sup> 0	3 <sup>^</sup> 2	3 <sup>^</sup> 8	0.70	0.68	0.14	0.09	1.04	0.10	16022
E-44	PAH	110	880			9.91E+05	6.47	5	5.52	-0.47	0.41	3 <sup>^</sup> 0	3 <sup>^</sup> 3	3 <sup>^</sup> 8	0.66	0.44	0.08	0.00	0.66	0.19	112209
O-50	PAH	140	580			8.79E+05	6.42	0.05	6.31	0.36	0.25	3 <sup>^</sup> 0	3 <sup>^</sup> 2	3 <sup>^</sup> 8	0.47	0.35	0.12	0.01	0.60	0.53	771565
					max	2.44E+06	6.86	79	6.31	0.36	0.45				1.19	0.53	0.12	0.01	1.19	0.53	771565
					min	1.12E+05	5.53	0.05	4.21	-1.85	0.25				0.32	-0.02	0.00	0.00	0.32	-0.02	4655
					avg	9.09E+05	6.44	35	4.92	-0.66	0.38				0.61	0.13	0.13	0.13	0.61	0.13	118832

Table 4.3. CLPPs, i.e. the difference between WCD and AWCD per substrate and per sample; very small (&lt;-2) and very large (&gt;2) responses were arbitrarily set to -2, respectively +2.

	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	C1	C2	C3	C4	D1	D2	D3	D4	E1	E2	E3	E4	F1	F2	F3	F4	G1	G2	G3	G4	H1	H2	H3	H4	
control	F71+N43	0.77	-0.73	0.82	-0.37	-0.43	1.63	1.56	0.74	-0.19	-1.28	0.52	1.78	1.05	0.38	0.84	0.23	0.74	-1.49	-1.17	0.46	0.33	0.48	-2.00	-0.52	-0.87	-2.00	0.54	-1.71	-2.00	-1.28	1.41
control	F71	0.69	-0.08	0.82	0.10	-0.70	2.00	1.58	0.28	-0.44	-1.53	0.09	1.76	0.63	-0.08	0.58	0.00	0.66	-1.42	-1.39	1.02	0.36	0.14	-0.95	-0.37	-0.40	-1.39	0.07	-1.30	-1.99	-0.73	2.00
control	N43	0.55	0.22	1.61	-2.00	0.45	0.90	2.00	0.47	0.96	-0.33	-2.00	0.45	1.68	0.79	1.20	-0.25	0.52	-0.61	-0.43	0.11	1.25	1.18	-1.37	-1.93	-0.33	-2.00	-0.17	-1.64	-0.56	-0.93	2.00
As & PAH	M50	-0.41	0.43	1.57	-0.59	-0.29	2.00	1.72	1.48	0.26	-2.00	-1.06	1.18	1.56	1.10	1.42	0.05	0.54	-0.64	-2.00	0.46	0.95	1.06	-1.59	-1.26	-2.00	-0.35	0.65	-2.00	-2.00	-2.00	2.00
As & PAH	L60	-0.62	-0.80	1.05	-0.48	-0.55	2.00	1.52	1.49	0.15	-2.00	-0.65	1.41	1.51	0.29	1.53	0.14	0.62	-2.00	-0.91	0.23	0.90	0.85	-0.96	0.26	-2.00	-2.00	0.35	-1.51	0.59	-1.29	1.30
As & PAH	K56	-1.23	-0.51	1.57	-1.17	-0.59	1.64	1.53	1.20	0.37	-2.00	-0.16	0.48	1.70	1.48	1.31	0.18	1.16	-2.00	-0.11	-2.00	0.75	0.56	0.48	-0.36	-0.74	0.39	-2.00	0.39	0.87	-1.14	1.95
As	L68	-0.27	-0.39	0.76	-0.61	0.52	1.25	1.13	0.59	0.79	-0.38	-0.27	1.21	1.38	-0.02	0.66	-0.32	0.85	-0.83	-0.03	-0.46	0.52	0.15	-1.40	-0.29	-1.19	-0.34	0.36	-1.72	-0.53	0.21	0.92
As	G69	-2.00	-0.53	1.96	-0.21	-0.28	1.15	1.73	1.42	-0.45	-0.38	-0.23	1.97	2.00	0.75	1.84	0.35	0.87	-1.22	-0.01	0.32	0.17	-0.65	-0.79	-0.21	-0.91	-0.60	0.36	-1.07	0.35	0.25	1.99
As	F64	-0.40	0.61	1.45	0.01	-0.20	1.60	1.52	2.00	-0.08	-0.85	-0.87	1.65	1.37	0.43	1.62	-0.79	0.84	-1.29	-0.41	-0.46	0.83	-0.08	-1.30	0.30	-0.41	-1.13	0.25	-0.87	0.81	-0.26	2.00
PAH	E58	0.57	0.17	1.12	0.06	0.22	1.92	1.14	0.66	-1.21	-1.25	-1.01	1.88	0.83	0.83	0.97	-0.03	0.52	-1.51	-0.86	0.37	0.58	-0.17	-1.11	-0.26	-1.56	-0.13	0.37	-1.10	-0.24	-0.31	1.62
PAH	E44	-0.31	0.69	1.39	0.23	0.40	1.57	1.47	1.06	-0.34	-2.00	-0.23	0.99	1.11	0.44	0.88	0.24	0.66	-0.43	-0.04	-0.21	0.91	0.33	-0.54	-0.43	-0.77	-0.05	-0.61	-0.52	-1.76	-0.14	1.95
PAH	O50	-0.58	-0.33	1.50	0.60	-0.13	2.00	2.00	2.00	-1.07	-0.01	0.36	1.47	2.00	1.22	1.91	0.51	1.13	0.36	0.79	-0.79	1.16	0.68	-0.23	0.37	0.01	-2.00	0.75	0.35	-2.00	0.29	2.00



**Table 4.4. Theoretical CLPP of a bacterial community at 500 mg/kg arsenic at the Krylbo site. Responses were obtained via extrapolation of a linear regression of measured responses versus arsenic concentration.**

well	1	2	3	4
A	control	-2	-2	1.15
B	-0.21	-2	1.72	1.1
C	2	-0.25	-2	-0.4
D	1.22	1.4	0.55	2
E	-0.05	0.7	-2	2
F	-2	0.55	0	2
G	2	-2	-0.96	-2
H	2	2	-0.7	1.72

**Table 4.5. Calculated ecological effect in samples of the Krylbo site from responses on theoretical and observed CLPPs. The effects are scaled from zero to one. The maximum response (one) was assumed to occur at 500 mg/kg arsenic in a model bacterial community (see text and Table 4).**

sample	effect
N43	0.07
F71	0.08
N43+F71	0.04
M50	0.02
G69	0.38
E58	0.20
E44	0.25
L68	0.21
O50	0.35
F64	0.34
K56	0.63
L60	0.31

PCA samples Krylbo, Sweden, 2007

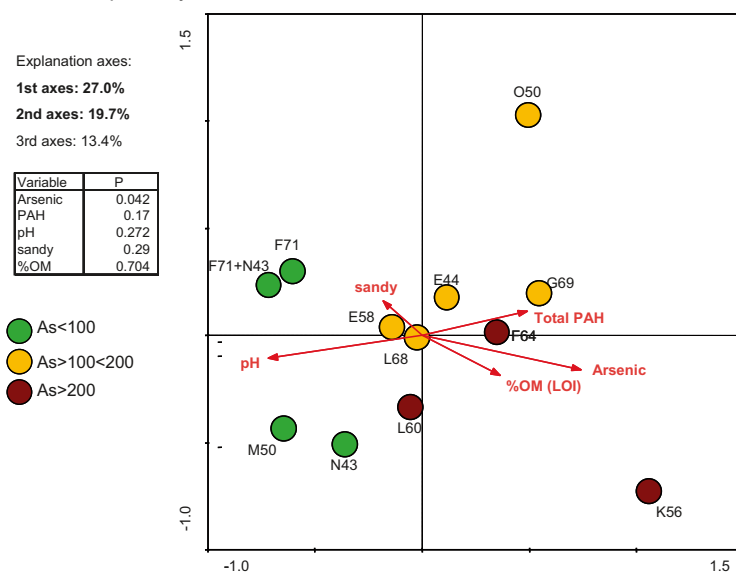


Figure 4.1. PCA of the 12 samples. The 1st axes has an explanation of 27.0%, the 2nd axes explains 19.7%. Arsenic concentrations in mg/kg dw.

PCA samples Krylbo, Sweden, 2007

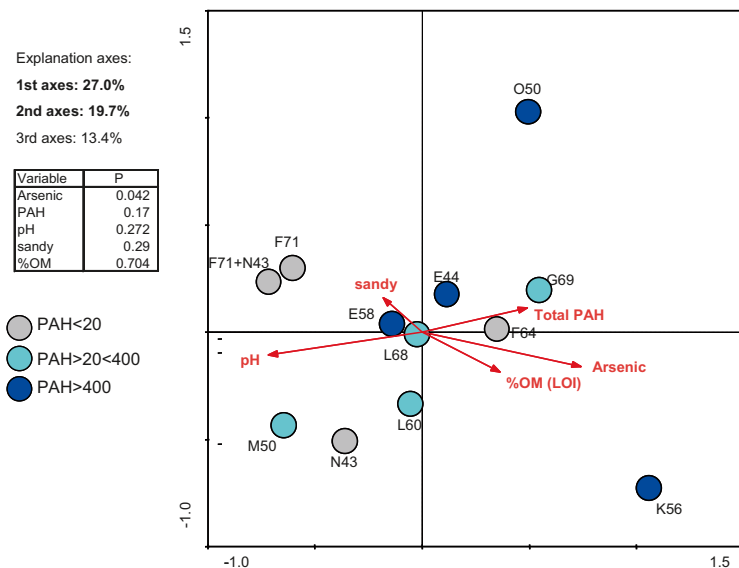


Figure 4.2. The same PCA as above of the 12 samples. The 1st axes has an explanation of 27.0%, the 2<sup>nd</sup> axes explains 19.7%. Total PAH concentrations in mg/kg dw.

RDA samples Krylbo, Sweden, 2007

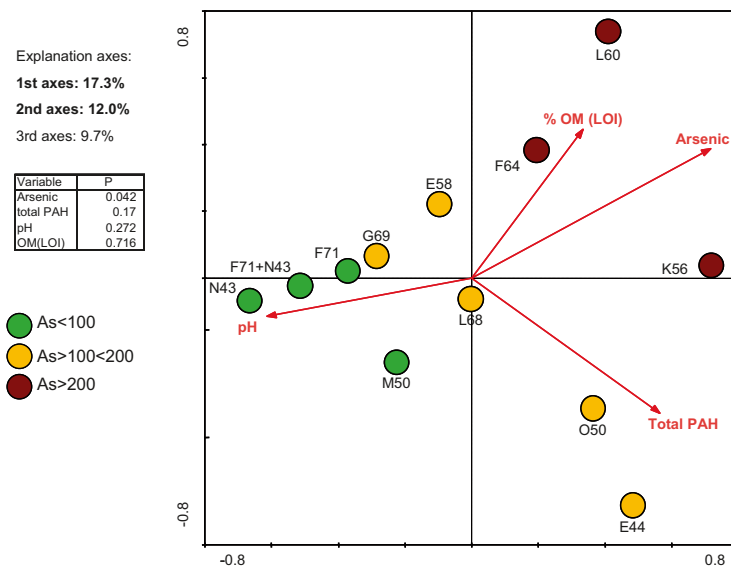


Figure 4.3. RDA of the 12 samples. The 1st axes has an explanation of 17.3%, the 2<sup>nd</sup> axes of 12.0%. A shift is seen between lower, middle and high concentration As, with a significance of P=0.042. Arsenic concentrations in mg/kg dw.

RDA samples Krylbo, Sweden, 2007

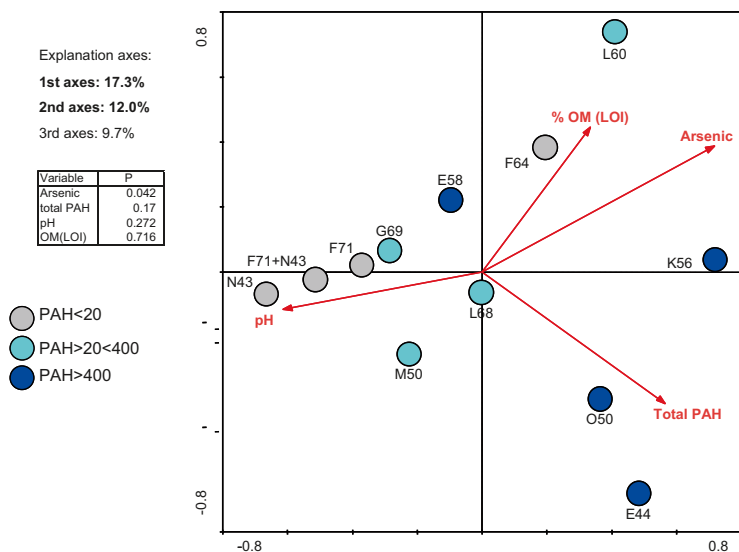


Figure 4.4. RDA of the 12 samples. The 1st axes has an explanation of 17.3%, the 2<sup>nd</sup> axes of 12.0%. The PAH concentrations in soil got a P value of 0.17. Total PAH concentrations in mg/kg dw.

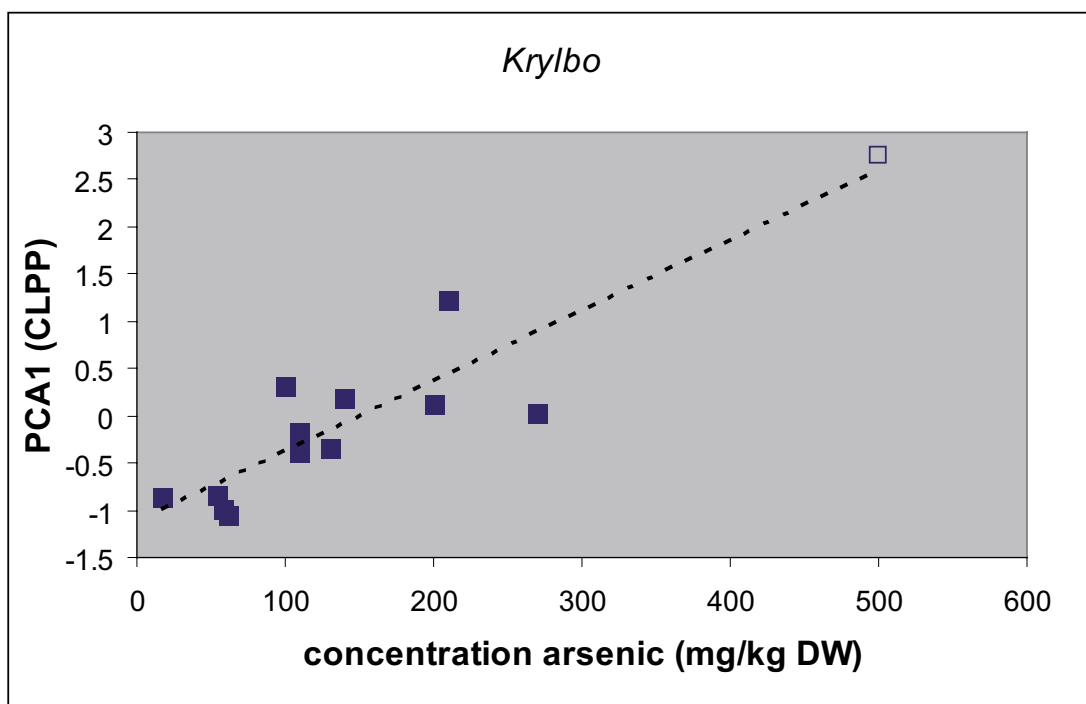


Figure 4.5. Relationship between arsenic concentrations and the first multivariate variable in a principal component analysis (PCA) at the Krylbo site. The first axis in the PCA with observed CLPP in soil samples (closed symbols) and a model CLPP (open symbol) explained 44% of all variation.

## Referenser

- Andersen AN, Hoffmann BD, Müller WJ, Griffiths AD, 2002.** Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 39: 8-17.
- Eeva T, Sorvari J, Koivunen V, 2004.** Effects of heavy metal pollution on red wood ant (*Formica s. str.*) populations. *Environmental Pollution* 132: 533-539.
- Martin AJ, Amos T, Maavara V, Martin T, Mitt S, Nuorteva P, 1999.** Distribution of metal pollutants in social food chain of red wood ant and use of ants in environmental bioindication. *Transactions of the Estonian Agricultural University, Agronomy* 203: 111-121 (In Estonian, Summary in English).
- Malmström A, 2006.** Effects of wildfire and prescribed burning on soil fauna in boreal coniferous forests. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Doctoral Thesis No. 2006:111*, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences.
- Migula P, Glowacka E, 1996.** Heavy metals as stressing factors in the red wood ants (*Formica polyctena*) from industrially polluted forests. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 354: 653-659.
- Persson T. 1983.** Influence of soil animals on nitrogen mineralisation in a northern Scots pine forest. -In: Lebrun, P. et al. (eds.) *New trends in soil biology, Proc. 8th Int. Coll. Soil Zool.*, pp. 117-126. Ottignies-Louvain-la-Neuve: Dieu-Brichart.
- Persson T, Karlsson PS, Seyferth U, Sjöberg RM, Rudebeck A, 2000.** Carbon mineralisation in European forest soils. In: Schulze E-D (ed) *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*, Springer-Verlag, *Ecol Stud* 142:257-275.
- Persson T, Lenoir L, Taylor AR, 2006.** Bioturbation in different ecosystems at Forsmark and Oskarshamn. SKB P-06-123, Svensk Kärnbränslehantering AB, 39 pp.
- Rutgers, M., Breure, A.M., Insam, H. 2006** Substrate utilization in Biolog(tm) plates for analysis of CLPP. In: *Microbiological Methods for Assessing Soil Quality* (J. Bloem, A. Benedetti and D.W. Hopkins, editors). CABI, Wallingford, Oxfordshire, UK. pp. 212-227.
- Rutgers, M., and Den Besten, P. 2005** 9. Approach to legislation in a global context, B. the Netherlands perspective - soils and sediments. In: *Environmental toxicity testing* (Thompson, K.C., Wadhia, K., and Loibner, A.P., eds.). Blackwell Publishing CRC Press, Oxford. pp. 269-289.

**Seifert B. 1996.** Ameisen beobachten, bestimmen. Naturbuch Verlag, Augsburg, Germany (In German).

**Underwood E, Fisher BL 2006.** The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation* 132: 166-182.

**Winding, A., Hund-Rinke, K., Rutgers, M. 2005** The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicol Environ Saf*; 62: 230-248.

# Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden

RAPPORT 5983

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-5983-5  
ISSN 0282-7298

Rapporten beskriver tillämpning av en metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden på tre utvalda testområden. Ett antal tester och undersökningsmetoder har utvecklats och utvärderats.

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 miljö kemi, ekotoxikologiska undersökningar och markekologiska undersökningar.

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.

