SGI Statens geotekniska institut

# Fördjupad markekologisk riskbedömning

Skönsmon 2:12, fd Kubikenborgs sågverk och Sundsvalls fönsterfabrik

*Reviderad mars 2019*

Charlotta Tiberg, Anja Enell, Pär-Erik Back, Dan Berggren Kleja

**Uppdragsgivare: Sundsvalls kommun** **2019-03-04**

Reviderad mars 2019

| | |
|---|---|
| Uppdragsledare: | Charlotta Tiberg |
| Granskare: | Michael Pettersson |
| Handläggare: | Dan Berggren Kleja, Anja Enell, Pär-Erik Back |
| Diarienr: | 1704-0236 |
| Uppdragsnr: | 17072, 17071 |

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Tiberg, C., Enell, A., Back, P-E., Kleja, D.B., 2019, *Fördjupad markekologisk riskbedömning*, *Skönsmon 2:12, fd Kubikenborgs sågverk och Sundsvalls fönsterfabrik*, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2019-03-04.

Foto på omslag: Charlotta Tiberg, SGI, Astrid Taylor, SLU

# Förord

Fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun är förorenad med bland annat PAH och metaller. Utifrån tidigare utredningar är halterna av PAH höga framför allt i ytligt jordlager inom fastigheten och skulle, baserat på generella riktvärden för markmiljö, kunna utgöra en risk för markmiljön på platsen. I denna studie har en fördjupad platsspecifik bedömning av riskerna för markmiljön på Skönsmon 2:12 genomförts. I viss mån bedöms även risker för djur högre upp i näringskedjan (möss och fåglar).

Projektet är ett kombinerat forsknings- och utredningsprojekt där Sundsvalls kommun fått medel från Naturvårdsverket för att utreda risker för markmiljön och SGI finansierat de forskningsinriktade delarna. Denna rapport redovisar utredningsdelen, en fördjupad markekologisk riskbedömning. Beställare är Sundsvalls kommun. Erfarenheter från arbetet kommer att användas i SGI:s kommande vägledning om ekologisk riskbedömning.

Rapportens författare står för riskbedömning och slutsatser. Forskare från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Örebro Universitet och Chalmers tekniska högskola har utfört analyser, bidragit med data och tolkningar av data:

*Maria Viketoft och Astrid Taylor*, Institutionen för ekologi, SLU; bestämning av mikrofauna (nematoder), mesofauna (hoppstjärtar) och makrofauna (daggmaskar).
*Christopher Jones och Sara Hallin*, Institutionen för skoglig mykologi och växtpatologi, SLU; DNA-baserad mikrobiell karaktärisering av kväveomsättning.
*Jana Weiss och Karin Wiberg*, Institutionen för vatten och miljö, SLU; POM-jämviktningar, samt analys av PAH i POM-membran och provtagna daggmaskar.
*Anke Herrman*, Institutionen för mark och miljö, SLU; substratspecifik markrespiration.
*Yevheniya Volchko och Lars Rosen*, Chalmers; bedömning av markkvalitet med SF-box.
*Maria Larsson*, Institutionen för natur och teknik, Örebro universitet; analyser av totalhalter PAH i jord.

Samma forskare deltar även i forskningsprojektet APPLICERA (Formas projekt 210-2014-87) och data från Skönsmon 2:12 kommer att bearbetas vidare för vetenskaplig publicering inom detta projekt. Resultat och preliminära slutsatser från projektet har även diskuterats på APPLICERA:s internationella workshop i Uppsala 22-23 maj 2018.

Detta är en reviderad version av en tidigare rapport. I tidigare rapport, daterad 180928, förekom fel i beräkningar av markkvalitet och riktvärden för metaller. Dessa fel har nu rättats till vilket påverkar enskilda värden men inte slutsatserna i rapporten.

Charlotta Tiberg
Uppdragsledare

Michael Pettersson
Granskare

# Innehållsförteckning

**Sammanfattning** ..... **7**

**1. Inledning** ..... **11**
1.1 Bakgrund ..... 11
1.2 Markanvändning och åtgärdsmål ..... 11
1.3 Riktvärden för skydd av markmiljö ..... 13
1.4 Tidigare utredningar ..... 15
1.5 Mål med denna studie ..... 18

**2. Ekologisk riskbedömning** ..... **19**
2.1 Konceptuell modell markmiljö Skönsmon 2:12 ..... 19
2.2 Triad-metodiken ..... 20
2.3 Sekundära effekter ..... 21

**3. Genomförande** ..... **22**
3.1 Val av provpunkter ..... 22
3.2 Provtagning ..... 23
3.3 Sammanfattning av utförda undersökningar ..... 24
3.4 Undersökning av markkvalitet ..... 25
3.5 Kemiska analyser av föroreningar ..... 27
3.6 Ekologiska undersökningar ..... 31

**4. Skalning och viktning i Diaden** ..... **35**
4.1 Val av referensprover ..... 35
4.2 Integrerat riskvärde för kemilinjen ..... 38
4.3 Ekologiska undersökningar ..... 39
4.4 Sammanvägning av resultat inom och mellan de båda undersökningslinjerna ..... 41

**5. Sekundäreffekter** ..... **43**

**6. Resultat från analyser och utvärderingar** ..... **45**
6.1 Markkvalitet ..... 45
6.2 Kemiska parametrar ..... 46
6.3 Ekologiska mätningar ..... 60
6.4 Sekundäreffekter ..... 67

**7. Riskbedömning** ..... **69**

7.1 Utgångspunkt för riskbedömning med Diad-analys ..... 69
7.2 Resultat av Diad-beräkningar ..... 70
7.3 Sammanfattande riskbedömning ..... 73
7.4 Osäkerheter ..... 75

**8. Åtgärdsbehov ..... 76**

**9. Vidare undersökningar ..... 76**

**Referenser ..... 77**

## Bilagor

1. Placering av provpunkter

2. Provtagningsplan

3. Metodbeskrivningar

   3.1. Analys av PAH i jord och vatten
   3.2. Porvattenkoncentration av ”fria” PAH, POM-metoden
   3.3. Markfauna; Makro-, meso- och mikrofauna
   3.4. Kväveomsättning, DNA-baserad
   3.5. Kolmineralisering (substratinducerad respiration)
   3.6. Identifiering och kvantifiering av PAH i mask

4. Beräkningar av toxisk potential

5. Skalning av index för nematoder

6. Resultat markkvalitetsparametrar

7. Halter Ba, Sb, Cu, Pb och Zn på olika djup

8. Vegetation och biomassa i provrutor

9. Resultat från DNA-baserad kväveomsättning

# Sammanfattning

## Introduktion

Marken på fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun är förorenad, framför allt med polycykliska aromatiska kolväten (PAH) men även metaller och i viss utsträckning andra organiska föreningar. I tidigare utredningar har konstaterats att halterna av PAH är höga framför allt i ytligt jordlager inom fastigheten och skulle kunna utgöra en risk för markmiljön på platsen. Enligt den tidigare genomförda huvudstudien är skyddet av markmiljön är styrande för åtgärdsbehovet i större delen av området.

I huvudstudien bedömdes risken för en påverkan på markekosystemet genom en jämförelse mellan uppmätta totalhalter och de generella riktvärdena för skydd av markmiljön enligt kriterierna för ”mindre känslig markanvändning” ($E_{MKM}$). Detta är en vanlig ansats i denna typ av utredningar men SGI:s erfarenhet är att angreppssättet riskerar att överskatta riskerna som PAH utgör och det åtgärdsbehov som föreligger. Det är därför motiverat att göra en fördjupad platsspecifik markekologisk riskbedömning på Skönsmon 2:12. Idag saknas i Sverige en vägledning om hur sådana bedömningar bör genomföras. Statens geotekniska institut, SGI, arbetar därför med att ta fram vägledningsmaterial med rekommendationer på strategi och metodik för att genomföra ekologisk riskbedömning i fördjupade riskbedömningar. Ett led i detta arbete är att testa, och vidareutveckla, metoder för provtagning, analys och utvärdering av risker för markmiljön. Erfarenheter från utredningen vid Skönsmon 2:12 utgör ett underlag till det kommande vägledningsmaterialet.

Målet med föreliggande rapport är i första hand att bedöma i vilken utsträckning PAH-föroreningar på Skönsmon 2:12 utgör en risk för markmiljön på platsen. Eftersom stora delar av området också är förorenat med metaller har även dessa inkluderats i riskbedömningen. Markmiljö är ett vitt begrepp som omfattar allt från bakterier och växter till större djur. Utredningen har sitt fokus på de risker som PAH och metaller utgör för markfunktioner (t ex förmåga att bryta ned organiskt material) och marklevande organismer. En översiktlig bedömning av risken som PAH utgör för fåglar och möss har också utförts.

Utgångspunkten för utredningen är att området kommer att användas som industrimark även i framtiden, det vill säga området bedöms enligt kriterierna för ”mindre känslig markanvändning” (MKM) enligt Naturvårdsverkets terminologi för förorenade områden.

## Genomförande

Grunden för de utförda undersökningarna är den så kallade Triad-metodiken som bygger på en sammanvägning av resultat från tre olika undersökningsled: det kemiska, det ekologiska och det ekotoxikologiska. Den genomförda undersökningen inom Skönsmon 2:12 har dock fokus på kemiska och ekologiska mätningar och kallas därför en Diad-metodik. Stort fokus har lagts på att använda kemiska analyser som tar hänsyn till föroreningarnas biotillgänglighet. Metodiken finns beskriven i slutrapporten från projektet IBRACS (http://projects.swedgeo.se/ibracs/?page_id=403). Ekologiska parametrar har valts utifrån en förväntat hög ekologisk relevans, samt att de representerar olika typer av organismer och processer (marklevande djur, kväveomsättning etc). De kemiska analyserna utvärde-

rades genom att mätresultaten jämfördes med riktvärden som ger en skyddsnivå motsvarande mindre känslig markanvändning (dvs minst 50 % av arterna skyddas). De ekologiska mätningarna utvärderades genom att resultaten från de förorenade provpunkterna jämfördes med resultaten från referensprover från samma markklass, det vill säga med liknande markkvalitet (t ex vad gäller tillgång på näringsämnen, textur, pH). På så sätt isolerades föroreningarnas påverkan på de ekologiska parametrarna från markkvalitetens påverkan. Markkvaliteten vid varje enskild provpunkt klassificerades med ett nytt Excel-baserat verktyg, SF-Box (Volchko *et al.*, 2018). Nedanstående parametrar ingick i studien:

Markkvalitetsparametrar
- Marktextur, kväve- och fosfathalt, pH och halt organiskt kol

Kemiska undersökningar
- Totalkoncentrationer av 16 olika PAH på två djup; 0-20 cm och 20-50 cm
- Totalkoncentrationer av metaller på två djup; 0-20 cm och 20-50 cm
- Koncentrationer av PAH i porvatten
- Koncentrationa av PAH i fettvävnad hos daggmask

Ekologiska undersökningar
- Daggmaskar (makrofauna); antal och arter
- Hoppstjärtar (mesofauna); antal och arter
- Nematoder (mikrofauna); antal och arter
- Kväveomsättning; DNA-baserad bestämning av enzymsystem i nyckelprocesser
- Kolmineralisering; Nedbrytning av olika substrat med MicroResp™-metoden

De flesta undersökningarna utfördes i 50 provpunkter. Upptaget av PAH i daggmaskar undersöktes dock i 25 punkter. Undersökningsområdet delades in i tre typområden, H, M och L baserat på var höga, mellanhöga respektive låga halter av PAH kunde förväntas utifrån tidigare undersökningar. En systematisk slumpmässig provtagningsstrategi användes vid val av provpunkternas position inom varje delområde. Flest prover togs i det område där högst föroreningshalter förväntades.

## Resultat

Utifrån de undersökningar av markkvalitetsparametrar som har gjorts inom föreliggande utredning bedöms markkvaliteten vara god eller måttlig inom stora delar av området, vilket även återspeglas i att där växer gräs, buskar och träd.

Resultat från analyser av totalhalter av PAH i jord visade att halterna av högmolekylära PAH (PAH-H) och PAH med medelhög molekylvikt (PAH-M) generellt sett är betydligt högre än de generella riktvärdena för skydd av markmiljö på MKM-områden ($E_{MKM}$). Inom område H överstiger även totalhalterna av koppar, bly och zink de generella riktvärdena i ett flertal av punkterna (20-40 %). Halterna av PAH och metaller är i regel lägre på 20-50 cm djup än i det ytliga jordlagret. Sammanfattningsvis överensstämmer resultaten av dessa mätningar med de som gjordes i huvudstudien och indikerar, vid jämförelse med $E_{MKM}$-värden, en betydande risk för markekossystemet.

Om man istället utvärderar resultaten av mätningarna av de biotillgängliga halterna av föroreningarna blir bilden en annan. När porvattenhalterna av de olika PAH-föreningarna

utvärderas i form av en sammanlagd toxisk effekt, och med en skyddsnivå som motsvarar $E_{MKM}$ (det vill säga 50 % av arterna skyddas) överstigs inte riktvärden för PAH i en enda punkt. Platsspecifika beräkningar visar att PAH binder in betydligt starkare till jorden än vad som antagits vid beräkningar av de generella riktvärdena (det vill säga den platsspecifika fördelningskoefficienten $K_{OC}$ är högre). Motsvarande situation tycks även gälla för Cu, Pb och Zn, de dominerande metallerna. För metaller bidrar ett relativ högt pH (6-8) till att de binds hårt i marken och därmed får en låg biotillgänglighet. I vissa provpunkter är halten organiskt material hög, vilket också bidrar till en låg biotillgänglighet. En beräkning av biotillgänglighetskorrigerade ”$E_{MKM}$”-värden gav ett medelvärde för området på 360 mg/kg för Cu, 2200 mg/kg för Pb och 1000 mg/kg för Zn, vilket är ungefär dubbelt så högt som det generella $E_{MKM}$-värdet för Cu och Zn och sex gånger högre än det generella $E_{MKM}$-värdet för Pb. Dessa riktvärden överstigs bara i fyra punkter (av Cu eller Zn).

De ekologiska mätningarna styrker den bild som de biotillgänglighetskorrigerade kemiska mätningarna visade, det vill säga att effekten på markekosystemet generellt sett är liten. Det fanns inte några tydliga samband mellan koncentrationer av föroreningar och de olika ekologiska parametrarna. Till exempel finns det inget samband mellan antal nematoder eller hoppstjärtar i prover och deras föroreningsnivå. Detta gäller oavsett om hela datamaterialet betraktas vid utvärderingen eller om det dessförinnan delas upp i olika markklasser utifrån undersökta markkvalitetsparametrarna.

PAH-halterna i daggmaskfett var låga jämfört med de halter som man tidigare funnit ge effekt i ekotoxikologiska studier, vilket indikerar att effekten av PAH på daggmaskpopulationen i området var liten.

En bedömning med Triad (Diad)-metodiken, där kemiska och ekologiska undersökningar vägs ihop till ett integrerat riskvärde ($IRV_{Diad}$) för varje provpunkt, indikerar inte någon risk för markmiljön i större delen av området. I en mindre del av område H är de biotillgängliga halterna av föroreningarna enligt Diaden så höga att de skulle kunna utgöra en risk för markekosystemet. Risken att PAH-föroreningarna ska medföra negativa effekter på sekundärkonsumenter (småfåglar och möss) bedömds också som liten.

## Slutsatser

Den sammantagna slutsatsen av riskbedömningen blir att de föroreningar som finns på Skönsmon 2:12, trots att de förekommer i höga totalhalter jämfört med de generella riktvärdena för förorenad mark, utifrån den tänkta markanvändningen inte utgör någon risk för markmiljön utom möjligtvis i en liten del av området. Detta beror framför allt på föroreningarnas låga biotillgänglighet.

Den platsspecifika ekologiska riskbedömningen visar tydligt att skyddet av markmiljön inte är ”styrande” för en sanering i den utsträckning som tidigare antagits. Risker för negativ påverkan på människors hälsa eller föroreningsspridning till yt- och grundvatten kan då bli styrande för åtgärdsbehovet på Skönsmon 2:12 istället. Därför behöver en ny riskbedömning genomföras med fokus på riskerna för dessa skyddsobjekt. Resultat från föreliggande undersökning kan med fördel även användas i en sådan utredning. Platsspecifika $K_{OC}$-värden för PAH kan till exempel användas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för att utvärdera effekter på gasavgång (skydd av hälsa) och lakbarhet (skydd av grund- och ytvatten). Värt att notera är att dessa risker också är lägre vid en starkare inbindning av PAH till jordmaterialet.

# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund

Tidigare undersökningar av fastigheten Skönsmon 2:12 i Sundsvalls kommun visar att marken på fastigheten är förorenad och indikerar att halterna av PAH (polycykliska aromatiska kolväten) till stor del styr omfattningen av en framtida åtgärd.

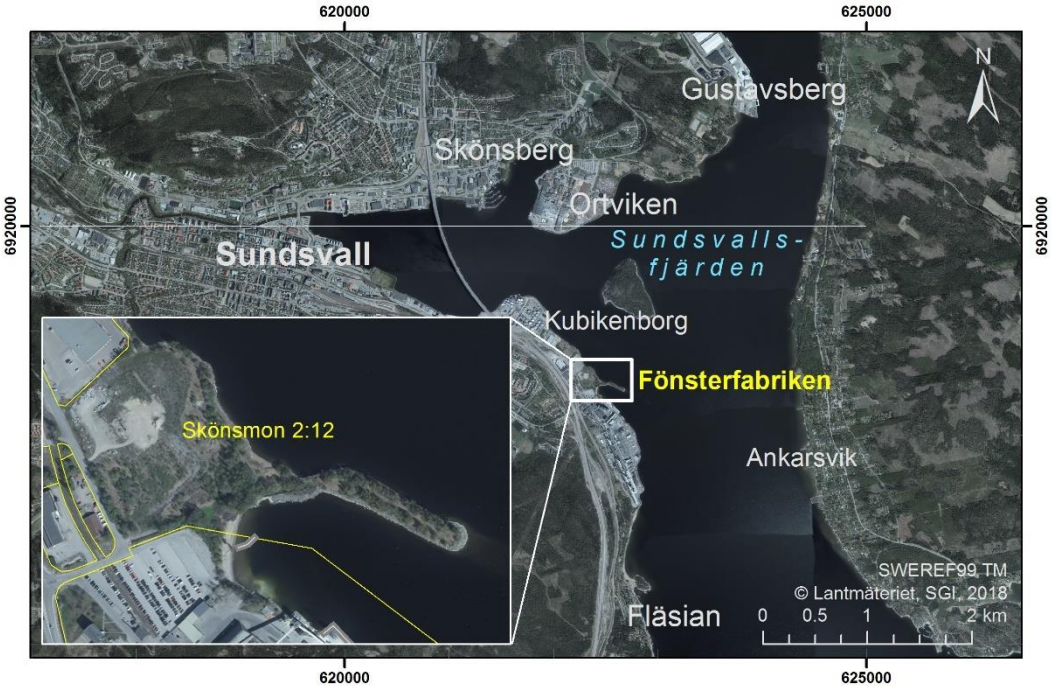
För en del föroreningar, som till exempel PAH, är det vanligt att markens organismer är det skyddsobjektet som avgör åtgärdernas omfattning (och därmed saneringskostnaden). Man brukar säga att ”skyddet av markmiljön” är styrande för saneringen. Så var också fallet i den huvudstudie som Hifab genomförde på Skönsmon 2:12 (Hifab, 2015).

I huvudstudien togs platsspecifika riktvärden för hälsa fram baserat på Naturvårdsverkets metodik för generella riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009). För generella riktvärden beräknas riktvärden för markmiljö på ett annat sätt än för hälsa. Det är betydligt svårare att anpassa markmiljödelen av ett riktvärde till platsspecifika förhållanden. Det finns därför ett behov att göra platsspecifika bedömningar av risker för markmiljön på annat sätt än att ta fram platsspecifika riktvärden utifrån modellen för beräkning av generella riktvärden.

Tyvärr saknas idag till stor del vägledning angående hur skyddet av markmiljön bör hanteras i fördjupade riskbedömningar och åtgärdsutredningar för förorenade områden. Vid fördjupade riskbedömningar tas därför sällan platsspecifik hänsyn gällande markmiljön trots att den för vissa föroreningar som t ex. PAH och metaller ofta styr det bedömda åtgärdsbehovet. Statens geotekniska institut, SGI, arbetar med att ta fram vägledningsmaterial med rekommendationer på strategi och metodik för att genomföra ekologisk riskbedömning i fördjupade riskbedömningar. Ett led i detta är att testa, och vidareutveckla, metoder för provtagning, analys och utvärdering av risker för markmiljön. SGI har på Skönsmon 2:12 utfört en ekologisk riskbedömning som samtidigt som den utgör ett underlag för beslut angående omfattningen av efterbehandlingsåtgärder på objektet bidrar med en viktig pusselbit i SGI:s kommande vägledning.

## 1.2 Markanvändning och åtgärdsmål

Skönsmon 2:12 ligger vid södra sidan av Sundsvallsfjärden. Fastigheten utgörs idag av en grusad yta och igenvuxen industrimark samt en sandig landtunga som sticker ut (Figur 1). Området är omgivet av industrier. Strax söder om fastigheten ligger aluminiumsmältverket Kubal som bidragit till en historisk bakgrundsbelastning av PAH inom en stor del av området Skönsmon i Sundsvall.




Figur 1. Översiktskarta med fastigheten Skönsmon 2:12 infälld som förstorad bild.

I den kommunala översiktsplanen från 2014 anges Skönsmon 2:12 som utvecklingsområde för industriell verksamhet. Den största delen av området är sedan 1978 detaljplanelagd som hamnändamål. En parkeringsyta inom området är planlagd som industrimark. Inom planområdet finns även områden för underjordiska ledningar avsatt. Nuvarande detaljplan gör det alltså möjligt att utveckla industriell verksamhet. Någon förändring av gällande detaljplan är inte aktuell. Enligt Naturvårdsverkets terminologi för förorenade områden är det alltså ett MKM-område, ett område med mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket, 2009).

Generellt ska de övergripande åtgärdsmålen säkerställa att inte oacceptabla risker uppkommer för människa och miljö, vare sig i dagsläget eller i ett långtidsperspektiv. En förutsättning för de övergripande åtgärdsmålen för Skönsmon 2:12 är att markanvändning i överskådlig framtid ska kunna användas som industrimark.

Följande övergripande åtgärdsmål har antagits för området:

- Markanvändningen inom det aktuella området ska vara industrimark.
- Föroreningssituationen inom det aktuella området ska inte utgöra någon förhöjd hälsorisk för personer som arbetar och vistas i området.
- Föroreningssituationen inom det aktuella området ska inte medföra föroreningsspridning som försämrar nu rådande föroreningssituation i Sundsvallsfjärden.

Det saknas i nuläget ett mål som specifikt adresserar markmiljö. Första punkten, om industrimark, anger dock indirekt en skyddsnivå som är lägre än för till exempel parkmark eller mark för bostäder.

## 1.3 Riktvärden för skydd av markmiljö

### 1.3.1 Generella riktvärden för förorenad mark och skydd av markmiljö

I en inledande bedömning av risker för markmiljön brukar koncentrationer av förorening i jord jämföras med generella riktvärden för skydd av markmiljö (Naturvårdsverket, 2009). I Sverige saknas det generella riktvärden för individuella PAH-ämnen. Istället har vi riktvärden för tre grupper av PAH som grupperats utifrån molekylvikt; PAH-L (PAH med låg molekylvikt), PAH-M (PAH med medelhög molekylvikt) och PAH-H (PAH med hög molekylvikt), Tabell 1. De tre grupperna skiljer sig åt vad gäller fysikalisk-kemiska egenskaper och toxicitet. Till exempel minskar vattenlöslighet och flyktighet med ökad molekylvikt. Det betyder också att ämnenas fettlösligheten ökar med molekylvikten. Egenskaperna skiljer även inom de tre grupperna, men i mindre grad. När alla de 16 PAH som brukar analyseras rutinmässigt läggs ihop till en summa, kallas de PAH-16.

Tabell 1. Indelning av PAH efter molekylvikt.

| Grupp | PAH-L | PAH-M | PAH-H |
|---|---|---|---|
| PAH | Naftalen<br>Acenaften<br>Acenaftylen | Fluoren<br>Fenantren<br>Antracen<br>Fluoranten<br>Pyren | Benso[a]antracen<br>Krysen<br>Benso[b]fluoranten<br>Benso[k]fluoranten<br>Benso[a]pyren<br>Dibens[ah]antracen<br>Benso[ghi]perylen<br>Indeno[123-cd]pyren |

Utgångspunkten när generella riktvärden för markmiljö tas fram enligt Naturvårdsverkets metodik är att basera dem på SSD-funktioner (artkänslighetsfunktioner, där SSD står för ”Species Sensitivity Distribution”). SSD-funktionen baseras på toxicitetsdata för många olika organismer. För mindre känslig markanvändning, (MKM) tas koncentrationer där minst 50 % av marklevande arter eller organismer skyddas fram från SSD-funktionen och används som riktvärden för markmiljö, $E_{MKM}$, Om dataunderlaget för SSD-funktionen är litet (vilket inte är ovanligt) och därmed osäkert används det underlag som finns men med speciella säkerhetsfaktorer för att kompensera för osäkerheter (Naturvårdsverket, 2009). För vissa ämnen har en bedömning gjorts att de riktvärden som är ansatta för skydd av markmiljö även tar höjd för effekter på organismer högre upp i näringskedjan.

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark omfattar utöver skydd av markmiljön, skydd av människors hälsa och skydd mot spridning av föroreningar till grundvatten och ytvatten. I princip beräknas riktvärden för dessa tre delar var för sig. Det generella riktvärdet sätts sedan till det lägsta av riktvärdena för hälsa, spridning och

markmiljö. För de ämnen som är aktuella på Skönsmon 2:12 styrs de generella riktvärdena vid mindre känslig markanvändning (MKM, se Tabell 2) av markmiljöaspekter för PAH-L, PAH-H, Ba, Cu, Pb och Zn medan generella riktvärden för PAH-M och Sb styrs av hälsoaspekter.

I fördjupade riskbedömningar är det vanligt att de generella riktvärdena justeras för att bättre representera förhållandena på den specifika platsen och så kallade platsspecifika riktvärden tas fram. När det gäller markmiljödelen finns idag små möjligheter att göra platsspecifika anpassningar.

Det är viktigt att vara uppmärksam på att både riktvärdet och vad som styr riktvärdet kan ändras vid anpassning av riktvärden till platsspecifika förhållanden. Om det till exempel visar sig att markmiljödelen efter platsspecifika undersökningar inte längre är styrande för ett riktvärde behöver man revidera riskbedömningen för de andra skyddsobjekten. Någon annan aspekt kan då bli styrande för riskbedömningen.

Tabell 2. Riktvärden för skydd av markmiljö vid mindre känslig markanvändning, $E_{MKM}$ (det vill säga markmiljödelen av generella riktvärden för MKM) (Naturvårdsverket, 2016).

| | PAH-L | PAH-M | PAH-H | Ba | Cu | Pb | Zn | Sb |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Enhet** | **(mg/kg TS)** | | | | | | | |
| **$E_{MKM}$** | 15 | 40 | 10 | 300 | 200 | 400 | 500 | 40 |

### 1.3.2 Riktvärden för PAH i markvatten för skydd av markmiljön

I Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark antas att hela föroreningskoncentrationen är tillgänglig för upptag (biotillgänglig). En viktig aspekt i fördjupade miljöriskbedömningar är att hela föroreningskoncentrationen på en viss plats kanske inte är biotillgänglig. Därför är det intressant att titta platsspecifikt på biotillgängliga föroreningskoncentrationer. För att utvärdera om PAH utgör en risk för ekosystemet på en viss plats kan platsspecifika porvattenkoncentrationer av PAH mätas upp och jämföras mot riktvärden som är framtagna av Holländska RIVM för vatten (Tabell 3). Dessa riktvärden är framtagna för enskilda PAH (16 st) för att:

- skydda 50 % av de marklevande arterna (vilket motsvarar den svenska skyddsnivån *Mindre känslig markanvändning*)
- eller skydda 95 % (eller fler) av de marklevande arterna.

Det finns inga riktvärden framtagna som motsvarar den svenska nivån *Känslig markanvändning* (det vill säga ett skydd av 75 % av arterna).

RIVM:s riktvärden för vatten bygger på en mycket omfattande sammanställning av ekotoxikologiska data av NOEC-värden (No Observed Effect Concentration), det vill

säga koncentrationer där ingen effekt har kunnat observeras på testorganismen. En härledning av dessa riktvärden finns beskriven i rapport av RIVM (Verbruggen, 2012). Samma dataunderlag ingår vid Naturvårdsverkets framtagande av generella riktvärden för PAH i jord för skydd av markmiljö (Naturvårdsverket, 2017), fast är då omräknade så att de omfattar ämnen inom de tre grupperna (PAH-L, PAH-M och PAH-H) och till jordkoncentrationer.

Tabell 3. Riktvärden (för markvatten) för skydd av markmiljön för mindre känslig markanvändning (skydd av 50 % av arter) samt riktvärde för skydd av 95 % av arter eller fler.

| PAH | Riktvärde för skydd av >95 % av arter $MPC_{eco,water}$[1] | Riktvärde för skydd av >50 % av arter $SRC_{eco,water}$[2] |
|---|---|---|
| **Enhet** | µg/L | |
| **Naphthalene** | 5,4 | 324 |
| **Acenaphthylene** | 4,0 | 236 |
| **Acenaphthene** | 1,7 | 104 |
| **Fluorene** | 1,1 | 63 |
| **Phenanthrene** | 0,58 | 35 |
| **Anthracene** | 0,41 | 24 |
| **Pyrene** | 0,27 | 16 |
| **Fluoranthene** | 0,18 | 11 |
| **Chrysene** | 0,074 | 4,4 |
| **Benz[a]anthracene** | 0,064 | 3,8 |
| **Benzo[k]fluoranthene** | 0,054 | 3,2 |
| **Benzo[b]fluoranthene** | 0,053 | 3,2 |
| **Benzo[a]pyrene** | 0,053 | 3,2 |
| **Benzo[ghi]perylene** | 0,052 | 3,1 |
| **Dibenz[ah]anthracene** | 0,036 | 2,2 |
| **Indeno[1,2,3-cd]pyrene** | 0,035 | 2,1 |

[1]MPCeco, water: (Maximum Permissible Concentration, MPC). Härlett från All-PAH-modellen; (Verbruggen, 2012).
[2]SRCeco, water: (Serious Risk Concentration). Härlett från All-PAH-modellen; (Verbruggen, 2012).

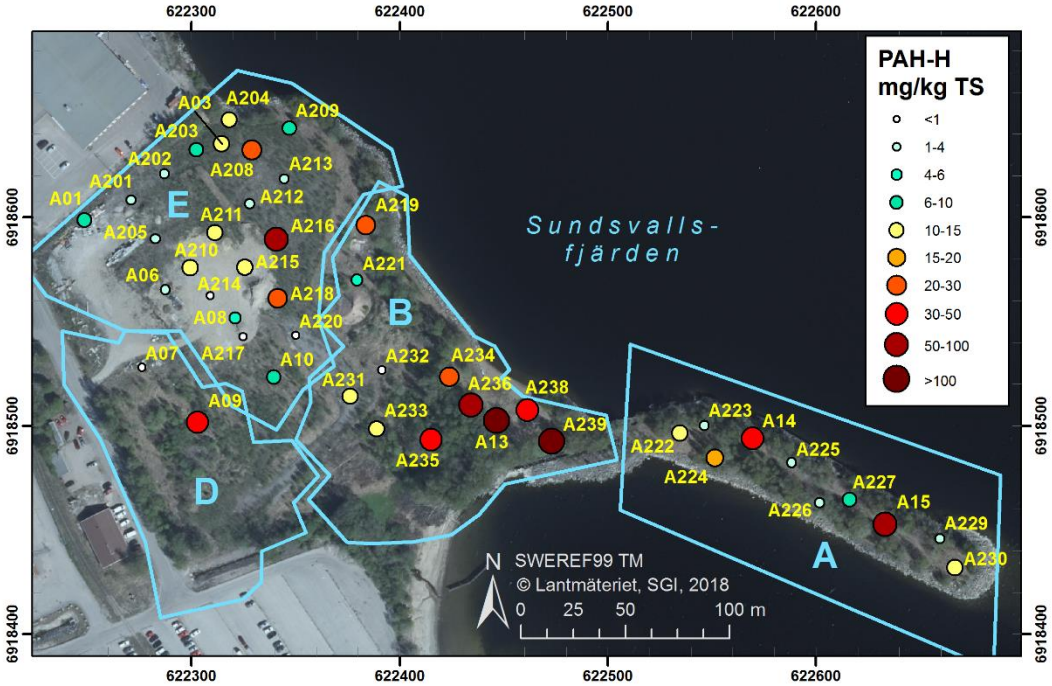
## 1.4 Tidigare utredningar

På området Kubikenborg har industriell verksamhet bedrivits sedan mitten av 1800-talet. Inledningsvis drevs ett sågverk under perioden 1857-1939, följt av en fönsterfabrik 1941-

1966. I anslutning till sågverket har impregnering genom doppning förekommit. I sydvästra delen av fastigheten har kolning skett (WSP, 2010). År 1964 förvärvades fastigheten Skönsmon 2:12 av Sundsvalls kommun.

Föroreningssituationen inom området har under åren undersökts i flera omgångar. En huvudstudie publicerades 2015 (Hifab, 2015). Både i huvudstudien och i tidigare undersökningar har objektet placerats i riskklass 1 enligt MIFO-metodiken (Metod för inventering av förorenade områden, Naturvårdsverket, 1999). Området är förorenat av PAH och tungmetaller men även andra organiska föroreningar har påträffats i halter över riktvärden på vissa delar av fastigheten. Dioxin, klorfenoler, bensen, 1,2-dikloretan DDT och PCB har uppmätts i halter över MKM men dioxin, pentaklorfenol och PCB endast i område E, i en del av området som ej ingår i denna studie.

Inom huvudstudien har förslag till platsspecifika riktvärden (PSRV) och acceptabla resthalter tagits fram. PAH-halter över platsspecifika riktvärden förekommer framför allt i ytlig jord och det är framför allt tyngre PAH (ämnesgruppen PAH-H) som överstiger riktvärden (Tabell 4, Figur 2). Djupare ner (>1 m djup) har även metaller och andra föroreningar över riktvärden påträffats (Hifab 2015). Enligt huvudstudien blir i huvudsak PAH styrande för åtgärdernas omfattning. Vid bedömning utifrån platsspecifika riktvärden blir skyddet av markmiljön styrande för ämnesgrupperna PAH-L och PAH-H. Markmiljödelen av riktvärdet ($E_{MKM}$) har inte bedömts platsspecifikt inom huvudstudien utan är samma som i de generella riktvärdena.




Figur 2. Koncentration av PAH-H i ytlig jord (prover 0-0,2 mumy och 0-0,5 mumy) från tidigare undersökningar. Gula, orange och röda punkter visar koncentrationer över platsspecifika riktvärden (10 mg/kg TS). Det platsspecifika riktvärdet har samma värde som markmiljödelen av riktvärdet (Tabell 4).

I huvudstudien delades objektet in i fem egenskapsområden (A-E). Egenskapsområdena baserades på de olika verksamheter som bedrivits inom området:

- Område A - Upplagsplats och lastplats.
- Område B - Upplagsplats, spånhus, transportband för sågade trävaror.
- Område D - Kolgård, kolmilor, kolupplag.
- Område E - Sågområdet: såghus, doppningsplats, upplag av sågade trävaror.

I huvudstudien undersöktes om PAH i ytliga jordar kan ha sitt huvudsakliga ursprung i atmosfäriskt nedfall från det närliggande aluminiumsmältverket. PAH-sammansättningen i ytjorden på Skönsmon 2:12 jämfördes med analysdata (mark-, luft- och nedfall) från smältverkets område men det gick inte att visa att aluminiumsmältverket är en huvudsaklig källa till PAH:er i ytjord på området.

Tabell 4. Ämnen med halter över riktvärden inom området. I tabellen framgår uppmätt maxhalt (MH) i jordprofilen och den framräknade representativa halten (RH) på djupet 0-1 m för respektive ämne och område (Tabell 11 i Hifab, 2015).

| Ämne (mg/kg TS) | MKM[1] | PSRV[2] | $E_{MKM}$[3] | Område A | | Område B | | Område D | | Område E | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | MH | RH | MH | RH | MH | RH | MH | RH |
| Ba | 300 | 300 | 300 | <MKM | | 744 | 240 | <MKM | | <MKM | |
| Cu | 200 | 200 | 200 | <MKM | | 201 | 56 | <MKM | | <MKM | |
| Pb | 400 | 400 | 400 | <MKM | | 611 | 220 | <MKM | | <MKM | |
| Zn | 500 | 500 | 500 | 833 | 310 | 1250 | 420 | 510 | 380 | 720 | 190 |
| Sb | 30 | 40 | 40 | <MKM | | 164 | 7,6 | <MKM | | <MKM | |
| Benzen | 0,04 | 1,0 | 50 | 1,2 | 0,7 | <MKM | | <MKM | | <MKM | |
| PAH-L | 15 | 15 | 15 | <MKM | | 28 | 6,2 | <MKM | | <MKM | |
| PAH-M | 20 | 20 | 40 | 69 | 21 | 1100 | 320 | 37 | --[4] | 95 | 10 |
| PAH-H | 10 | 10 | 10 | 79 | 23 | 720 | 220 | 51 | 60 | 67 | 11 |
| 1,2-dikloretan | 0,06 | | | 1,5 | 0,92 | <MKM | | <MKM | | 0,4 | 0,14 |

[1] Riktvärde för mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket, 2009).
[2] Platsspecifikt riktvärde från huvudstudien (Hifab, 2015).
[3] $E_{MKM}$ = riktvärde för markmiljö ($E_{MKM}$ av generellt riktvärde för MKM är samma som $E_{MKM}$ av PSRV).
[4] Olika representativa halter anges i huvudstudien. Oklart vilken som stämmer.

Utöver de undersökningar som redovisas i huvudstudien har fem ytliga samlingsprover (0-0,2 mumy) tagits inom området (WSP, 2010). De platsspecifika riktvärdena överskreds i dessa framför allt av PAH (Tabell 5). Övriga ämnen som analyserades hade halter under MKM i dessa prover (metaller, dioxin och andra organiska ämnen).

Tabell 5. Uppmätta halter PAH i fem ytliga samlingsprover. Halter > $E_{MKM}$ är markerade med fet stil.

| Prov | AS1 | AS2 | AS3 | AS4 | AS5 | PSRV[1] | $E_{MKM}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Inom delområde[2] | E | E | D/E | B | A | | |
| Djup (m) | 0-0,2 | 0-0,2 | 0-0,2 | 0-0,2 | 0-0,2 | | |
| PAH-L (mg/kg TS) | 0,26 | 0,3 | 1,02 | 3,37 | 3,64 | 15 | 15 |
| PAH-M (mg/kg TS) | 6,79 | 7,87 | **102** | **61,6** | **66,6** | 20 | 40 |
| PAH-H (mg/kg TS) | **10,7** | **14,3** | **79,9** | **30,1** | **81,2** | 10 | 10 |

[1] PSRV = platsspecifika riktvärden från huvudstudien (Hifab, 2015).
[2] Områdena för ytliga samlingsprover överensstämmer inte helt med egenskapsområden A-E och täcker inte in hela egenskapsområdena.

Utifrån huvudstudien är den generella bilden att det finns ett saneringsbehov av ytlig jord (0-1 m) med avseende på PAH-M och PAH-H. Inom egenskapsområde E finns även halter av PCB över platsspecifika riktvärden på 0-1 m djup. Inom delar egenskapsområde E finns även behov av åtgärder för djupare liggande PCB-förorenade marklager. Denna del av fastigheten ingår inte i föreliggande undersökning.

Efter huvudstudien gjordes ett inledande test för att undersöka PAH:s platsspecifika biotillgänglighet och få en indikation på risker kopplat till biotillgängliga halter istället för totalhalter. Med hjälp av ett så kallat POM-test (Arp *et al.*, 2014; Enell *et al.*, 2016) analyserades PAH-koncentrationer i porvatten. Koncentrationerna jämfördes med riktvärden för markvatten som motsvarar samma skyddsnivå för markmiljön som Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning (se avsnitt 1.3.2). Den sammanlagda risken av PAH i porvattnet uppskattades också genom att beräkna så kallade toxiska enheter (Toxic unit, TU, se avsnitt 3.5.5). Resultaten indikerade låg biotillgänglighet av PAH och ingen risk för negativa effekter på markekosystemet. Halterna PAH i detta prov var dock relativt låga (PAH-L = 0,61 mg/kg TS, PAH-M = 9,8 mg/kg TS och PAH-H = 14 mg/kg TS) jämfört med vad som uppmätts på området (se Figur 2). Endast PAH-H låg således över $E_{MKM}$. Trots det indikerar det inledande testet att biotillgängligheten av PAH var låg och att saneringsbehovet med avseende på risker för markmiljön skulle kunna vara betydligt mindre än vad en jämförelse med riktvärden för markmiljö baserade på totalhalter i jord indikerar.

## 1.5 Mål med denna studie

Denna rapport redovisar en fördjupad ekologisk riskbedömning för det förorenade området på Skönsmon 2:12. Målet med rapporten är att avgöra i vilken utsträckning de PAH- och metallföroreningar som finns på Skönsmon 2:12 riskerar att påverka markmiljön på fastigheten negativt och om det finns behov av åtgärder för att minska riskerna.

Ett parallellt syfte med projektet är att testa, och vidareutveckla, metoder för provtagning, analys och utvärdering av risker för markmiljön. Dessa erfarenheter kommer att utgöra ett viktigt underlag för en kommande vägledning för ekologisk riskbedömning. Data från

projektet kommer också, i samarbete med forskningsprojektet APPLICERA (Formas projekt 210-2014-87), att utvärderas vidare och publiceras i vetenskapliga artiklar.

# 2. Ekologisk riskbedömning

Det finns en lång rad utmaningar att hantera vid fördjupade, platsspecifika ekologiska riskbedömningar. Skyddsobjektet består här av ett helt ekosystem, med tusentals olika organismer, alltifrån bakterier, svampar och växter till högre djur som möss och fåglar, vilka även interagerar i komplexa näringsvävar. Enligt Naturvårdsverkets vägledningsmaterial (Naturvårdsverket, 2009) bör skyddet för markmiljön i en riskbedömning utgå från att ett områdes ekosystem ska ha förmåga att utföra de funktioner som förväntas inom ramen för den tänkta markanvändningen. Några exempel på funktioner som nämns är nedbrytning av organiskt material och cirkulation av kväve och fosfor. Vid framtagandet av de generella riktvärdena för skydd av markmiljön har utgångspunkten varit att markekosystemets funktioner kan uppfyllas om man skyddar ett visst antal arter/artgrupper, det vill säga att det finns en direkt koppling mellan funktion och skyddet av marklevande arter. De generella riktvärdena för känslig respektive mindre känslig markanvändning bedöms ge ett skydd för cirka 75 respektive 50 procent av de marklevande arterna inom det förorenade området. Ansatsen är rimlig som utgångspunkt i en generell riskbedömning, men modellen tar till exempel inte hänsyn till att föroreningars biotillgänglighet, till exempel på grund av så kallade åldringseffekter, kan vara avsevärt lägre i verkligt förorenade områden än de var i de ekotoxikologiska försök som ligger till grund för de generella riktvärdena. Inte heller tas hänsyn till det faktum att organismerna i ett ekosystem över tid många gånger kan anpassa sig till en viss föroreningssituation.

## 2.1 Konceptuell modell markmiljö Skönsmon 2:12

Det aktuella området är framför allt förorenat med PAH men även förhöjda halter av metaller förekommer. Andra organiska föroreningar har identifierats på fastigheten men i huvudsak på delar av området som inte omfattas av denna studie.

Föroreningarna härstammar från tidigare industriella aktiviteter. PAH härrör enligt huvudstudien (Hifab, 2015) främst från kolhantering och pråmslip. Delar av området kan också ha fyllts ut med förorenade massor och tidigare luftdeposition av PAH från närliggande aluminiumsmältverk har bidragit. PAH finns framför allt i övre delen av jordprofilen. Eftersom föroreningarna har legat länge på området (ofta sedan 1800-talet) har flyktiga ämnen, som lätta PAH, avgått till atmosfären i stor utsträckning medan tyngre PAH, särskilt PAH-H, finns kvar.

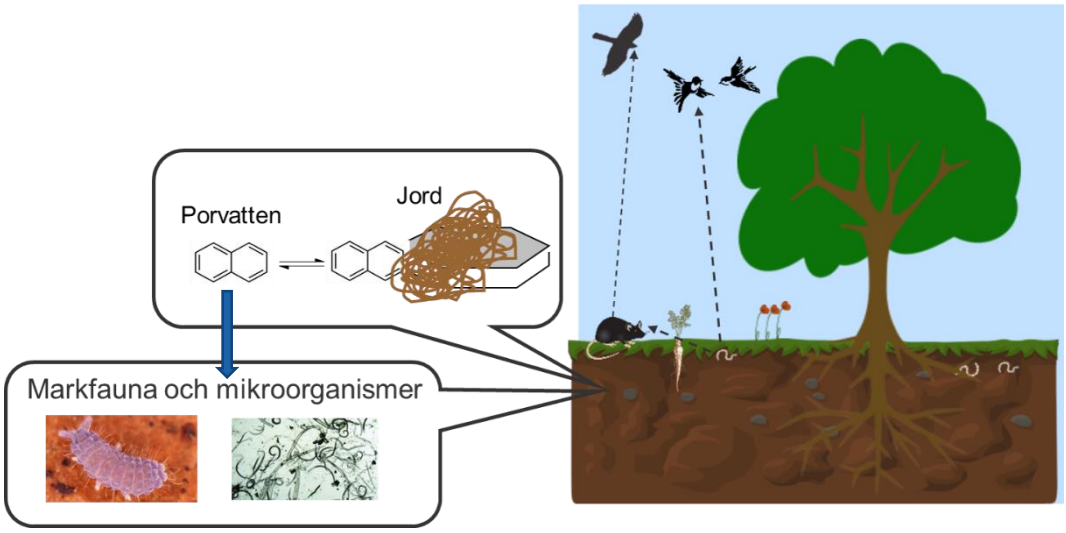
Såväl människor som vistas inom området som miljön kan exponeras för föroreningarna. Denna studie fokuserar uteslutande på skyddsobjektet markmiljö. Markmiljön består av ett helt ekosystem av organismer omfattande allt från bakterier och växter till större djur (Figur 3). De PAH som kan tas upp, det vill säga är biotillgängliga, är framför allt de som kan lösas ut i vattenfas (Figur 3). Markorganismerna, såsom nematoder, hoppstjärtar och

maskar, exponeras för förorening via markens porvatten. Maskar tar också upp föroreningar ifrån jord som de äter. Även växter tar upp föroreningar från markens vatten.

Att markens funktioner (till exempel omsättning av organiskt material och näringsämnen) fungerar är centralt för att upprätthålla ett markekosystem. Denna studie fokuserar på markfunktioner och på organismer som lever i marken och därmed exponeras direkt för markföroreningar.

Det finns också en potentiell risk för sekundära effekter av föroreningar, det vill säga exponering av djur högre upp i näringskedjan, till exempel möss och småfåglar som äter mask och rovfåglar som i sin tur livnär sig på dem (Figur 3). I denna studie beaktas exponering av småfåglar och möss översiktligt men inte rovfåglar.

Halterna av PAH är högst i övre delen av markprofilen. Den biologiska aktiviteten avtar generellt längre ner i markprofilen. Det översta markskiktet är i allmänhet ca 20 cm tjockt inom området. Undersökningar har därför koncentrerats till markprofilens översta 20 cm men vissa analyser har utförts ner till 50 cm djup.



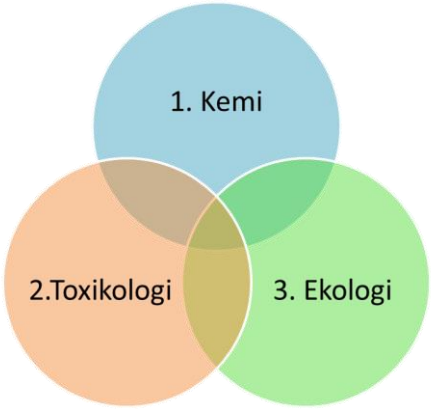

Figur 3. Konceptuell bild över exponering av skyddsobjekt kopplade till markmiljö på Skönsmon 2:12.

## 2.2 Triad-metodiken

Riskbedömningen av effekter på markekosystemet på Skönsmon 2:12, som redovisas i denna rapport, är baserad på den så kallade Triad-metodiken (Jensen och Mesman, 2006; Jones *et al.*, 2009). Den bygger på en sammanvägning av mätningar inom tre olika undersökningslinjer: (1) kemiska analyser, (2) toxikologiska mätningar, samt (3) ekologiska mätningar (Figur 4). Inom varje undersökningslinje skalas resultatet mellan 0 och 1. I den kemiska undersökningslinjen används lämpliga riktvärden vid skalningen, medan man i de biologiskt baserade undersökningslinjerna använder sig av resultat från opåverkade referensprover vid skalningen. Slutresultatet är ett geometriskt medelvärde för de tre olika

undersökningsleden, vilket motsvarar ett riskvärde mellan 0 och 1 istället för ett kritiskt koncentrationsvärde. I Nederländerna är Triad-metodiken idag ett officiellt rekommenderat tillvägagångssätt vid ekologiska riskbedömningar (Swartjes *et al.*, 2012) och den finns även publicerad som en internationell standard (ISO 19204).

I den ekologiska riskbedömningen på Skönsmon 2:12 har fokus legat på en fördjupad kemisk undersökning, vilken bland annat inbegriper en analys av föreningarnas biotillgänglighet, samt en fördjupad ekologisk undersökning. Toxikologiska undersökningar har inte genomförts inom uppdraget. Termen ”Diad” kommer därför att användas i denna rapport istället för ”Triad”, eftersom undersökningen inkluderar två undersökningslinjer, men principerna vad gäller utförande, beräkning och tolkning är identiska med Triad-metodiken (ISO 19204).




Figur 4. I Triad-metodiken kombineras mätningar i de tre olika undersökningsleden.

## 2.3 Sekundära effekter

Då Naturvårdsverkets generella riktvärden tagits fram har man för vissa ämnen beaktat även effekter på djur som inte lever direkt i jorden (fåglar och däggdjur som vistas inom området). Dessa effekter på djur högre upp i näringskedjan kallas sekundära effekter.

För vissa ämnen har en bedömning gjorts att de generella riktvärden som är ansatta för skydd av markmiljö (oftast riktvärden för känslig markanvändning, KM) även tar höjd för effekter på till exempel för fåglar och däggdjur som söker föda inom ett förorenat område (Naturvårdsverket, 2009). De markmiljöriktvärden för PAH som tagits fram för MKM-områden bedöms dock inte ge något skydd för sekundära effekter (Naturvårdsverket, 2017). Dessa risker beaktas inte heller i Triad-metodiken. I den ekologiska riskbedömningen på Skönsmon 2:12, har sekundära effekter på småfåglar och möss tagits med men genom beräkningar av mer generell karaktär eftersom platsspecifik information om högre arter saknas för området.

# 3. Genomförande

## 3.1 Val av provpunkter

Inför provtagningen delades området preliminärt in i delområdena H, M, L1 och L2 utifrån förväntade föroreningshalter av 16 PAH baserat på tidigare undersökningar (Tabell 6). I område H ”höga halter” förväntades halter upp till över 200 mg/kg PAH-16, i område M med ”medelhöga halter” förväntades framför allt halter på 50-200 mg/kg av PAH-16 och i de ”lågförorenade” områdena L1 och L2 i huvudsak halter <50 mg/kg PAH-16. I de delar av området där nya massor lagts ut i samband med eller efter tidigare sanering togs inga prover. Totalt placerade 50 provpunkter ut. För att placera ut punkterna delades delområdena in i rutor. Rutnätet gjordes tätare i mer förorenade områden och glesare i mindre förorenade områden. I varje ruta slumpades koordinater för en provpunkt ut (Bilaga 1). För att lägga rutnätet och slumpa ut proverna användes GIS-program (ArcGIS Desktop v10.3.1). Provpunkter som vid slumpningen hamnade i rutor som till större delen låg utanför det aktuella delområdet togs inte med i provtagningen. Provpunkter som i slumpningen fick en uppenbart olämplig placering, till exempel i svallat material på stranden, flyttades inom rutan (Bilaga 1). Provpunkterna döptes enligt principen FF 17:x och märkes ut och mättes in innan provtagningen. Slutgiltiga koordinater för provpunkterna finns i Bilaga 1. Efter resultat av totalhaltsanalyser flyttades gränsen mellan område H och område L2 något åt öster för att få bättre överensstämmelse i PAH-halter inom områdena. Det innebär att punkterna FF 17:14, FF 17:19 och FF 17:20 i utvärderingen tillhör område L2.

Generellt var det översta jordlagrets djup i området ca 20 cm och provtagningsdjupet begränsades till detta djup för undersökningar av ekologiska responsvariabler. Föroreningshalter (PAH och metaller) analyserades även i djupare marklager (20-50 cm) i samma provpunkter.

Tabell 6. Placering av provpunkter

| Delområde | Förväntad föroreningsnivå PAH | Storlek ($m^2$) | Antal prover | Storlek rutnät | Provpunkter |
|---|---|---|---|---|---|
| **H** | ”Höga halter” | 1985 | 20 | 10×10 m | FF 17:1-FF 17:20[1] |
| **M** | ”Mellanhöga halter” | 12125 | 18 | 25×25 m | FF 17:21- FF 17:38 |
| **L1** | ”Låga halter” | 6277 | 5 | 30×30 m | FF 17:39- FF 17:43 |
| **L2** | ”Låga halter” | 8912 | 7 | 30×30 m | FF 17:44-FF 17:50 |

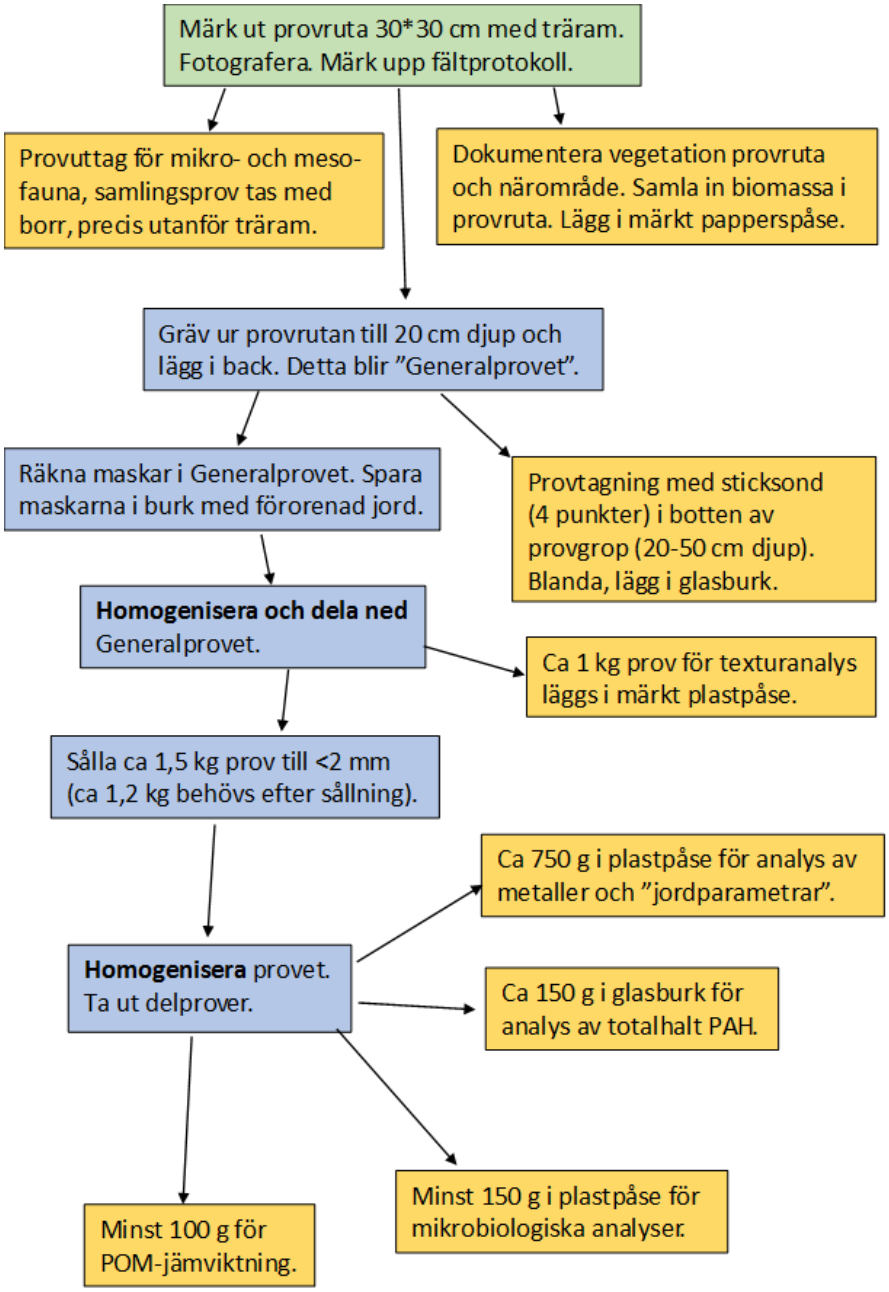
[1] Gränsen mellan H och L2 flyttades efter de första resultaten. FF 17:14, 17:19 och 17:20 tillhör i utvärderingen område L2.

## 3.2 Provtagning

Provtagningen genomfördes 6-8 september 2017. Vid varje provpunkt märktes en provruta ut med hjälp av en träram på 30 × 30 cm (Figur 5). Från 0-20 cm djup i denna ruta togs prover för alla analyser utom mikrofauna (nematoder) och mesofauna (hoppstjärtar). Prover för nematoder och hoppstjärtar togs med jordborr i anslutning till (precis utanför) rutan. På 20-50 cm djup togs även ut prover för analys av PAH och metaller med en sticksond. Provtagningen sammanfattas i flödesschema i Figur 6. Mer detaljerad information om provtagning och provhantering finns i provtagningsplanen som bifogas som Bilaga 2.

Det är viktigt att de ekologiska responsvariablerna utvärderas med hänsyn till fysiska och andra störningar som kan påverka förutsättningarna för de marklevande djuren så som tramp på stigar, körning av fordon, gödsling mm (Jones *et al.*, 2009) . Därför har provtagning från kör-ytor och stigar undvikits.

Figur 5. Exempel på provtagningsrutor 30 × 30 cm, provpunkt FF 17:2, FF 17:5, FF 17:8 och FF 17:49.




Figur 6. Flödesschema för provtagning och uttag av prover för olika typer av analyser och undersökningar.

## 3.3 Sammanfattning av utförda undersökningar

En sammanfattning av genomförda undersökningar finns i Tabell 7. De olika undersökningarna presenteras kort under separata rubriker. Metodbeskrivningar för de analyser som inte utförts enligt standarder på ackrediterat laboratorium bifogas som Bilaga 3.1-3.6.

Tabell 7. Undersökningar på Skönsmon 2:12 med syfte att utgöra underlag för markkvalitet (M), kemiska (K) och ekologiska (E) indikatorer i Diaden samt övriga analyser (Ö).

| Typ av underlag | Undersökning | Förklaring |
|---|---|---|
| **M** | Texturanalys | Kornstorleksfördelningen i varje provpunkt, anges som % ler, silt, sand och grus (avsnitt 3.4.1). Indata till SF-Box (avsnitt 3.4.3). |
| **M** | Näringsämnen, pH med mera | Analys av pH, koncentrationer kol, organiskt kol, kväve och fosfor i marken, (avsnitt 3.4.2). Indata till SF-Box (avsnitt 3.4.3). |
| **K** | Totalkoncentration av PAH i jord | Analys av totalhalter av 16 PAH i jord (avsnitt 3.5.1). Resultaten används för beräkning av Koc (avsnitt 3.5.4) och som underlag i riskbedömningen. |
| **K** | Totalkoncentration metaller i jord | Analys av totalkoncentrationer metaller i jord (avsnitt 3.5.2). Används för beräkning av toxisk potential (TP, avsnitt 6.2.3) |
| **K** | Porvattenkoncentration av ”fria” PAH | Analys av ”fria” PAH i porvattnet genom passiv provtagning med POM-membran (avsnitt 3.5.3). Resultat används för beräkning av Koc och TP. |
| **E** | Makrofauna: daggmaskar | Antal maskar räknas. Maskarna artbestäms (avsnitt 3.6.1). |
| **E** | Mesofauna; hoppstjärtar | Antal och arter av hoppstjärtar bestäms (avsnitt 3.6.2). |
| **E** | Mikrofauna; nematoder | Antal, arter och olika grupper av nematoder bestäms (avsnitt 3.6.3). |
| **E** | Kolmineralisering (substratinducerad respiration) | Kolmineraliseringen i prover mäts genom tillsatts av olika kolkällor och mätning av bildad koldioxid (avsnitt 4.3.5). |
| **E** | Kväveomsättning | Kvävecykelns olika steg undersöks genom att undersöka mikroorganismers aktivitet och diversiteten hos populationen med DNA-baserade metoder (avsnitt 3.6.4). |
| **Ö** | Vegetation och biomassa av växter | Dokumentation av vegetation/vegetationstyper och invägning av biomassa (växter, torkade) i provrutor. |
| **Ö** | PAH i daggmask | Upptag av PAH. Koncentration i masken per gram fettvävnad analyseras (3.5.5). Används för att uppskatta risker för maskar (avsnitt 6.2.5) och maskätande djur (avsnitt 5). |

## 3.4 Undersökning av markkvalitet

De flesta ekologiska indikatorer är beroende av markfaktorer som inte har med föroreningsnivå att göra, till exempel näringsstatus, pH-värde och vattenhållande förmåga. För att bedöma om en viss ekologisk effekt beror av föroreningsnivå eller markens kvalitet behövs ett verktyg som kan klassificera jordarna utifrån deras förutsättningar att upprätthålla en god ekologisk funktion, oavsett föroreningsnivå. Vi har i denna studie använt ett nytt Excelbaserat beräkningsverktyg, SF-Box (Volchko *et al.*, 2014, 2018). För klassificeringen behövs information om kornstorleksfördelning, näringsämnen, kolinnehåll och pH.

### 3.4.1 Texturanalys

I texturanalysen undersöks kornstorleksfördelningen i provet. Resultatet fås som en siktkurva och kan delas upp i kornstorleksklasser. Kornstorleksfördelningen visar bland annat på jordens vattenhållande förmåga. Siktkurvan gjordes enligt metod SS-ISO 11 277.

### 3.4.2 Näringsämnen, kol och pH

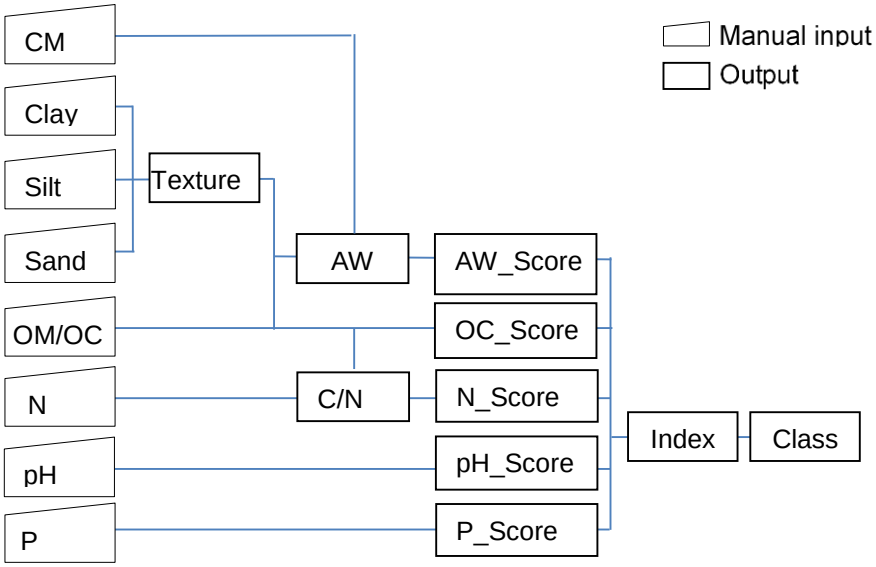
Analyserna utfördes av Eurofins enligt nedanstående metoder:

Tabell 8. Metoder för analys av olika markkvalitetsindikatorer.

| Markkvalitetsindikatorer | Analys | Standard |
|---|---|---|
| **pH** | pH mätt i vatten | SS-ISO 10390:20 |
| **Tot-C** | Kolinnehåll | EN 13137:2001 |
| **TOC och TIC** | Innehåll av organiskt kol, innehåll av oorganiskt kol | SS-EN 13137:2001 Metod appl. A |
| **Kväve (N)** | Kväveinnehåll ”Kväve Kjeldahl” | SS-EN 13342 |
| **Fosfor (P)** | Innehåll av fosfor ”Olsen P” | ADAS, metod 59 |

### 3.4.3 Utvärdering med SF-Box

Den grundläggande idén med SF-Box bygger på att det går att beskriva den ”potentiella markkvaliteten” genom ett antal nyckelvariabler som sedan ligger till grund för ett antal markkvalitetsindikatorer (Figur 7). Markkvalitetsindikatorerna utgörs av tillgängligt vatten (AW_score), organiskt material (OC_score), kvävestatus (N_score), pH-värde (pH_score) och fosfortillgänglighet (P_score). Dessa skalas mellan 0 och 1, där 1 betyder mycket bra och 0 mycket dålig. En mer detaljerad beskrivning av modellen och hur skalningen går till framgår av Volchko *et al.* (2018).




Figur 7. Indata till SF Box för att beräkna de olika markkvalitetsindikatorerna (modifierad efter Volchko et al., 2014). CM – innehåll av grovt material (>2 mm), OM – organiskt material, OC – organiskt kol, N – totalkväve, P – tillgänglig fosfat, AW – tillgängligt vatten, C/N – kol/kväve-kvot. AW_Score, OC_Score, N_Score, pH_Score och P_Score är beräknade värden för markkvalitetsvariablerna: tillgängligt vatten, organiskt kol, kvävestatus, pH, och tillgänglig fosfat.

## 3.5 Kemiska analyser av föroreningar

### 3.5.1 Totalkoncentration av PAH i jord

PAH i de översta 20 cm av jordprofilen identifierades och kvantifierades vid Örebro Universitet, enligt bifogad metodbeskrivning (Bilaga 3.1). I prover från 20-50 cm djup analyserades även halter av PAH av Eurofins enligt ISO 18287:2008.

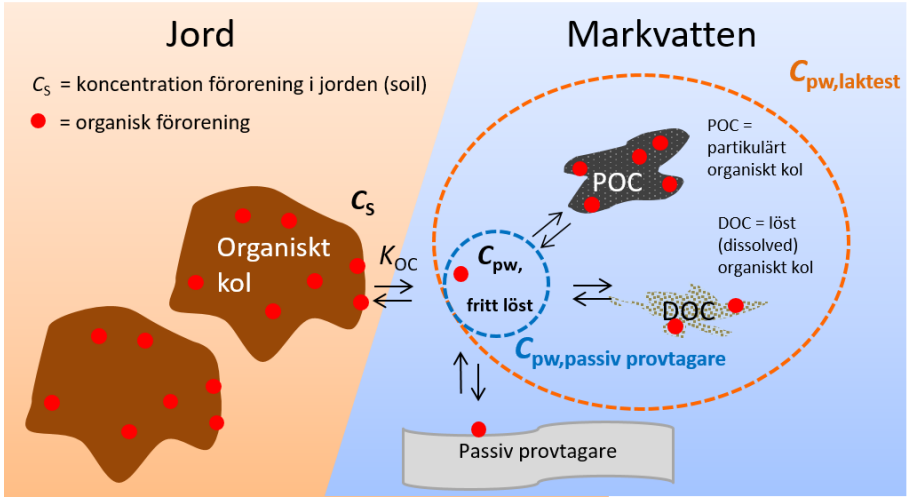
### 3.5.2 Totalkoncentration av metaller i jord

Halter av metaller och andra grundämnen (33 st) i jordprover från 0-20 cm djup och 20-50 cm djup analyserades av Eurofins enligt EN ISO 17294-2.

### 3.5.3 Koncentration av ”fri” PAH i porvatten

Den fritt lösa porvattenkoncentrationen, ($C_{pw}$), av 16 PAH undersöktes med hjälp av POM-metoden (Arp *et al.*, 2014; Josefsson *et al.*, 2015). POM-metoden utförs som ett laktest (skaktest), men genom att använda en passiv provtagare, gjord av poly-oxy-metylen (POM), kan man mäta vad som är fritt löst i vattnet utan att få med bidrag från partiklar och löst organiskt kol, se Figur 8 (Enell *et al.*, 2016). Den fritt lösta koncentrationen

har i flera studier visat sig korrelera med biotillgänglighet. Flera studier har t ex. rapporterat goda korrelationer mellan porvattenkoncentrationen av PAH och koncentrationen i maskar i åldrade förorenade jordar (van der Wal *et al.*, 2004; Bergknut *et al.*, 2007; Jonker *et al.*, 2007; Gomez-Eyles *et al.*, 2012; Cachada *et al.*, 2014).




Figur 8. Principskiss för PAH-fördelning i POM-försök.

Skaktest enligt POM-metoden på samtliga 50 jordprover från 0-20 cm djup, extraktion av PAH från POM-remsor och analys av PAH i extrakt utfördes av SLU, Institutionen för Vatten och miljö (metodbeskrivning i Bilaga 3.2).

### 3.5.4 Platsspecifik sorption av PAH i jord, beräkning av Koc

Fastläggningen (sorptionen) av PAH i jord kan beskrivas med den så kallade fördelningskoefficienten för organiskt kol ($K_{OC}$). Denna koefficient är platsspecifik och beskriver i vilken utsträckning föroreningen fördelar sig mellan markporvattnet och jordens innehåll av organiskt kol då systemet är i jämvikt:

$$K_{OC} = \frac{C_s}{(C_{pw,fritt\ löst} * foc)} \qquad \text{(Ekv. 1)}$$

$C_S$ i ekvation 1 är koncentrationen av PAH i jord (mg/kg$_{jord}$). $C_{pw,fritt\ löst}$ är koncentrationen av fritt löst PAH i porvattnet (mg/L) bestämt med POM-test (se avsnitt 3.5.3) och $f_{OC}$ är fraktionen organiskt kol i jorden ($f_{OC}$ = %TOC/100). $K_{OC}$ bestämdes med ekvation 1 i alla provpunkter för djupet 0-20 cm där koncentrationer av PAH uppmättes över rapporteringsgräns.

### 3.5.5 Sammanlagd toxisk effekt av PAH

Den sammanlagda möjliga toxiska effekten av de 16 PAH som undersökts kan bedömas utifrån biotillgängliga halter av PAH (den fritt lösa porvattenkoncentrationen, $C_{pw}$) och

uttrycks i toxiska enheter (Toxic Unit, TU). Först utvärderas effekten av varje enskild PAH genom att jämföra uppmätt porvattenkoncentration med valt riktvärde:

$$TU_{PAH-i} = \frac{C_{pw,PAH-i}}{Riktvärde_{PAH-i}} \qquad \text{(Ekv. 2)}$$

Sedan summeras de toxiska enheterna för samtliga 16 PAH:

$$TU_{PAH-16} = \sum_{i=1}^{16} \frac{C_{pw,PAH-i}}{Riktvärde_{PAH-i}} \qquad \text{(Ekv. 3)}$$

Ett summa TU-värde >1 indikerar risk i förhållande till det valda riktvärdet. I denna utvärdering har vi valt att först jämföra mot $MPC_{eco,water}$, som motsvarar skydd av 95 % av arterna och därefter mot $SRC_{eco,water}$, som motsvarar skydd av 50 % av arterna, Tabell 3.

### 3.5.6 Föroreningars toxiska potential

Ett annat sätt att uppskatta den kombinerade risken av blandningar av föroreningar i ett prov är att beräkna toxisk potential (toxic pressure, TP). Denna beräkning bygger på samma princip som TU-värde, det vill säga att man jämför enskilda ämnens uppmätta halter med riktvärdet för respektive ämne och sedan summerar dessa. Men en viktig skillnad är att TP-värdet aldrig kan bli större än 1. Man kan säga att TP-värdet är ett mått på hur mycket föroreningshalterna avviker från riktvärdena på en normaliserad skala mellan 0–1.

Ett TP-värde som är nära 0 betyder att föroreningshalterna är mycket låga i relation till valda riktvärden och att den kombinerade risken av blandningen kan ses som låg. Ett värde nära 1 indikerar att flera av föroreningshalterna överskrider riktvärdet och att den kombinerade risken kan vara hög. Det är viktigt att komma ihåg att TP-värden (graden i vilka uppmätta föroreningshalter överskrider riktvärdet) inte är ett mått på de faktiska riskerna, utan en indikation av de potentiella riskerna.

TP beräknas genom att först räkna ut den toxiska potentialen för varje enskilt ämne ($TP_i$) eller ämnesgrupp, genom följande ekvation (Ekv. 4):

$$TP = \frac{1}{1+e^{-log\left(\frac{uppmätt\ halt}{riktvärde}\right)\times\beta^{-1}}} \qquad \text{(Ekv. 4)}$$

där riktvärdet och parametern β har bestämts för varje ämne genom framtagandet av en artkänslighetsfördelningskurva. Därefter räknas dessa värden ihop till ett samlat TP-värde (på det sätt som visas nedan i Ekv 5). För mer detaljerad beskrivning, β-värden etc, se Bilaga 4.

TP kan beräknas utifrån totalhalter eller biotillgängliga halter. I en översiktlig riskbedömning har man oftast ingen information om biotillgängligheten av föroreningen, men finns sådan information kan ett mer platsspecifikt TP-värde beräknas. I beräkning för Sköns-

mon 2:12 har vi tagit hänsyn till biotillgängligheten för PAH-16, Cu, Pb och Zn och beräknat den biotillgängliga toxiska potentialen i de 50 studerade provpunkterna (0-20 cm). För att tydliggöra detta har vi kallat det samlade värdet för $TP_{bio}$:

$$TP_{bio} = 1 - ((1 - TP_{\mathrm{PAH}}) \cdot (1 - TP_{\mathrm{Cu}}) \cdot (1 - TP_{Pb}) \cdot (1 - TP_{Zn})) \qquad \text{(Ekv. 5)}$$

**TP för PAH:**
För beräkning av $TP_{PAH}$ använde vi porvattenskoncentrationer (uppmätta med POM) som relaterats till riktvärden för vatten, härledda för att skydda av 50 % av arterna (Verbruggen, 2012), det vill säga, samma skyddsnivå som de svenska riktvärdena för *Mindre känslig markanvändning* (Tabell 2). $TP_{PAH}$ erhölls således genom att först räkna ut $TU_{PAH\text{-}16}$ med Ekv. 3, varefter $TP_{PAH}$ erhölls från Ekv. 4 genom att sätta in $TU_{PAH\text{-}16}$ för ”uppmätt halt/riktvärde”.

**TP för metaller:**
För metaller varierar biotillgängligheten med markegenskaper som pH och organisk halt, men även åldringseffekter påverkar biotillgängligheten. Åldring innebär att metallerna diffunderar in i markpartiklarnas inre delar och blir på så sätt blir mindre tillgängliga för att reagera med marklösningen eller marklevande organismer. Olika metaller påverkas olika av markens egenskaper och åldringsfenomenet. Om de platsspecifika markegenskaperna är kända kan man beräkna platsspecifika biotillgänglighetskorrigerade riktvärden baserade på totalhalter. För dessa beräkningar använde vi beräkningsprogrammet ”Soil PNEC calculator” (http://projects.swedgeo.se/ibracs/?page_id=403), vilket kan laddas ner kostnadsfritt från https://www.arche-consulting.be/tools/soil-pnec-calculator/. Platsspecifika biotillgänglighetskorrigerade riktvärden beräknades för Cu, Pb och Zn för varje enskild provpunkt baserat på den provpunktens pH, lerhalt och halt organiskt kol. De valda riktvärdena är härledda för att skydda 50 % av arterna (samma skyddsnivå som de svenska riktvärdena för *Mindre känslig markanvändning*). Resultatet finns sammanfattat i Tabell 9 och värden för varje enskild provpunkt redovisas i Bilaga 4. De biotillgänglighetskorrigerade riktvärdena användes sedan som riktvärde i Ekv. 4 för att beräkna TP för varje enskild metall och provpunkt.

Tabell 9. Platsspecifika HC50-värden (50 % av arter skyddas) beräknade för varje provpunkt med ”Soil PNEC calculator” och justerade med hänsyn till pH, lerhalt och halt organiskt kol.

| Metall | Platsspecifika HC50-värden, minsta – största (mg/kg) | Antagen bakgrundshalt (mg/kg) |
|---|---|---|
| **Pb** | 900-5490 | 15 |
| **Cu** | 92-1275 | 30 |
| **Zn** | 473-2330 | 70 |

**Exempel på hur $TP_{bio}$ ska tolkas:**
Ett $TP_{bio}$-värde som är nära 0 betyder att biotillgängliga halter av Pb, Cu, Zn och PAH-16 är mycket låga i relation till riktvärden framtagna för att skydda 50 % av de marklevande arterna. Den kombinerade risken av blandningen kan då ses som mycket låg. Om endast en av föroreningarna finns närvarande i provet och dess halt är i nivå med riktvärdet blir $TP_{bio}$ = 0,5, men observera att höga TP-värden (>0,5) också kan erhållas i prover där ingen av föroreningarna finns i en halt som överskrider sitt riktvärde! Detta eftersom de enskilda TP-värdena läggs ihop som produkter (Ekv 5).

### 3.5.7 Koncentration av PAH i mask

Koncentrationen av PAH i maskar undersöktes i mask från 25 av de 50 prover som togs från 0-20 cm djup. Urvalet baserades dels på förekomst av mask och dels på totalkoncentrationen av 16 PAH i jorden. Fler provpunkter med hög totalkoncentration PAH valdes ut för analys än provpunkter med låg PAH-koncentration.

Extraktion och analys av PAH samt bestämning av maskens fetthalt utfördes vid institutionen för vatten och miljö, SLU (metodbeskrivning i Bilaga 3.6). Resultaten normaliserades mot maskens fetthalt och rapporteras som ng PAH/ g fett. De användes för att uppskatta risk för sekundärförgiftning, det vill säga förgiftning beroende på förtärande av djur som innehåller förorening (i detta fall potentiell förgiftning av fåglar som äter mask).

## 3.6 Ekologiska undersökningar

### 3.6.1 Makrofauna: daggmaskar

Förekomsten av mask i provpunkterna undersöktes och analyserades enligt Bilaga 3.3. Antal maskar räknades i varje provpunkt och ”vuxna” maskar bestämdes till art och delades sedan i tre morfologiska grupper; epigeiska, endogeiska och aneciska daggmaskar. Dessa grupper har olika beteende. Epigeiska och aneciska maskar kan gå upp till ytan och äta löv eller annat organiskt material medan endogeiska maskar håller sig nere i jorden och rör sig mycket i jordprofilen. De endogeiska borde alltså kunna exponeras för föroreningar i större utsträckning än epigeiska och aneciska maskar De är också ofta den vanligaste typen av daggmask i skogsmarker (De Wandeler *et al.*, 2016). För daggmask användes tre olika responsvariabler i Diad-analysen (Tabell 10). Dessa viktades ihop till ett integrerat riskvärde för makrofauna, $IRV_{makrofauna}$ (se avsnitt 4.3.1).

Tabell 10. Responsvariabler för daggmask som används i Diad-analysen.

| Responsvariabel makrofauna | Enhet |
|---|---|
| **Artantal** | artantal/prov |
| **Antal maskar** | individer/$m^2$ |
| **Endogeiska maskar** | individer/$m^2$ |

### 3.6.2 Mesofauna; hoppstjärtar

För att undersöka effekter på mesofauna valde vi att studera hoppstjärtar. Hoppstjärtar (Collembola) är små (upp till 6 mm långa, men är ofta mycket mindre) marklevande djur som är vanligt förekommande i alla jordtyper. Till Diaden användes abundans och Shannon-index (Tabell 11) som viktades ihop till ett integrerat riskvärde för mesofauna, $IRV_{mesofauna}$ (se avsnitt 4.3.2). Abundansen är antalet individer som hittas i provet. Shannon-index är ett vanligt diversitetsmått inom ekologisk forskning som tar hänsyn till både artantalet och de enskilda arternas mängd (Ekv. 6). Shannon-index ökar med antal arter och med en jämn fördelning mellan de enskilda arterna.

$$\textit{Shannon-index} = -\sum_{i=1}^{s} \rho i \cdot \ln \rho i \qquad \text{(Ekv. 6)}$$

där $\rho$ är andelen av hela populationen hoppstjärtar som utgörs av art *i*, och *s* är totala antalet arter hoppstjärtar som påträffats i provet.

Ett högre Shannon-index representerar ett samhälle med större diversitet. Ett lågt index visar att det finns få arter av hoppstjärtar i provet och/eller att någon/några arter dominerar. Ett hoppstjärtsamhälle med endast en art får Shannon-index 0. Ett lågt index indikerar alltså att få arter av hoppstjärtar trivs vid de aktuella förhållandena, vilket kan bero på en föroreningspåverkan men också markförhållanden. Uppdelningen i markklasser efter olika markkvalitet är därför viktig för att kunna skilja ut påverkan av förorening.

Tabell 11. Responsvariabler och index för hoppstjärtar som används i Diad-analysen.

| Responsvariabel/index mesofauna | Enhet |
|---|---|
| **Shannon-index** | enhetslös |
| **Abundans (antal hoppstjärtar)** | individer/m$^2$ |

Prover togs från 0-10 cm och från 10-20 cm för att kunna studera effekter av djup, men i denna rapport redovisas endast ett sammantaget värde för det sammanslagna provdjupet 0-20 cm. Djuren drevs ut ur jordprover på laboratorium där de sedan räknades och identifierades, se detaljer i Bilaga 3.3.

### 3.6.3 Mikrofauna: nematoder

För effekter på mikrofaunan undersöktes nematoder. Nematoder är små maskar som lever i vattnet i markens porer. De är vanligt förekommande i de flesta jordar, även där få andra markdjur finns, och de har visat sig vara känsliga för föroreningar, bl. a tungmetaller (Korthals *et al.*, 1996; Jones *et al.*, 2009). De har därför föreslagits som lämpliga organismer att studera vid ekologisk riskbedömning (Rutgers *et al.*, 2001; Jensen och Mesman, 2006; ISO 19204). Som indata till Diaden valdes artantal, nematodindex (MI(2-5), se nedan) och andel bakterieätare (BF) (Tabell 12) som viktades ihop till ett integrerat riskvärde för mikrofauna, $IRV_{mikrofauna}$ (se avsnitt 4.3.3).

Nematodindexet Maturity Index (MI) (Bongers, 1990) beräknas genom att dela in de frilevande nematoderna i fem grupper, så kallade cp-klasser (där c=colonizers och p=persisters). Antalet nematoder inom respektive klass kvantifieras och ger en uppfattning om nematodsamhället är stört eller stabilt. MI(1-5) beräknas som det viktade medelvärdet av de fem klasserna:

$$MI(1-5) = \sum_{i=1}^{n} v(i) \times f(i) \qquad \text{(Ekv. 7)}$$

där *v(i)* är c-p-värdet (1-5) av taxa *i* och *f(i)* är frekvensen av taxan i provet (Bongers, 1990). MI kan därmed variera mellan värdet 1 och värdet 5.

Till klass 1 hör nematodarter som har kort generationstid och därmed kan föröka sig snabbt och anpassa sig efter en störning. Klass 5 består istället enbart av persistenta arter med lång generationstid som är känsliga för störningar, och därmed finns i stabila ekosystem. Klasserna 2, 3 och 4 har egenskaper som ligger där emellan. Kvoten mellan antalet nematoder i de olika cp-klasserna kan därför indikera stabiliteten av markens ekosystem, där MI=5 representerar ett mycket stabilt, ostört, ekosystem medan MI=1 representerar ett mycket stört system med enbart koloniserande arter.

Vid studier av föroreningars effekter på nematodsamhället har det föreslagits att nematodindex MI(2-5) är ett bättre mått på föroreningspåverkan än MI(1-5) som mer ger ett mått på allmän störning (Korthals *et al.*, 1996; Neher, 2001). I beräkningen av MI(2-5) tas inte de arter i cp-klass 1 med eftersom dessa snabbt svarar på näringsimpulser.

Nematoder kan även delas in i olika grupper (fem stycken) beroende på vad de äter; växtätare, bakterieätare, svampätare, predatorer och allätare. Gruppen bakterieätare, BF (bacterial feeders), har föreslagits vara relevanta att undersöka vid riskbedömning av förorenade områden (Rutgers *et al.*, 2001). Denna grupp är tillsammans med växtätande nematoder dominerande i gräs- och ängsmark (de Goede och Bongers, 1998). I urbana miljöer och på områden som Skönsmon 2:12 där det växer mer gräs och buskar än skog kan det vara lämpligt att studera hur andelen bakterieätare av totala antalet nematoder (BF%) varierar i marken (relativt referensprov) med föroreningshalter.

Genom att räkna antalet olika arter av nematoder kan man få en enkel bild av diversiteten av nematoder i de olika proverna relativt referensprovet. Detta effektmått inkluderades också i ett samlat riskvärde för nematoder.

Tabell 12. Responsvariabler och index för nematoder som används i Diad-analysen.

| Responsvariabel/index mikrofauna | Enhet |
|---|---|
| **Nematodindex; MI(2-5)** | enhetslös |
| **%BF; BF/TOT** | % |
| **Artantal** | antal arter/g torr jord |

Precis som för hoppstjärtar togs nematodprover från 0-10 cm och 10-20 cm, men här redovisas endast ett sammantaget värde för provdjupet 0-20 cm. Djuren drevs ut, räknades och identifierades till släktesnivå på laboratorium, se detaljer i Bilaga 3.3.

### 3.6.4 Kväveomsättning, DNA-baserad

Enzymsystem som ingår i ett flertal nyckelprocesser i kvävecykeln kvantifierades med DNA-baserad metodik (Tabell 13). Kvävefixerande bakterier kvantifierades genom att bestämma antalet *nifH*-gener, som kodar för enzymet nitrogenas, vilket finns i både frilevande och symbiotiska kvävefixerande mikroorganismer. Ammoniakoxiderande bakterier som utför det första steget i nitrifikationsprocessen kvantifierades genom antalet *amoA*-gener, som kodar för ett enzym i nitrifikationen. Denitrifierande samhällen bestämdes genom att kvantifiera *nirS*- och *nirK*-generna som kodar för de två olika nitritreduktas som finns hos denitrifierande organismer. Lustgasreducerande samhällen bestämdes genom kvantifiering av de två varianterna av *nosZ*-genen (klad I och II) som kodar för enzymet lustgasreduktas. Resultaten av dessa mätningar redovisas som antal genkopior/gram jord. En närmare beskrivning av hur analyserna utförts finns i Bilaga 3.4.

Även ett flertal mått på diversiteten hos de bakterier och arkéer som står bakom dessa processer ingick i utvärderingen. DNA-sekvensering användes för att bestämma den biologiska mångfalden hos de bakteriesamhällen som utför nitrifikation (ammoniumoxidation) respektive kvävefixering. Resultaten redovisas som fylogenetisk mångfald (Faith, 1992) och OTU-mångfald som är två olika mått på diversiteten hos mikrobiella populationer. Fylogenetisk mångfald är ett mått på hur stor den genetiska olikheten är inom det mikrobiella samhället som utför nitrifikation respektive kvävefixering. Ett högt värde motsvarar ett mer diversifierat samhälle. OTU står för ”Operational Taxonomic Unit”, och omfattar en närbesläktad grupp av bakterier, dvs en grupp med liknande genotyp. OTU-mångfald beräknas med hjälp av Shannon-index (Ekv. 6), där $\rho$ är antalet gensekvenser av OTU *i*, och *s* är totala antalet OTU. Ju högre värde desto högre mångfald.

Tabell 13. Respons- och indexvariabler för nyckelprocesser i kvävecykeln och som användes i Diad-analysen.

| Responsvariabel, kväveomsättning | Enhet | Indexvariabel, kväveomsättning | Enhet |
|---|---|---|---|
| **Ammoniakoxiderande bakterier** | *amoA*-genkopior/g jord | **Ammoniakoxiderande bakterier - fylogenetisk mångfald** | enhetslös |
| **Lustgasreducerare (klad I)** | *nosZ*I-genkopior/g jord | **Ammoniakoxiderande bakterier - OTU-mångfald (Shannon-index)** | enhetslös |
| **Lustgasreducerare (klad II)** | *nosZ*II-genkopior/g jord | **Kvävefixerande bakterier - fylogenetisk mångfald** | enhetslös |
| **Denitrifierare (nirS)** | *nirS*-genkopior/g jord | **Kvävefixerande bakterier - OTU-mångfald (Shannon-index)** | enhetslös |
| **Denitrifierare (nirK)** | *nirK*-genkopior/g jord | | |
| **Kvävefixerare** | *nifH*-genkopior/g jord | | |

### 3.6.5 Kolmineralisering

Kolmineraliseringsanalys, också kallad markrespirationsanalys, ger ett mått på mineraliseringen av organiskt kol, det vill säga nedbrytningen av organiskt material i marken. Markrespirationen mättes med den så kallade MicroResp$^{TM}$-metoden genom att nio olika kolkällor (substrat) tillsattes (Tabell 14) till enskilda delprover av jordarna, varefter koldioxidavgången mättes före och efter tillsats (Campbell et al, 2003). En närmare beskrivning av metodiken finns i Bilaga 3.5. Tidigare undersökningar har visat att mängden $CO_2$ som frigörs per tidsenhet när glukos tillsätts (glukosinducerad respiration) är proportionell mot mängden aktiva mikroorganismer (Bérard et al, 2014). Genom att tillsätta olika substrat kan man också undersöka den funktionella diversiteten hos mikroorganismerna, då vissa organismer specialiserar sig på vissa substrat. I de flesta studier används så kallad principalkomponentanalys (PCA) för att utvärdera diversiteten (Campbell et al, 2003; Bérard et al, 2014), men denna utvärderingsmetod ger inte några skalningsbara resultat som kan användas i Triad-metodiken. Vi har därför valt att använda Shannon-index (Ekv 6) som ett mått på den mikrobiella diversiteten, det vill säga som ett mått på hur väl mikroorganismerna kan använda de olika substraten. I detta fall är $\rho$ andelen av den totala respirationen som utgörs av substrat *i*, och *s* är antalet substrat som utgör den totala respirationen.

Tabell 14. Kolkällor som användes för att undersöka kolmineralisering/markrespiration.

| Typ av kolkälla | |
|---|---|
| **Kolhydrater** | D - Glukos, D - Galaktos, D - Fruktos, D - (+) - Trehalosdihydrat (Dikarbohydrat), α - Cyclodextrin (poly - karbohydrat) |
| **Aminosyror** | L-Alanin, γ-Aminobutarsyra, |
| **Aminoämnen** | N-Acetylglukosamin |
| **Aromatiska ämnen** | Katekol |

### 3.6.6 Vegetation och biomassa

Vegetationen i provrutorna provtogs kvantitativt innan jordprovtagningen. Fältskiktsvegetationen klipptes med sax. Biomassan torkades vid 40 °C till konstant vikt och vägdes.

# 4. Skalning och viktning i Diaden

## 4.1 Val av referensprover

En av de största utmaningarna i ekologisk riskbedömning med Triad-analys är att hitta bra referenspunkter till de förmodat förorenade provpunkterna. En referenspunkt som ska

användas i Triad-analysen bör likna de provpunkter på det förorenade området som den ska jämföras med i alla avseenden utom föroreningshalt. Det vill säga, de ekologiska förutsättningarna (textur, fukthalt, tillgång till näringsämnen, organiskt kol etc.) ska vara så lika som möjligt, medan föroreningshalten i referenspunkten ska vara så låg att ingen effekt på ekosystemet kan förväntas. Normalt brukar man leta utanför det förorenade området med risken att markkvaliteten och de allmänna förhållandena (t ex vegetation) där är väsentligt skilda från de som råder inom det förorenade området. Vi har istället valt strategin att identifiera referensprover inom det förorenade området. Kriterier för urval är att referenspunkterna ska ha liknande markkvalitet som provpunkterna de ska jämföras mot, men låg biotillgänglig föroreningsnivå (låg biotillgänglig toxisk potential ($TP_{bio}$).

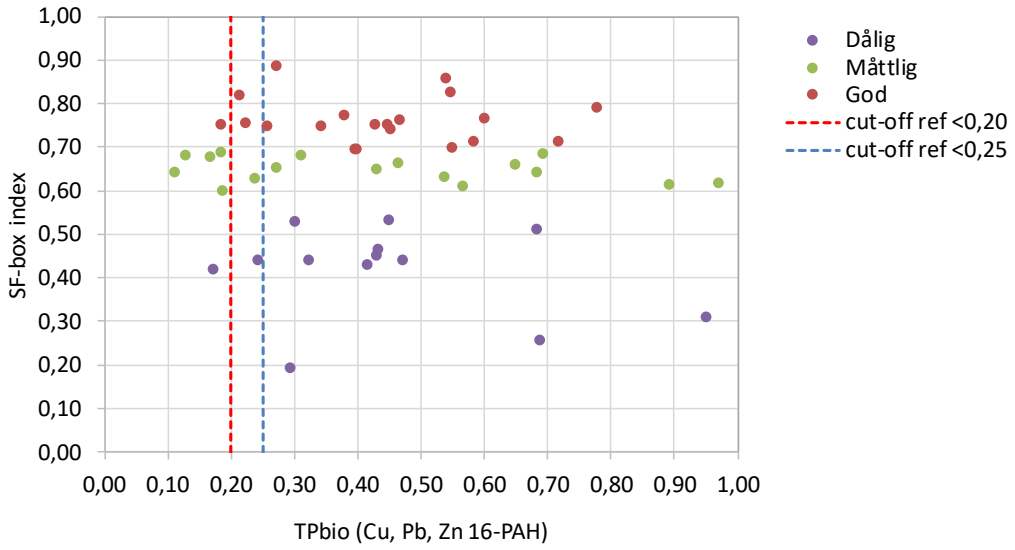
Som referensprover användes alla prover med $TP_{bio}$<0,25 (Figur 9). Valet av denna gräns är en kompromiss mellan att å ena sidan bara ha med helt ”rena” referensprover och å andra sidan ha med tillräckligt många referensprover för att någorlunda täcka in den rumsliga/naturliga variationen.

Med hjälp av beräkningsverktyget SF-Box (avsnitt 3.4.3) delades alla prover upp i markkvalitetsklasserna Mycket god – God – Måttlig – Dålig och Mycket dålig. För att få minst 2 referensprover för varje markklass lades klasserna God och Mycket god ihop till en klass ,”God”. Klasserna Dålig och Mycket dålig lades ihop till klassen ”Dålig”. Resultat från förorenade provpunkter jämfördes sedan med referensprover *inom samma markkvalitetsklass*. På så sätt kan eventuella skillnader i till exempel markfunktion mellan provpunkterna hänföras till skillnader i föroreningsnivå. Med $TP_{bio}$<0,25 som gräns erhölls mellan två och sex referensprover per markkvalitetsklass. Från dessa beräknades ett referensmedelvärde för varje markklass.

Eftersom det samlade $TP_{bio}$-värdet beräknas utifrån TP för enskilda ämnen (se Ekv 4) går det inte att ge en generell beskrivning av vad $TP_{bio}$ = 0,25 motsvarar i generella riktvärden, men exempel på vad det kan motsvara ges under kapitel 4.2.

De valda riktvärdena för $TP_{bio}$-beräkning för Skönsmon 2:12 är samtliga härledda för att skydda 50 % av arterna i marken och baserat på NOEC-värden, vilket motsvarar nivån *Mindre känslig markanvändning*. Den samlade ekologiska effekten av föroreningarna i referensproverna vid $TP_{bio}$<0,25 bedömdes därför vara liten.

Om gränsen för val av referensprover hade satts till ett lägre TP-värde, till exempel $TP_{bio}$<0,20 hade det för markklasserna Dålig och God bara funnits ett referensprov inom vardera klass att relatera provpunkter till (se Figur 9). Detta skulle ha lett till en mer osäker Diad-analys, eftersom den naturliga variationen av ekologiska responsvariabler (oberoende av föroreningsförekomst) inte alls hade kunnat fångats med bara ett referensprov per markkvalitetsklass. Kompromissen leder dock till att de valda referensproverna inte är helt fria från förorening, även om deras biologiska toxiska potential är liten.




Figur 9. Toxisk potential för olika markklasser och referensprover. ”Cut-off” värde för referensprover är TP = 0,25. Notera att det är ett stort spann i TP inom varje markkvalitetsklass.

Det bör poängteras att de utvalda referensproverna endast baseras på analys av Cu, Pb, Zn och PAH-16. Det betyder att vi kan inte helt kan utesluta att andra okända (ej analyserade) föroreningar kan påverka markekosystemet i referensproverna. Förutom Cu, Pb, Zn och PAH-16 har tidigare undersökningar av Skönsmon 2:12 rapporterat totalhalter av Sb och Ba över generella riktvärden. Halten av Sb var i samtliga valda referensprover mycket låg, medan Ba återfanns i ett av referensproverna (FF17:30) i nivå med riktvärdet (Tabell 15). PNEC-beräkningsverktyget är inte utvecklad för Ba, men biotillgängligheten av Ba borde följa samma trend som övriga katjoner och därmed har vi antagit att den biotillgängliga halten av Ba i FF 17:30 också är tillräckligt låg för att även detta prov ska kunna inkluderas som referensprov.

Tabell 15. Totalhalter av antimon (Sb) och barium (Ba) i referensprover.

| Provpunkt | Sb, totalhalt (mg/kg TS) | Ba, totalhalt (mg/kg TS) | Provpunkt | Sb, totalhalt (mg/kg TS) | Ba, totalhalt (mg/kg TS) |
|---|---|---|---|---|---|
| **FF 17:14** | < 5 | 75 | **FF 17:32** | < 5 | 58 |
| **FF 17:21** | < 5 | 94 | **FF 17:39** | < 5 | 19 |
| **FF 17:24** | < 5 | 133 | **FF 17:40** | < 5 | 124 |
| **FF 17:25** | < 5 | 85 | **FF 17:41** | < 5 | 40 |
| **FF 17:28** | < 5 | 28 | **FF 17:42** | < 5 | 73 |
| **FF 17:30** | < 5 | **309** | | | |
| **$E_{MKM}$** | 500 | 300 | **$E_{MKM}$** | 500 | 300 |

## 4.2 Integrerat riskvärde för kemilinjen

Effektskalan för riskvärde i en Triad-analys är per definition (ISO 19204) satt till intervallet 0 till 1. För kemilinjen kan $TP_{bio}$ användas för beräkning av ett integrerat riskvärde ($IRV_{kemi}$). Om referensproverna inte innehåller några föroreningar alls blir deras toxiska potential noll ($TP_{bio}$= 0) och TP-värdena kan användas rakt av som ett mått på den samlade risken, det vill säga: $TP_{bio} = IRV_{kemi}$.

På Skönsmon 2:12 valdes dock referensprover inom det förorenade området (provpunkter med låg toxisk potential; $TP_{bio} < 0{,}25$), vilket gör att TP-värdena måste korrigeras för att kunna användas i Diaden. Detta gjordes med hjälp av följande ekvation för att beräkna $IRV_{kemi}$:

$$IRV_{kemi} = \frac{TP_{bio,Prov} - TP_{bio,Ref}}{1 - TP_{bio,Ref}} \qquad \text{(Ekv. 8)}$$

där $TP_{bio,Ref}$ är medelvärdet för referensproverna inom varje markklass (Tabell 16). De enskilda referensproverna (4.1) kan vid denna korrigering få både positiva och negativa $IRV_{kemi}$-värden, eftersom de relateras till medel-referensen inom respektive markklass.

För att ”översätta” vad ett $IRV_{kemi}$-värde motsvarar i $TP_{bio}$ för olika situationer/kombinationer av prover och referensprover kan matrisen i Tabell 16 användas.

Tabell 16. ”Översättningsmatris” för att översätta $IRV_{kemi}$ i $TP_{bio}$.

| | | $TP_{bio,Prov}$ | $TP_{bio,Prov}$ | $TP_{bio,Prov}$ | $TP_{bio,Prov}$ |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 0,25 | 0,5 | 0,75 | 1 |
| **$TP_{bio,Ref}$** | | $IRV_{kemi}$ | $IRV_{kemi}$ | $IRV_{kemi}$ | $IRV_{kemi}$ |
| **Gräns för Ref-prov** | 0,25 | 0,00 | 0,33 | 0,67 | 1,00 |
| Medel-Ref Dålig | 0,21 | 0,05 | 0,37 | 0,68 | 1,00 |
| Medel-Ref God | 0,20 | 0,06 | 0,37 | 0,69 | 1,00 |
| Medel-Ref Måttlig | 0,17 | 0,10 | 0,40 | 0,70 | 1,00 |

$TP_{bio,Prov}$ = 0,25 kan, till exempel, motsvara ett fall där den biotillgängliga halten av:

- *en* förorening är lika med ca 33% av riktvärdet för denna förorening och övriga föroreningar saknas i provet, eller inte är biotillgängliga, men kan också nås då:
- Cu, Pb, Zn och PAH-16 är lika med ca 5% - 10% av sina respektive riktvärden.

$TP_{bio,Prov}$ = 0,50 kan, till exempel, motsvara ett fall där den biotillgängliga halten av:

- *en* förorening är lika med riktvärdet för denna förorening och övriga föroreningar saknas i provet (eller inte är biotillgängliga), men kan också nås då:
- Cu, Pb, Zn och PAH-16 finns i halter som alla underskrider sina respektive riktvärden.

## 4.3 Ekologiska undersökningar

### 4.3.1 Makrofauna: daggmaskar

För daggmask beräknades antal arter (artantal/prov) samt antal maskar och antal endogeiska maskar (individer/m$^2$) (Tabell 10).

Ekologiska fältinventeringar kan skalas enligt en ekvation, kallad BKX-Triad (Jensen och Mesman, 2006). De tre responsvariablerna skalades till ett integrerat riskvärde ($IRV_{makrofauna}$) mellan 0 och 1 med denna ekvation (BKX-Triad):

$$IRV_{makrofauna} = 1 - 10^{\left(\frac{-\sum|\log x_n|}{n}\right)} \qquad \text{(Ekv. 9)}$$

där $x_n$ är fältinventeringens resultat dividerat med resultatet från en referenspunkt. Med hjälp av BKX-Triad går det att skala och kombinera olika typer av resultat som har olika enheter. Ekvation 9 har använts också för att skala och lägga ihop t ex $IRV_{mesofauna}$. I ekvationen representerar *n* antalet undersökningsvariabler. Undersökningsvariablerna (t ex antal individer, biomassa etc.) kan vara både lägre och högre än motsvarande värde för referenspunkten, då metoden tillämpar absolutvärdet av log $x_n$ vilket innebär att både positiva och negativa avvikelser från referensen ger ett positivt bidrag till riskvärdet. Ekvationen innebär att man beräknar det geometriska medelvärdet av resultaten från de olika inventeringarna. För att få ett mått på risken subtraherar man talet från 1. Resultatet blir då ett riskvärde mellan 0 och 1, där 0 motsvarar den biologiska situationen i referenspunkten.

En fördel med metoden är att effekten av extremt höga eller låga värden dämpas då ett geometriskt medelvärde beräknas (mätvärdena logaritmeras). Detta gör att extremvärden, som kan ha orsakats av bias, får mindre betydelse än om ett vanligt aritmetiskt medelvärde hade använts. Man bör även känna till att det geometriska medelvärdet alltid blir mindre än det aritmetiska[1].

### 4.3.2 Mesofauna: hoppstjärtar

Skalning och sammanvägning till ett integrerat riskvärde för hoppstjärtar, ($IRV_{mesofauna}$), gjordes med hjälp av BKX-Triad (Ekv 9) baserat på abundansen (antal individer/m$^2$) samt Shannon-index (Tabell 11).

[1] Förutom då alla värden är lika stora; då blir det ingen skillnad mellan det aritmetiska och det geometriska medelvärdet.

### 4.3.3 Mikrofauna: nematoder

För skalning och sammanvägning av Maturity-index (MI(2-5)), andel bakterieätare (BF%) och antal nematodarter behövs delvis andra skalningsmetoder än BKX-Triad för att väga samman dessa resultat.

Eftersom definitionen av MI(2-5) innehåller utvärderingskriterier där 5 anses vara det högsta/bästa värdet som ett nematodekosystem kan ha och ) är det lägsta (sämsta) värdet, behövs en annan skalningsmetod än BKX-Triad. Vi har använt en metod baserad på föreslag av Rutgers (2001):

$$Effekt(MI(2-5)) = \frac{MI_{Ref} - MI_{Prov}}{MI_{Ref} - 2} \quad \text{(Ekv. 10a)}$$

då $MI_{Prov} < MI_{Ref}$

$$Effekt(MI(2-5)) = \frac{MI_{Ref} - MI_{Prov}}{MI_{Ref} - 5} \quad \text{(Ekv. 10b)}$$

då $MI_{Prov} > MI_{Ref}$

I Bilaga 5 illustreras hur skalningen med Ekvation 10 påverkas av referensprovets värde.

Skalning av BF% kan göras genom (Rutgers, 2001):

$$Effekt(BF\%) = \frac{BF_{Prov} - BF_{Ref}}{100 - BF_{Ref}} \quad \text{(Ekv. 11a)}$$

då

$BF_{Prov} > BF_{Ref}$

eller genom:

$$Effekt(BF\%) = \frac{BF_{Prov} - BF_{Ref}}{0 - BF_{Ref}} \quad \text{(Ekv. 11b)}$$

då

$BF_{Prov} < BF_{Ref}$

I Bilaga 5 illustreras hur skalningen med Ekvation 11 påverkas av referensprovets värde.

Skalning av artantal för att få ett effektvärde som varierar mellan 0 och 1 kan göras med BKX-Triad (Ekv. 9) enligt Rutgers (2001).

De tre effektresultaten från nematodinventeringen kombinerades till ett integrerat riskvärde för nematoder (mikrofauna; $IRV_{mikrofauna}$) genom:

$$IRV_{mikrofauna} = 1 - 10^{\frac{\sum_i^n [\log(1 - X_i)]}{n}} \quad \text{(Ekv. 12)}$$

där $X_i$ är de olika effektresultaten (riskvärdena) och $n$ = 3 (d.v.s. tre olika effektresultat).

### 4.3.4 Mikrobiell kväveomsättning

I den mikrobiella karakteriseringen av nyckelprocesser i kvävecykeln ingick 10 variabler, där 6 är mängdbaserade och 4 är kopplade till diversitet (Tabell 13). Ett integrerat riskvärde ($IRV_{kvävecykel}$) för dessa variabler erhölls med BKX-Triad (Ekv. 6).

### 4.3.5 Kolmineralisering

MicroResp™-metoden är en förhållandevis ny metod och det finns endast ett fåtal tillämpningar på förorenade jordar. I metallförorenade jordar kan man dock förvänta sig en toxisk effekt på markens mikroorganismer, det vill säga den glukosinducerade respirationen sjunker med ökad föroreningsnivå (Bérard et al, 2014). I jordar med PAH-förorening är den förväntade effekten oklarare eftersom PAH i sig utgör en kolkälla. Vår bedömning är att det generellt sett behövs mer forskning när det gäller hur föroreningseffekter påverkar MicroResp™-resultaten. Vi har därför valt att inte inkludera dessa resultat i Diaden utan de redovisas istället separat i form av glukosinducerad respiration (mängden aktiva mikroorganismer) och Shannon-index (mikrobiell, funktionell diversitet).

## 4.4 Sammanvägning av resultat inom och mellan de båda undersökningslinjerna

Sammanvägningen av de integrerade riskvärdena inom en undersökningslinje görs med Ekvation 13 och resulterar i ett integrerat riskvärde för undersökningslinjen. För denna studie, som utfördes som en Diad, beräknades ett värde för kemi-linjen, $IRV_{kemi}$ och ett för ekologi-linjen, $IRV_{ekologi}$ baserat på de IRV-delar som beskrivits ovan och som är sammanställda i Tabell 17.

Två undersökningar som från början skulle ha ingått i $IRV_{ekologi}$; $IRV_{makrofauna}$ och $IRV_{kolmin}$ inkluderades i slutänden inte i den sammanvägda Diaden. $IRV_{makrofauna}$ togs inte med på grund av att daggmask inte hittades i alla provpunkter och att frånvaron av mask i vissa punkter förmodligen beror på en rumslig variation i förekomst av daggmaskar snarare än att daggmaskarna påverkas av föroreningarna (se vidare avsnitt 6.3.2.). Att daggmaskarna inte är påverkade av PAH-föroreningarna stöds av uppmätta PAH-halter i daggmaskfett. Utifrån jämförelse av halter i maskfett med så kallade NOER-värden (No Observed Effect Residual) förväntas ingen effekt på daggmaskar i området, se vidare avsnitt 6.2.5. Därför gjordes bedömningen att daggmaskresultaten är osäkra och bara skulle bidra till att öka variationen i Diad-resultatet. Den andra undersökningen som inte inkluderades i Diad-beräkningen är kolmineraliseringen. Här är orsaken, som nämndes i avsnitt 4.3.5, att metodutveckling kvarstår för att ta fram och vikta index som är relevanta i Diad-beräkningen. Resultaten för kolmineralisering pekar inte på att de mikroorganismer som utför den skulle vara påverkade av föroreningarna, se vidare avsnitt 6.3.6.

Tabell 17. Diad-analysens undersökningslinjer och de olika delar som undersökts. $IRV_{kolmin}$ och $IRV_{makrofauna}$ inkluderades i inte i Diad-beräkningarna för Skönsmon 2:12.

| Linjer | Sammanvägning av | Mätningar/ Analyser | Responsvariabler/Index |
|---|---|---|---|
| **$IRV_{kemi}$** | $IRV\text{-}TP_{bio}$ | PAH-POM<br>Cu, Pb, Zn | Toxisk potential av biotillgängliga<br>16 PAH, Cu, Pb, Zn |
| **$IRV_{ekologi}$** | $IRV_{kvävecykeln}$ | DNA/RNA hos bakterier | 10 st som tillsammans täcker in kvävecykelns olika delar (per g jord) |
| | $IRV_{kolmin}$ | Kolmineralisering, markrespiration | Glukos $CO_2$-C (µg/g jord, h)<br>Shannon-index (enhetslös) |
| | $IRV_{mikrofauna}$ | Mikrofauna; Nematoder | Antal arter (artantal/prov)<br>Maturity index, MI(2-5)-index (enhetslös)<br>Andel bakterieätare, BF (% BF) |
| | $IRV_{mesofauna}$ | Mesofauna; Hoppstjärtar | Shannon-index (enhetslös)<br>Antal hoppstjärtar (individer/$m^2$) |
| | $IRV_{makrofauna}$ | Makrofauna; Daggmaskar | Antal arter (artantal/prov)<br>Antal maskar (individer/$m^2$)<br>Endogeiska maskar (individer/$m^2$) |

Integreringen mellan undersökningslinjerna sker på exakt samma sätt som inom en undersökningslinje och resulterar i ett integrerat riskvärde för Diaden, $IRV_{\mathrm{Diad}}$. Ekvationen kan skrivas:

$$IRV_{Diad} = 1 - 10^{\left(\frac{\sum \log\left(1 - IRV_{linje(n)}\right)}{n}\right)} \qquad \text{(Ekv. 13)}$$

där $IRV_{\mathrm{Diad}}$ är det integrerade riskvärdet för samtliga undersökningslinjer och $IRV_{linje(n)}$ är riskvärdet för undersökningslinje *n*, och n = antalet bevislinjer (2 i vårt fall).

Förutom ett integrerat riskvärde levererar Triad-metodiken (eller Diad) ett ”osäkerhetsmått”. Detta mått kallas för *deviationsfaktor* eller *avvikelsefaktor* och beskriver hur mycket de beräknade riskvärdena varierar mellan de olika undersökningslinjerna. En hög deviationsfaktor indikerar att de olika undersökningslinjerna inte ger ett samstämmigt resultat, och vice versa.

Den maximala standardavvikelsen som kan uppkomma vid en Triad då antalet bevislinjer är tre är $1/\sqrt{3}$. Den erhålls då Triadens tre linjer ger värdena (0, 0, 1) eller (1, 1, 0). För att maxvärdet på avvikelsefaktorn ska bli 1 multipliceras standardavvikelsen med $\sqrt{3}$. För en Diad (två bevislinjer) kan den maximala standardavvikelsen bli $1/\sqrt{2}$ och den erhålls när Diadens resultat är (0, 1). För att skala upp detta maxvärde till 1 måste standardavvikelsen multipliceras med $\sqrt{2}$:

$$D = s * \sqrt{2} \qquad \text{(Ekv. 14)}$$

där D är deviationsfaktorn för Diad och s är standardavvikelsen.

# 5. Sekundäreffekter

Risken för att PAH-föroreningen på Skönsmon 2:12 ska utgöra en risk för djur högre upp i näringskedjan (sekundärkonsumenter) har utvärderats genom att jämföra PAH-koncentrationer i mask inom området med vilka koncentrationer i mask som fåglar och möss skulle kunna äta utan risk. Detta blir endast en översiktlig utvärdering som inte är platsspecifik på samma sätt som Diaden då det inte finns några platsspecifika data för sådana djur. Medelkoncentrationer av olika PAH-föroreningar i mask beräknades inom delområdena H, M och L (L1+L2). Föroreningar förekommer såväl i själva maskfettet som i maskens maginnehåll. PAH-koncentrationen i maskfett har analyserats i 25 maskar inom projektet medan koncentrationen i maginnehållet antogs vara densamma som medelkoncentrationen i jord i respektive delområde. Koncentrationen i mask, $C_{mask}$, beräknades enligt ekvation 15:

$$C_{mask} = \frac{C_{maskfett} \times v_{maskfett} + C_{jord} \times v_{jord}}{v_{maskfett} + v_{jord}} \qquad \text{(Ekv. 15)}$$

där $C_{mask}$ är koncentrationen i masken (mg/kg våtvikt), $C_{maskfett}$ koncentration i maskens fettvävnad (mg/kg våtvikt), $v_{maskfett}$ vikten av maskens fett (kg), $C_{jord}$ koncentrationen i jorden (mg/kg våtvikt) och $v_{jord}$ våtvikten av jord i maskens mage. Eftersom totalhalter av PAH rapporteras från laboratorier i mg/kg TS (torrvikt) behöver halten i jorden först räknas om till våtvikt med hjälp av en torrsubstansfaktor. Under antagande att 10 % av maskens totalvikt är maginnehåll (Edwards och Bohlen, 1996; Taylor och Taylor, 2014) kan ekvation 15 förenklas till ekvation 16.

$$C_{mask} = C_{vävnad} \times 0{,}9 + C_{jord} \times 0{,}1 \qquad \text{(Ekv. 16)}$$

Den koncentration PAH som en mask ska kunna innehålla utan att det utgör en risk för de djur som äter den (konsumenten), det så kallade $PNEC_{oral}$-värdet (Predicted no effects concentration) är specifikt för konsumenten och kan beräknas genom att dela NOEC-värden med en säkerhetsfaktor. Data från toxicitetsförsök finns endast för vissa enskilda PAH och för vissa konsumenter (framför allt för möss och råttor).

Kanadensiska naturvårdsverket (CCME) tog 2010 fram så kallade NOAEL (No observed adverse effect level) eller LOAEL (Lowest observed adverse effect level) för en del enskilda PAH baserat på det dataunderlag som då fanns, se Tabell 18 (CCME 2010). NOAEL anger en dos (mg/kg, dag) som inte ska ge någon negativ effekt på den aktuella konsumenten. NOAEL för en viss konsument kan räknas om till NOEC (ekvation 17), (European Comission Joint Research Centre, 2003).

$$NOEC_{konsument} = NOAEL_{konsument} \times CONV_{konsument} \qquad \text{(Ekv. 17)}$$

Där CONV står för en omvandlingsfaktor som baseras på hur mycket konsumenten äter i förhållande till sin egen vikt (kroppsvikt/dagligt matintag). För mus eller sork har CONV = 8,3 använts (European Comission Joint Research Centre, 2003). För fågel beräknades CONV till 0,77 utifrån hur uppgifter om mycket en liten fågel väger och äter per dag (CCME, 2010). NOEC-värdet kan sedan omvandlas vidare till PNEC genom att dividera det med en så kallad ”assessment factor”, en säkerhetsfaktor som för långtidsstudier kan antas till 30 (European Comission Joint Research Centre, 2003). I denna utvärdering används de av CCME utvalda NOAEL och LOAEL-värdena, det vill säga i de flesta fall LOAEL istället för NOAEL. LOAEL har då räknats om till ”LOEC” (lowest observed effect concentration) på samma sätt (ekvation 17).

Tabell 18. NOAEL och LOAEL som använts vid beräkning av kanadensiska ”Soil quality guideline values” (CCME, 2010). Värdena anger koncentration i föda som inte ska ge någon negativ effekt.

| PAH | Typ av värde | NOAEL/LOAEL (mg/kg, dag) | Baserat på studie av |
|---|---|---|---|
| **Naphthalene** | LOAEL | 143 | råtta |
| **Acenaphthene** | LOAEL | 350 | mus |
| **Fluorene** | LOAEL | 250 | mus |
| **Anthracene** | NOAEL | 1000 | mus |
| **Fluoranthene** | LOAEL | 250 | mus |
| **Pyrene** | LOAEL | 125 | mus |
| **Benz[a]anthracene** | LOAEL | 100 | mus |
| **Chrysene** | LOAEL | 100 | mus |
| **Benz[b]fluoranthene** | LOAEL | 100 | mus |
| **Benz[k]fluoranthene** | LOAEL | 100 | mus |
| **Benz[a]pyrene** | LOAEL | 10 | mus |

Eftersom det endast finns NOAEL/LOAEL baserat på studier av råtta eller mus har dessa använts även i beräkningar för fågel, men räknats om till NOEC/LOEC med hjälp av omvandlingsfaktor (CONV) för fågel från (European Comission Joint Research Centre, 2003). För att markera att beräkningarna inte ger regelrätta $PNEC_{oral}$-värden kallas de resulterande värdena här $JV_{sekundär}$, ”Jämförvärde för sekundäreffekter”.

I jämförelsen mellan $C_{mask}$ och $JV_{sekundär}$ antas att PAH i maskfettet och jorden i maskens mage är 100 % biotillgänglig för sekundärkonsumenten. Detta är ett mycket konservativt antagande vad gäller PAH i jord. Det finns studier som visar att snarare runt 10 % av PAH i förorenad jord är biotillgänglig (för gris i detta fall, James et al. (2016)).

# 6. Resultat från analyser och utvärderingar

## 6.1 Markkvalitet

### 6.1.1 Textur, näringsämnen, TOC och pH

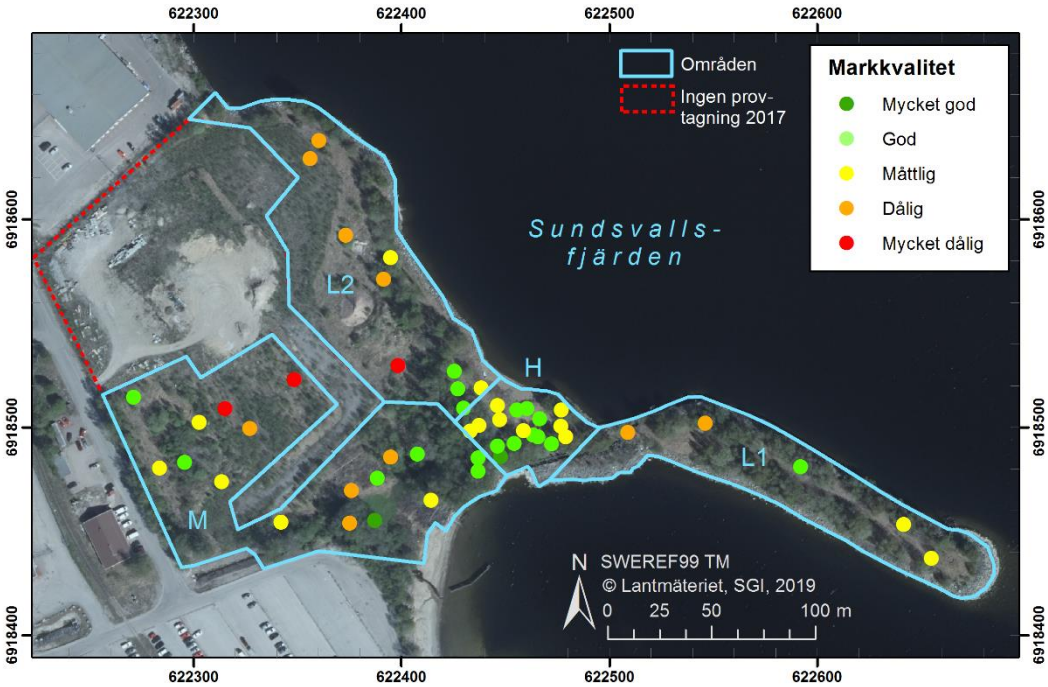
En sammanfattning av provernas textur och pH samt deras innehåll av näringsämnen och organiskt kol finns i Tabell 19. Resultat för de individuella provpunkterna redovisas i Bilaga 6. Det finns lite mer organiskt material och näringsämnen i område H. Markkvalitetsindikatorerna användes vid utvärdering av en sammanlagd markkvalitet med SF-box-metoden (avsnitt 3.4.3).

Tabell 19. Medelvärden för olika markkvalitetsindikatorer i respektive område.

| Om-råde | Ler (%) | Silt (%) | Sand (%) | Grus+ (%) | Jordart | pH | C-org (%) | N-tot (%) | Olsen-P (mg/kgTS) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **H** | 6 | 10 | 70 | 13 | Sand | 7,8 | 7,5 | 0,21 | 29 |
| **M** | 4 | 17 | 63 | 16 | Sand | 7,0 | 5,3 | 0,16 | 13 |
| **L** | 5 | 13 | 67 | 15 | Sand | 7,9 | 4,3 | 0,14 | 18 |

### 6.1.2 Markkvalitet med SF-box

Beräkningarna med SF-box-metoden visar att det på stora delar av området finns måttliga till goda förutsättningar för växtlighet. Många provpunkter i område H och delar av område M hamnar i markkvalitetsklassen ”God” markkvalitet (Figur 10). Det som trots allt begränsar växtligheten på området är enligt SF-box-analysen framför allt tillgången på näringsämnen och tillgängligt vatten. Den del av Skönsmon 2:12 som inte undersöktes har generellt betydligt grusigare jord och sannolikt sämre förutsättningar för växtlighet.




Figur 10. Indelning i markkvalitetsklasser baserat på resultat från SF-box-beräkningar.

## 6.2 Kemiska parametrar

### 6.2.1 Totalhalter i jord

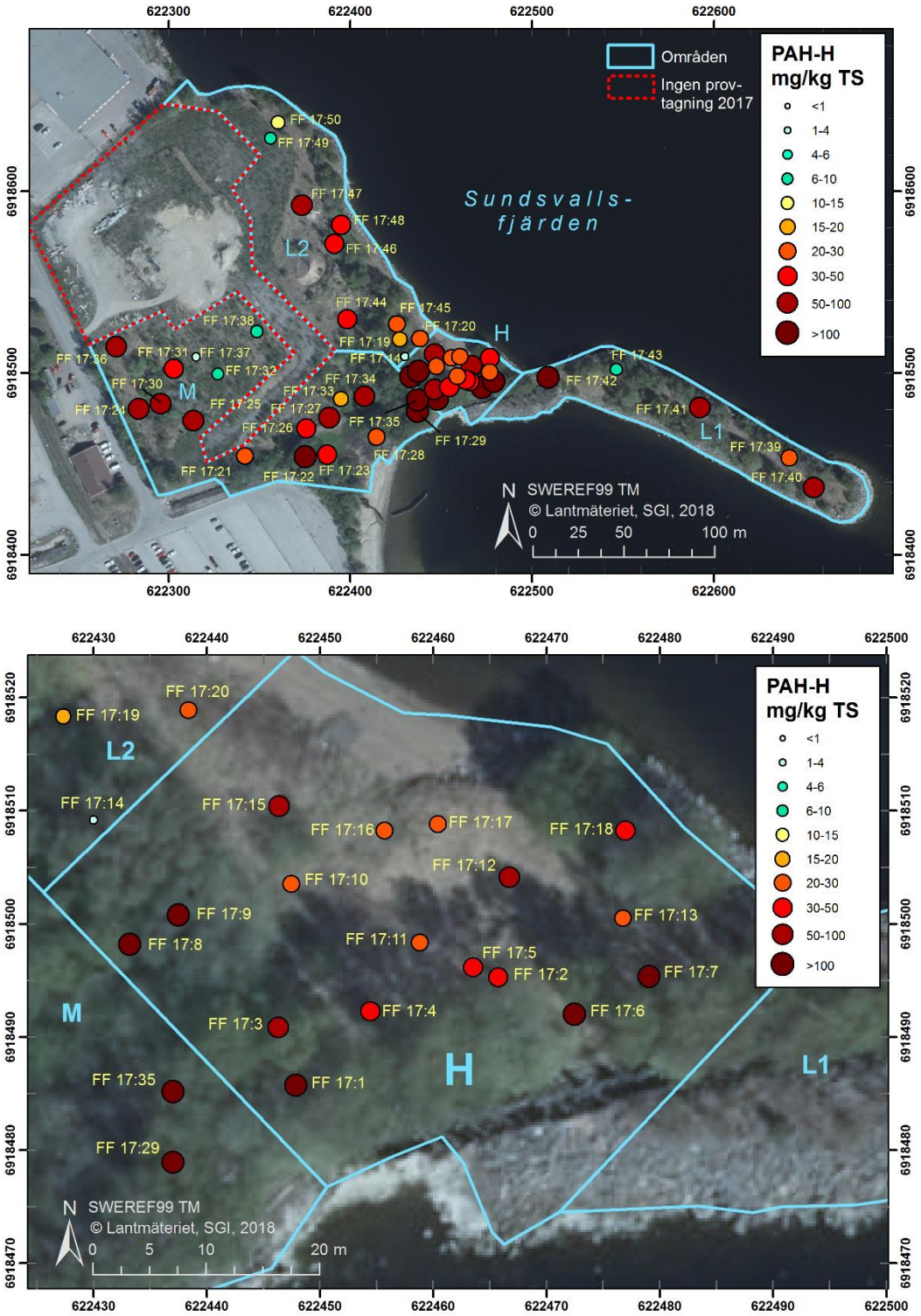
Maxhalter och medelhalter av PAH och metaller inom de olika delområdena samt andel av provpunkterna där $E_{MKM}$ överstigs visas i Tabell 20. Vid beräkning av medelvärden har koncentrationer under detektionsgräns tagits med som halva detektionsgränsen. En översikt över koncentrationer av PAH-H, Cu, Pb och Zn finns i efterföljande figurer (Figur 11-15). Som framgår av Figur 11 ligger koncentrationen av PAH-H i ytjorden (0-20 cm) över $E_{MKM}$ i stora delar av det undersökta området, med de högsta halterna inom område H. Även halterna PAH-M överskrider $E_{MKM}$ i ett flertal provpunkter, framför allt inom område H (Tabell 20). Halterna av lågmolekylära PAH (PAH-L), är dock låga. På grund av den lägre molekylvikten är ämnena inom denna grupp både flyktigare, mobilare och mer tillgängliga för mikrobiell nedbrytning. Eftersom föroreningarna på Skönsmon 2:12 är gamla och har legat i marken i decennier har de sannolikt hunnit förångas, ”tvättats ur” och/eller brytas ner av mikroorganismer under denna tidsperiod. Halterna av PAH är i allmänhet högre i ytlig jord (0-20 cm djup) än i prover från 20-50 cm djup (Tabell 20; Figur 11 och 12). Halterna av Ba och Sb samt tungmetallerna Pb, Cu och Zn är också förhöjda eller höga inom delar av området, framför allt inom område H. Halterna Cu, Pb, Zn och Sb är generellt högre i ytan, med undantag av vissa punkter (Tabell 20; Bilaga 7). I område L är Pb-halterna höga i två punkter på 20-50 cm djup (de två högsta blyhalter som påträffats i undersökningen). Blyhalterna i dessa punkter är 40 000 mg/kg TS och 7060 mg/kg TS, betydligt högre än vad som uppmätts i några andra prover, vilket drar upp medelhalten bly inom detta område. Orsaken till de höga halterna är oklar men de

skulle kunna komma av till exempel en färgflaga från blyinnehållande färg. Halterna av Ba är lägre eller lika i det undre skiktet jämfört med det övre (Tabell 20; Bilaga 7).

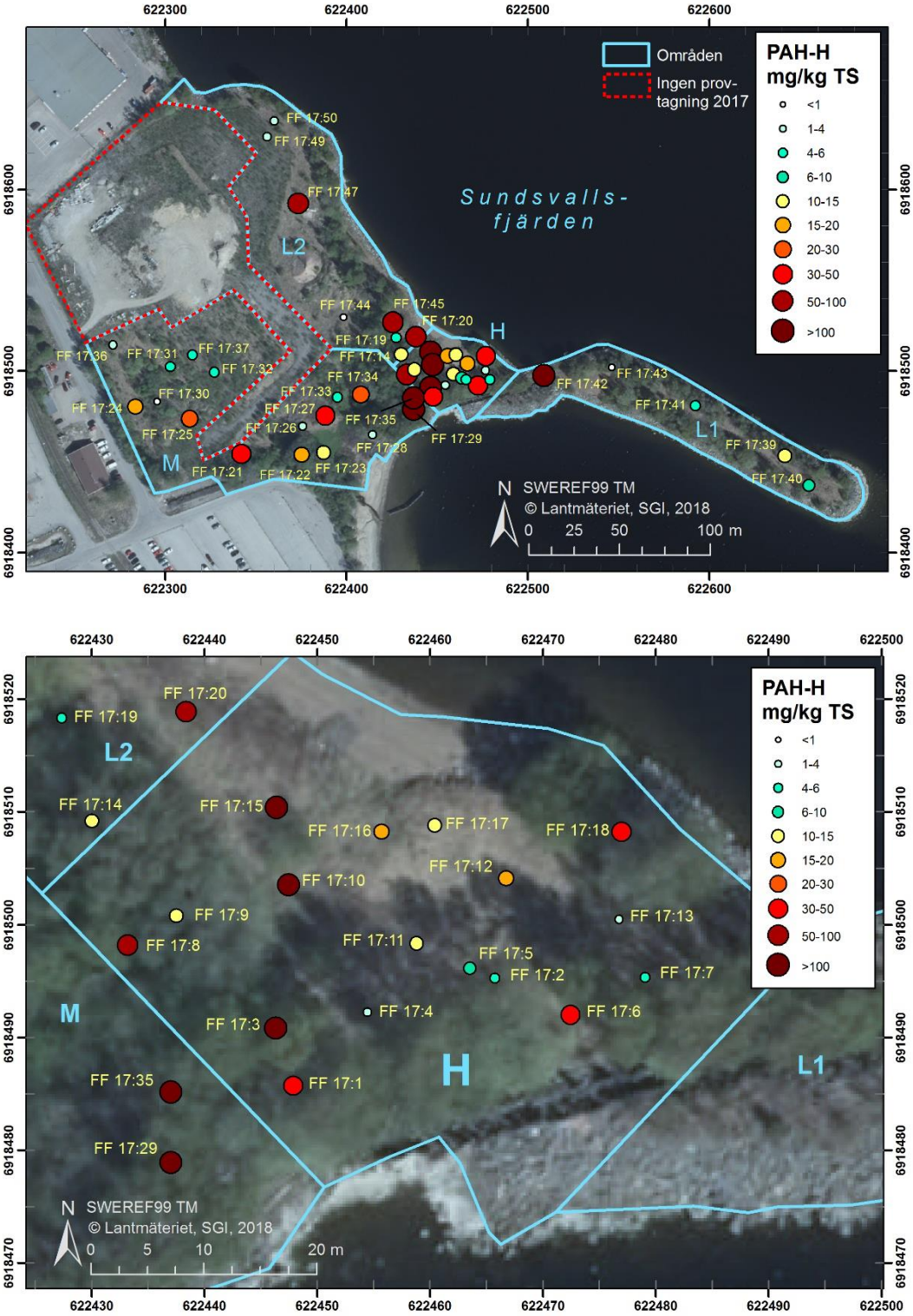
En enkel jämförelse av totalhalter av PAH-H, Pb, Cu och Zn med de generella riktvärdena indikerar en möjlig stark påverkan på markekosystemet och dess olika funktioner. Liksom resultaten från huvudstudien visar denna undersökning att det var högst relevant att gå vidare med en fördjupad ekologisk undersökning på Skönsmon 2:12 för att utreda i vilken utsträckning föroreningarna utgör en risk för markmiljön.

Tabell 20. Sammanfattning av föroreningshalter i prover från Skönsmon 2:12. Halter över $E_{MKM}$ har markerats med fet stil.

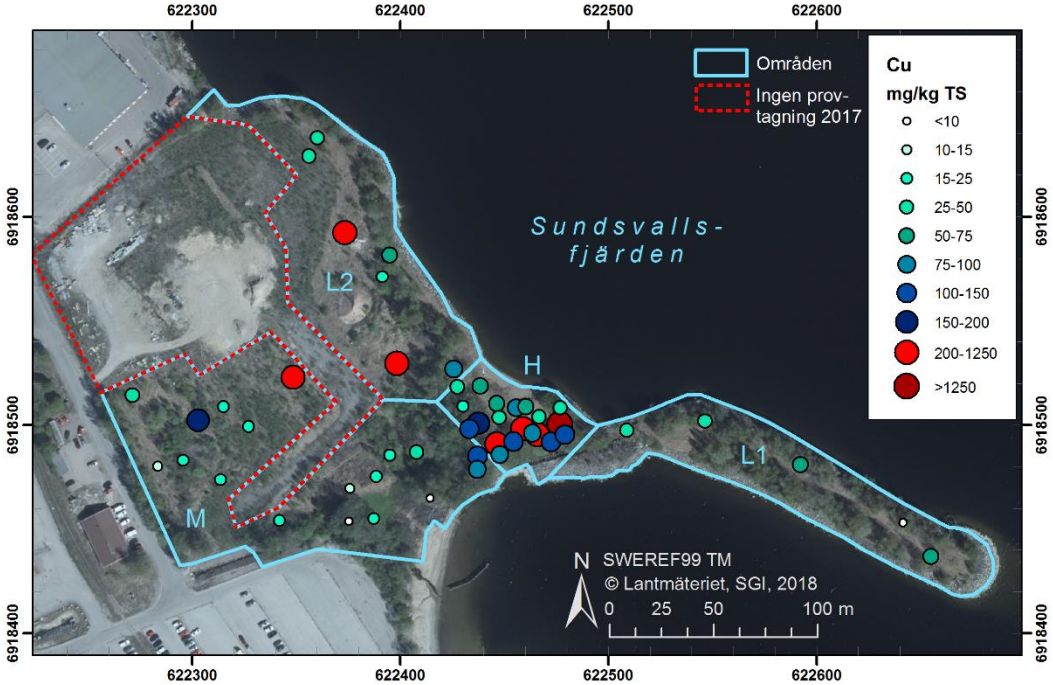
| | Maxhalt 0-20 cm mg/kg TS | Maxhalt 20-50 cm mg/kg TS | Medelhalt 0-20 cm mg/kg TS | Medelhalt 20-50 cm mg/kg TS | Andel prov-punkter > $E_{MKM}$ 0-20 cm | Andel prov-punkter > $E_{MKM}$ 20-50 cm | $E_{MKM}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Område H - 17 Antal provpunkter (n=17)** | | | | | | | |
| **PAH-H** | **279** | **146** | **84,3** | **39,5** | 94 % | 71 % | 10 |
| **PAH-M** | **220** | **245** | **74,4** | **46,5** | 53 % | 24 %. | 40 |
| **PAH-L** | 7,4 | 7,6 | 2,6 | 1,6 | 0 % | 0 % | 15 |
| **Ba** | **1010** | **1750** | **327** | **321** | 29 % | 18 % | 300 |
| **Cu** | **4430** | **1810** | **369** | **223** | 24 % | 18 % | 200 |
| **Pb** | **1590** | **1240** | **503** | 345 | 41 % | 24 % | 400 |
| **Zn** | **1120** | **898** | 430 | 322 | 35 % | 18 % | 500 |
| **Sb** | **422** | **99** | **42** | 13,4 | 18 % | 6 % | 30 |
| **Område M - Antal provpunkter: n=18 på 0-20 cm djup, n=17 på 20-50 cm djup** | | | | | | | |
| **PAH-H** | **326** | **252** | **65,8** | **33,7** | 83 % | 53 % | 10 |
| **PAH-M** | **348** | **297** | **60,2** | 37,1 | 44 % | 18 %. | 40 |
| **PAH-L** | 10,5 | 5,5 | 2,1 | 1,2 | 0% | 0 % | 15 |
| **Ba** | **599** | **563** | 157 | 140 | 17 % | 18 % | 300 |
| **Cu** | **271** | 155 | 52 | 39,6 | 6 % | 6 % | 200 |
| **Pb** | **431** | 221 | 84 | 61 | 6 % | 0 % | 400 |
| **Zn** | 477 | 454 | 195 | 141 | 0% | 0 % | 500 |
| **Sb** | **48** | 1,82 | <51 | 18 | 5 % | 0 % | 30 |
| **Område L - Antal provpunkter: n=15 på 0-20 cm djup, n=13 på 20-50 cm djup** | | | | | | | |
| **PAH-H** | **370** | **305** | **56** | **44** | 80 % | 46 % | 10 |
| **PAH-M** | **172** | **193** | **47** | 37 | 27 % | 31 %. | 40 |
| **PAH-L** | 10,8 | 4,3 | 2,4 | 1,3 | 0 % | 0 % | 15 |
| **Ba** | **553** | **785** | 163 | 171 | 20 % | 23 % | 300 |
| **Cu** | **1250** | **244** | 134 | 71 | 13 % | 8 % | 200 |
| **Pb** | **1440** | **40000** | 253 | **3811** | 13 % | 31 % | 400 |
| **Zn** | **1190** | 462 | 259 | 163 | 7 % | 0 % | 500 |
| **Sb** | 12 | **35** | <51 | 3,2 | 0 % | 0 % | 30 |



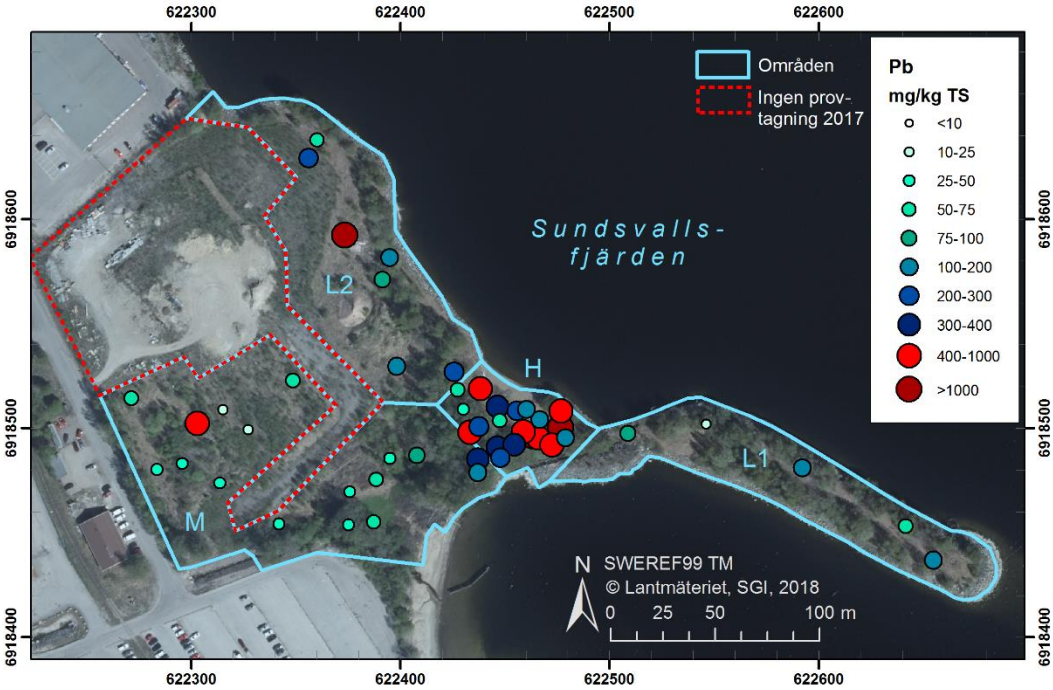

Figur 11. Koncentrationer av PAH-H i ytlig jord (0-20 cm). Riktvärde $E_{MKM}$ för PAH-H är 10 mg/kg TS.



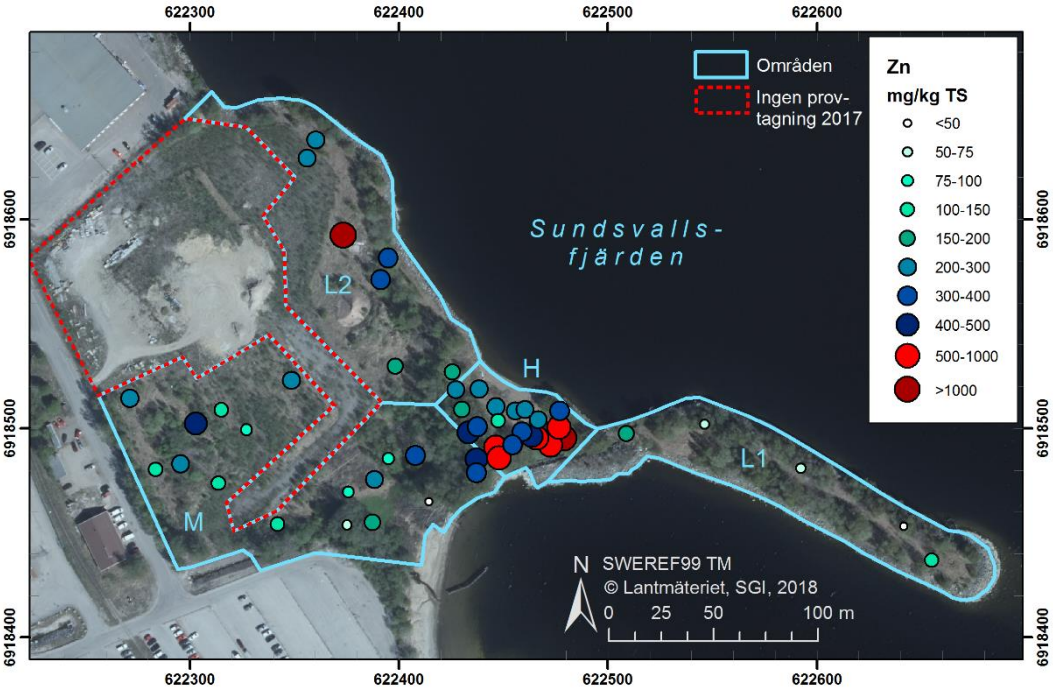

Figur 12. Koncentrationer av PAH-H jord på 20-50 cm djup. Riktvärde $E_{MKM}$ för PAH-H är 10 mg/kg TS.




Figur 13. Koncentrationer av koppar i ytlig jord (0-20 cm). Riktvärde $E_{MKM}$ för koppar är 200 mg/kg TS.




Figur 14. Koncentrationer av bly i ytlig jord (0-20 cm). Riktvärde $E_{MKM}$ för bly är 400 mg/kg TS.




Figur 15. Koncentrationer av zink i ytlig jord. Riktvärde $E_{MKM}$ för zink är 500 mg/kg TS.

### 6.2.2 Koncentration av fri PAH i porvattnet

Beräknade toxiska enheter, det vill säga den fritt lösta koncentrationen av PAH i markvattnet (3.5.5) delat med riktvärden för skydd av antingen >95 % eller 50 % av arterna (Verbruggen, 2012), visas i Tabell 21 och 22. Skyddet av 50 % av arterna motsvarar den svenska nivån mindre känslig markanvändning (MKM).

I jämförelse med riktvärdet för den högre skyddsnivån (skydd av >95 % av arter) överstiger halterna av PAH riktvärdet i flertalet av de undersökta punkterna. Detta är en indikation på att en viss påverkan av ekosystemet orsakad av förekomst av PAH kan förekomma. Ingen av de 50 undersökta punkterna har dock ett TU-värde >1 då jämförelse görs mot riktvärde som är satt för att skydda 50 % av arterna. Samtliga punkter utom FF 17:7 har också TU-värden som med god marginal ligger under 1. Kvalitetstestning av POM-metoden på prover utförda i duplikat visade på en relativ standardavvikelse på 15-40 %. Antaget det högre värdet skulle TU för denna punkt bli max 1,2; ($TU_{FF17:7}$ = 0,8×1,4=1,2).

Tabell 21. TU-värden. TU är kvoten mellan uppmätt porvattenkoncentration i provet och ett riktvärde. TU = $C_{w,prov}$/Riktvärde, TU > 1 indikerar risk. Två olika riktvärden har använts för kvot-beräkningen; MPC[1] och SCR[2]. Prover märkta med * är utvalda referensprover för Diaden.

| Delområde H | TU 95%[1] | TU 50 %[2] | Delområde M | TU 95%[1] | TU 50 %[2] |
|---|---|---|---|---|---|
| **FF17:1** | 14 | 0,23 | **FF17:21*** | 2,5 | 0,042 |
| **FF17:2** | 14 | 0,23 | **FF17:22** | 16 | 0,26 |
| **FF17:3** | 8,8 | 0,15 | **FF17:23** | 3,4 | 0,057 |
| **FF17:4** | 12 | 0,19 | **FF17:24*** | 0,51 | 0,0085 |
| **FF17:5** | 6,1 | 0,10 | **FF17:25*** | 1,0 | 0,017 |
| **FF17:6** | 5,2 | 0,087 | **FF17:26** | 13 | 0,21 |
| **FF17:7** | 49 | *0,82* | **FF17:27** | 18 | 0,30 |
| **FF17:8** | 1,1 | 0,019 | **FF17:28*** | 4,8 | 0,080 |
| **FF17:9** | 0,93 | 0,016 | **FF17:29** | 12 | 0,20 |
| **FF17:10** | 13 | 0,21 | **FF17:30*** | 0,0073 | 0,0012 |
| **FF17:11** | 6,7 | 0,11 | **FF17:31** | 0,54 | 0,0089 |
| **FF17:12** | 9,2 | 0,15 | **FF17:32*** | 0,55 | 0,0092 |
| **FF17:13** | 1,1 | 0,018 | **FF17:33** | 23 | 0,37 |
| **FF17:15** | 24 | 0,39 | **FF17:34** | 31 | 0,51 |
| **FF17:16** | 8,5 | 0,14 | **FF17:35** | 10 | 0,17 |
| **FF17:17** | 8,2 | 0,14 | **FF17:36** | 1,3 | 0,022 |
| **FF17:18** | 17 | 0,28 | **FF17:37** | 0,92 | 0,015 |
| | | | **FF17:38** | 0,33 | 0,0054 |

[1] TU = $C_w$/MPC skydd av 95% av arter. MPCeco,water: (Maximum Permissible Concentration, MPC) motsvarar skydd av >95% arter (Verbruggen, 2012).
[2] SRCeco,water: (Serious Risk Concentration), motsvarar skydd av 50% arter (Verbruggen, 2012).

Tabell 22. TU-värden. TU är kvoten mellan uppmätt porvattenkoncentration i provet och ett riktvärde. TU = $C_{w,prov}$/Riktvärde, TU > 1 indikerar risk. Två olika riktvärden har använts för kvot-beräkningen; MPC[1] och SCR[2]. Prover märkta med * är de prover utvalda till referensprover för Diaden.

| Delomr. L1 | TU 95%[1] | TU 50 %[2] | Delomr. L2 | TU 95%[1] | TU 50 %[2] |
|---|---|---|---|---|---|
| **FF17:39*** | 1,8 | 0,029 | **FF17:14*** | 0,25 | 0,0042 |
| **FF17:40*** | 5,9 | 0,10 | **FF17:19** | 2,8 | 0,047 |
| **FF17:41*** | 1,7 | 0,028 | **FF17:20** | 10 | 0,17 |
| **FF17:42*** | 4,1 | 0,068 | **FF17:44** | 3,2 | 0,054 |
| **FF17:43** | 15 | 0,25 | **FF17:45** | 4,3 | 0,071 |
| | | | **FF17:46** | 16 | 0,26 |
| | | | **FF17:47** | 0,17 | 0,0028 |
| | | | **FF17:48** | 10 | 0,17 |
| | | | **FF17:49** | 2,3 | 0,037 |
| | | | **FF17:50** | 5,5 | 0,091 |

[1] TU = $C_w$/MPC skydd av 95% av arter. MPCeco,water: (Maximum Permissible Concentration, MPC) motsvarar skydd av >95% arter (Verbruggen, 2012).
[2] SRCeco,water: (Serious Risk Concentration), motsvarar skydd av 50% arter (Verbruggen, 2012).

### 6.2.3 Toxisk potential

Den toxiska potentialen (TP) varierade stort inom de olika markklasserna (Figur 9 och Tabell 23). Med den valda gränsen ($TP_{bio}$ <0,25) för referensprover erhölls 3, 6 och 2 stycken referensprover för markkvalitetsklasserna God, Måttlig och Dålig. Medelvärde av $TP_{bio,ref}$ baserat på dessa prover, visas för de olika klasserna i Tabell 23.

För provpunkterna indikerar det breda spannet av $TP_{bio}$-värden att de potentiella riskerna för negativa effekter på ekosystemet varierar betydligt inom varje markkvalitetsklass. Detta, samt att flera referenspunkter finns tillgängliga för varje klass gör det möjligt att använda ansatsen att utvärdera Diaden utifrån olika marklasser med referenser inom varje markklass.

Tabell 23. Medelvärde av $TP_{bio}$ i referensprover för de olika markkvalitetsklasserna och min- och max-värde för provpunkterna inom dessa.

| Markkvalitets-klass | Referensprover | $TP_{bio,ref}$ Medel | $TP_{bio,prov}$ Min-Max |
|---|---|---|---|
| **God** | FF17:14; FF17:30; FF17:41 | 0,20 | 0,26-0,78 |
| **Måttlig** | FF17:21; FF17:24; FF17:25; FF17:28: FF17:39; FF17:40 | 0,17 | 0,27-0,97 |
| **Dålig** | FF17:32; FF17:42 | 0,21 | 0,29-0,95 |

De höga $TP_{bio}$-värdena indikerar att det skulle kunna uppstå negativa effekter på markekosystemet i vissa provpunkter medan det i andra provpunkter med låga $TP_{bio}$ värden troligen inte är att förvänta någon synlig effekt. Vi vill dock, igen, poängtera att $TP_{bio}$ inte är ett mått på de faktiska riskerna (eller ett exakt mått på graden av förväntad effekt), utan bara ger en indikation. Genom att studera de verkliga effekterna på markekosystemet kan man verifiera, eller förkasta, den information som TP-värdet ger. Detta är vad Diad-analysen syftar till (se avsnitt 2.2).

### 6.2.4 Platsspecifik sorption av PAH i jord

$K_{OC}$ är en platsspecifik parameter som beskriver i vilken utsträckning föroreningen fördelar sig mellan porvattnet och markens innehåll av organiskt kol (Ekvation 1). $K_{OC}$-värdet är också ämnesspecifikt. Starkt vattenskyende ämnen som högmolekylära PAH har betydligt högre $K_{OC}$-värden än lågmolekylära PAH som är mindre hydrofoba.

Tabell 24. Generella och platsspecifika $K_{OC}$ för Skönsmon 2:12 för enskilda PAH och för de tre ämnesgrupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H.

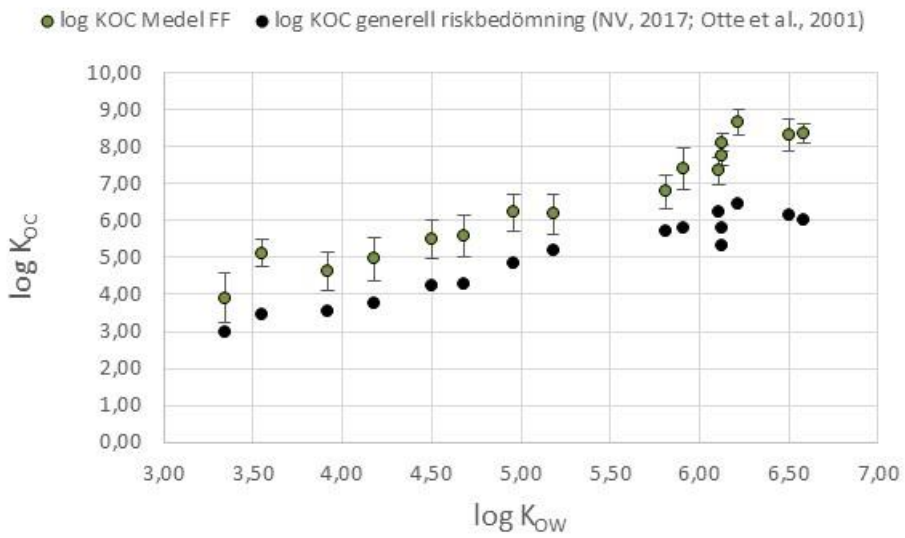
| PAH | $K_{OC}$ Generella[1,2] | $K_{OC}$, Platsspecifika Min - Max | | Ämnes-grupp | $K_{OC}$ Generella[2] |
|---|---|---|---|---|---|
| **Naftalen** | 955 | 309 | 349 000 | PAH-L | 1 800 |
| **Acenaftylen** | 2 950 | 28 800 | 1 120 000 | | |
| **Acenaften** | 3 390 | 7 720 | 1 280 000 | | |
| **Fluoren** | 5 890 | 18 400 | 12 200 000 | PAH-M | 29 000 |
| **Fenantren** | 17 000 | 51 400 | 7 480 000 | | |
| **Antracen** | 20 000 | 57 300 | 14 200 000 | | |
| **Pyrene** | 67 600 | 325 000 | 35 200 000 | | |
| **Fluoranten** | 151 000 | 259 000 | 35 700 000 | | |
| **Krysen** | 525 000 | 1 410 000 | 109 000 000 | PAH-H | 500 000 |
| **Benso[a]antracen** | 617 000 | 4 750 000 | 2 760 000 000 | | |
| **Benzo[k]fluoranthene** | 1 740 000 | 5 780 000 | 167 000 000 | | |
| **Benzo[b]fluoranthene** | 219 000 | 17 600 000 | 295 000 000 | | |
| **Benzo[a]pyrene** | 661 000 | 28 200 000 | 443 000 000 | | |
| **Benzo[ghi]perylene** | 2 690 000 | 118 000 000 | 4 560 000 000 | | |
| **Dibenz[ah]anthracene** | 1 380 000 | 59 400 000 | 5 300 000 000 | | |
| **Indeno[1,2,3-cd]pyrene** | 1 050 000 | 29 800 000 | 926 000 000 | | |

[1] Otte et al., (2001), [2] Naturvårdsverket, (2017)

I den svenska riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 2009) har man utgått från $K_{OC}$ som uppskattats utifrån ämnenas oktanol-vatten-fördelning, $K_{OW}$ (Otte *et al.*, 2001), och bestämt ett generellt $K_{OC}$-värde för var och en av de tre ämnesgrupperna; PAH-L, PAH-M och PAH-H (Naturvårdsverket, 2017). Dessa generella värden visas tillsammans med beräknade platsspecifika $K_{OC}$ (min- och max-värden) för Skönsmon 2:12 (djup 0-20 cm) i Tabell 24.

Alla ämnen förutom naftalen hade i alla punkter ett högre eller mycket högre $K_{OC}$ värde jämfört med de generella värdena, vilket betyder att fastläggningen är betydligt bättre/större i jorden på Skönsmon 2:12 än det generella scenariot man utgått från i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. För naftalen var det platsspecifika $K_{OC}$ värdet lägre i två punkter (FF 17:17 och FF 17:33). Naftalen har lägst molekylvikt av ämnena i gruppen 16 PAH och är därmed mer flyktig och mer lättnedbrytbar (både fotokemiskt och biologiskt) än övriga PAH. Dessa egenskaper gör att analysresultat för naftalen (och andra lågmolekylära PAH) ofta är mindre tillförlitliga jämfört med PAH med högre molekylvikt. Analysresultatet kan bli lägre än det verkliga värdet, eftersom ämnena både kan brytas ned och förflyktigas, vilket kan orsaka förluster (i fält och på lab). Detta kan vara en orsak till att $K_{OC}$ -värdet för naftalen avviker ifrån det generella mönstret i två punkter.

I Figur 16 visas log $K_{OC}$-medelvärden för hela Skönsmon 2:12 i jämförelse med Naturvårdsverkets generella värden (Otte *et al.*, 2001; Naturvårdsverket, 2017). Figuren visar tydligt att Skönsmon 2:12 har betydligt bättre förutsättningar att fastlägga PAH jämfört med de generella antaganden som ligger till grund för Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (medel-$K_{OC}$ på Skönsmon 2:12 är en tiopotens, eller mer, högre än i de generella värdena).




Figur 16. Log $K_{OC}$ medelvärden för hela Skönsmon 2:12 (n=32-50) plottade mot ämnenas hydrofobicitet uttryckt som log $K_{OW;}$ felstaplar visar standardavvikelsen.

Att skillnaden är så stor beror på att de generella $K_{OC}$-värdena har uppskattats med hjälp av laboratorietester där jordar, med naturligt organiskt material, förorenats med PAH, så kallade spikade prover, som ej hunnit åldras. Idag vet man att både föroreningens ålder och

typ av organiskt material kan påverka storleken på $K_{OC}$. Fastläggning till antropogent kol som till exempel tjära och sot har visat sig vara starkare/större än fastläggning till naturligt kol som till exempel humus. Studier på åldrade förorenade jordar med innehåll av antropogent kol har visat att $K_{OC}$-värdena för dessa föroreningssituationen ligger 10 till 100 gånger över antagna värden för generella scenarion för riskbedömning (Arp *et al.*, 2014).

### 6.2.5 Upptag av PAH i mask

Medelkoncentrationer, min- och maxkoncentrationer, av PAH i daggmaskfett från de tre olika områdena (delområde H, M och L) visas i Tabell 25 och 26.

Tabell 25. Medelkoncentrationen av 16 PAH i maskfett i daggmaskar från de tre delområdena, samt den relativa standardavvikelsen (RSD=standardavvikelsen/medelvärdet) i %.

| | **Medelkoncentration av PAH i fett i daggmask, Cmask** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Delområde (antal prover)** | Delområde H (n=15) | | Delområde M (n=8) | | Delområde L (n=3) | |
| | µg/g mask-fett | RSD | µg/g maskfett | RSD | µg/g maskfett | RSD |
| **Naphthalene** | 1,9 | 71% | 2,0 | 99% | 1,4 | 137% |
| **Acenaphthalene** | 1,7 | 174% | 1,5 | 142% | 2,1 | 127% |
| **Acenaphthene** | 0,64 | 97% | 0,72 | 154% | 0,048 | 118% |
| **Fluorene** | 0,70 | 99% | 0,85 | 120% | 0,91 | 116% |
| **Phenanthrene** | 18 | 115% | 18 | 83% | 16 | 95% |
| **Anthracene** | 8,1 | 57% | 14 | 34% | 10 | 16% |
| **Pyrene** | 26 | 107% | 26 | 79% | 13 | 67% |
| **Fluoranthene** | 35 | 99% | 38 | 76% | 21 | 62% |
| **Chrysene** | 20 | 89% | 22 | 73% | 12 | 60% |
| **Benz[a]anthracene** | 16 | 84% | 19 | 78% | 8,7 | 59% |
| **Benz[k]fluoranthene** | 26 | 78% | 28 | 76% | 17 | 69% |
| **Benz[b]fluoranthene** | 27 | 81% | 29 | 73% | 17 | 69% |
| **Benz[a]pyrene** | 1,1 | 75% | 1,2 | 75% | 0,56 | 72% |
| **Benzo[g,h,i]perylene** | 9,5 | 64% | 18 | 22% | 14 | 15% |
| **Dibenzo[a,h]anthracene** | 0,63 | 76% | 0,73 | 62% | 0,42 | 64% |
| **Indeno[1,2,3]pyrene** | 17 | 57% | 24 | 43% | 16 | 25% |

Koncentrationen av PAH i daggmaskar varierade stort mellan proverna, från ej detekterbara halter till 756 µg PAH-16/g fett i ett prov från delområde H (FF 17:7). Medelvärdet för alla prover (25 st) var betydligt lägre, men behäftat med en hög standardavvikelse; 211±159 µg PAH-16/g fett. Det gick inte att urskilja någon skillnad i upptag av PAH till daggmaskar mellan de tre delområdena (Tabell 25 och 26). En signifikant skillnad hade inte heller förväntas, då proverna för analys av upptag valdes utifrån totalhalten av PAH i jorden (och förekomst av mask). Det vill säga fler prover med hög totalhalt PAH i jord valdes ut än prover med låg för analys.

Tabell 26. Min- och maxkoncentrationer av 16 PAH i maskfett i daggmaskar från de tre olika delområdena.

| | **Min- och maxkoncentration av 16 PAH i fett i daggmask, $C_{mask}$** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Delområde H | | Delområde M | | Delområde L | |
| **Antal prover** | n=15 | | n=8 | | n=3 | |
| **µg/g maskfett** | min | max | min | max | min | Max |
| **Naphthalene** | 0,25 | 5,3 | nd | 5,6 | 0,013 | 3,6 |
| **Acenaphthalene** | 0,15 | 12 | nd | 4,8 | 0,37 | 5,1 |
| **Acenaphthene** | nd | 1,7 | nd | 3,1 | nd | 0,11 |
| **Fluorene** | nd | 2,9 | nd | 2,9 | nd | 2,1 |
| **Phenanthrene** | 3,1 | 86 | 1,4 | 47 | 3,1 | 33 |
| **Anthracene** | 2,9 | 21 | 8,8 | 22 | 8,0 | 11 |
| **Pyrene** | 5,3 | 120 | 2,4 | 59 | 5,1 | 22 |
| **Fluoranthene** | 7,9 | 150 | 4,9 | 87 | 9,9 | 35 |
| **Chrysene** | 5,5 | 77 | 2,9 | 51 | 6,5 | 20 |
| **Benz[a]anthracene** | 3,6 | 58 | 1,7 | 44 | 4,6 | 14 |
| **Benz[k]fluoranthene** | 7,0 | 88 | 2,7 | 64 | 7,8 | 30 |
| **Benz[b]fluoranthene** | 7,0 | 93 | 3,7 | 64 | 7,8 | 30 |
| **Benz[a]pyrene** | 0,26 | 3,3 | 0,12 | 2,7 | 0,22 | 1,0 |
| **Benzo[g,h,i]perylene** | 3,7 | 29 | 14 | 24 | 12 | 16 |
| **Dibenzo[a,h]anthracene** | 0,12 | 2,0 | 0,20 | 1,5 | 0,17 | 0,70 |
| **Indeno[1,2,3]pyrene** | 5,5 | 39 | 12 | 41 | 13 | 20 |

I en omfattande sammanställning över ekotoxikologiska data för PAH av Verbruggen (2012) listas NOER-värden för tre olika arter av daggmask (*Eisenia Andrei, Eisenia f. fe-*

*tida* och *Eisenia veneta*). NOER står för No Observed Effect Residual och är den beräknade sammantagna halten av PAH som en organism kan ha i sitt fett utan att någon effekt på organismen har observerats.

För den känsligaste daggmasken, *Eisenia f. fetida,* anges ett NOER-värde på 1820 nmol/$g_{fett}$. I Tabell 27 visas jämförelse av uppmätta PAH-halter, (som summa 16 PAH) i fett från de daggmaskar som påträffades på Skönsmon 2:12), med detta NOER-värde. Endast i två punkter (FF17:7 och FF17:29) överstiger halten PAH i daggmask NOER-värdet. I dessa punkter är halten 1,9 respektive 1,3 ggr högre än NOER. NOER-värdet är beräknat från NOEC-värden, det vill säga en koncentration i jorden som inte ger någon observerad effekt på organismen. Som en tumregel brukar man säga att koncentrationen som behövs för att ge en effekt på 50% av organismerna (EC50) är ca 10 ggr högre än NOEC. I relation till detta får de 1,9 och 1,3 ggr högre halterna anses låga och ingen effekt på daggmask orsakad av 16-PAH är att förvänta. Det bör också poängteras att daggmaskar för analys valdes ut med avseende på punkter med höga halter. En kvot baserad på medel-halten för daggmask från hela området på Skönsmon 2:12 skulle troligen bli lägre.

Tabell 27. Kvoten mellan uppmätt halt PAH (summa 16PAH) i daggmask-fett och NOER-värdet för daggmasken *Eisenia f. fetida* (No Observed Effect Residual); 1820 nmol/$g_{fett}$ (Verbruggen, 2012).

| Provets märkning | Kvot PAH-16/NOER ((nmol/g fett) / (nmol/g fett)) | Provets märk-ning | Kvot PAH-16/NOER ((nmol/g fett) / (nmol/g fett)) |
|---|---|---|---|
| **FF 17:1** | 0,00 | **FF 17:17** | 0,22 |
| **FF 17:3** | 0,40 | **FF 17:18** | 0,16 |
| **FF 17:4 (n=3)** | 0,36 ± 0,04 | **FF 17:22** | 0,57 |
| **FF 17:5** | 0,46 | **FF 17:24** | 0,54 |
| **FF 17:6** | 0,80 | **FF 17:29** | 1,3 |
| **FF 17:7** | 1,9 | **FF 17:35(n=3)** | 0,91 ± 0,24 |
| **FF 17:8** | 0,36 | **FF 17:36** | 0,43 |
| **FF 17:9** | 0,55 | **FF 17:37** | 0,13 |
| **FF 17:10** | 0,26 | **FF 17:38** | 0,29 |
| **FF 17:12** | 0,74 | **FF 17:41** | 0,62 |
| **FF 17:13** | 0,16 | **FF 17:48** | 0,29 |
| **FF 17:15** | 0,16 | **FF 17:50** | 0,20 |
| **FF 17:16** | 0,74 | | |

## 6.3 Ekologiska mätningar

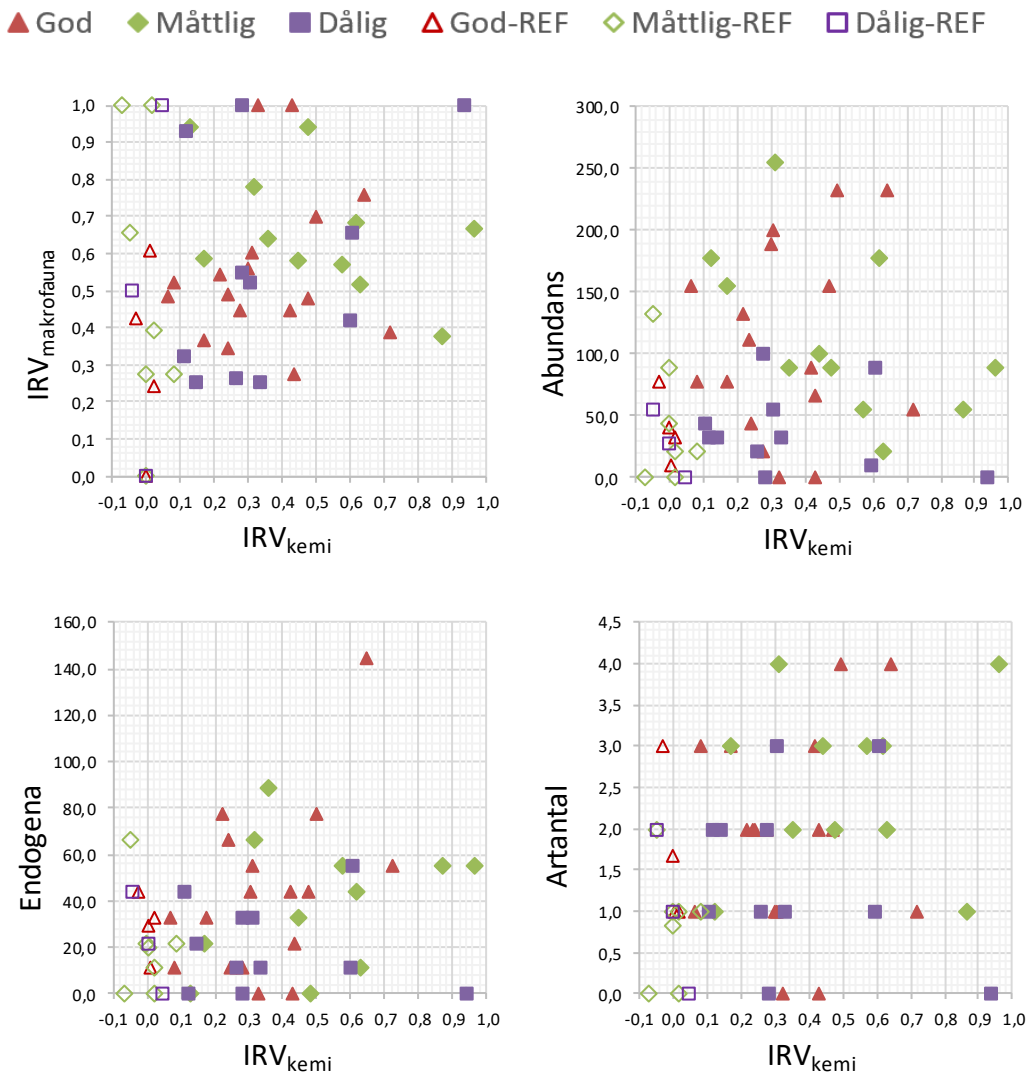
I de figurer under avsnitt 6.3.2 till 6.3.6 som redovisar resultat från ekologiska undersökningar jämförs de integrerade riskvärdena (IRV) för olika ekologiska undersökningar med de integrerade riskvärdena för kemilinjen ($IRV_{kemi}$). Eftersom $IRV_{kemi}$ är ett mått på den biotillgängliga föroreningshalten (avsnitt 4.2) visar figurerna om det finns ett samband mellan en högre koncentration av biotillgänglig förorening (högre $IRV_{kemi}$) och en påverkan på ekologin. På samma sätt jämförs alla använda ekologiska responsvariabler och index med $IRV_{kemi}$ för att se om föroreningarna påverkar enskilda variabler eller index. Eftersom markförhållandena har en stor påverkan på ekologin oavsett förorening eller inte, har resultaten delat upp efter de olika markklasserna.

### 6.3.1 Vegetation och biomassa

Insamlad växtbiomassa delades upp i gräs, örter, mossa och klöver, torkades och vägdes in. Mängden växtbiomassa i fält- och bottenskikten kan i vissa fall ge en bra indikation på den potentiella markkvaliteten och/eller eventuella störningar på grund av föroreningssituationen. På Skönsmon 2:12 varierade dock trädskiktets täckningsgrad betydligt vilket har stor påverkan på mängden biomassa i markskiktet då träd kan ”skugga ut” växtlighet på marken. Mängden biomassa i fältskiktet gav därför ingen bra indikation på varken markkvalitet eller föroreningspåverkan. Resultaten presenteras därför inte närmare här, men redovisas i Bilaga 8.

### 6.3.2 Makrofauna: daggmaskar

Resultat för de tre responsvariabler och index (3.6.1) som använts för makrofauna samt sammanvägt värde för $IRV_{makrofauna}$ jämförs i Figur 17 med integrerat riskvärde för kemi ($IRV_{kemi}$). De högsta $IRV_{makrofauna}$-värdena (dvs $IRV_{makrofauna}$ =1) är punkter där inga maskar hittades.




Figur 17. Grafen överst till vänster visar integrerat riskvärde (IRV) för makrofauna (daggmask) som funktion av $IRV_{kemi}$. Övriga grafer visar värden på de responsvariabler som användes för att beräkna $IRV_{makrofauna}$ det vill säga Abundans, Endogena daggmaskar och Artantal (som funktion av $IRV_{kemi}$). Referensprover (provpunkter som har $TP_{bio}$<0,25) och medelvärde av referensprover visas med ej fyllda symboler.

Notera att tre av de prover där vi inte hittade några daggmaskar utgjordes av referensprover, d v s prover med låg föroreningsnivå. Det går givetvis inte att utesluta att detta skulle kunna bero på förekomst av okända föroreningar. Mot detta talar dock att det inte finns något generellt samband mellan föroreningshalter ($IRV_{kemi}$) i olika markklasser och $IRV_{makrofauna}$. Inte heller de enskilda responsvariablerna gav något samband med föroreningshalt; inte heller efter uppdelning på enskilda markkvalitetsklasser (Figur 17). Det är rimligare att anta att frånvaron av daggmask i några av provpunkterna beror på en stor rumslig variation i förekomst av daggmaskar. Detta stöds av mätningar av PAH-halter i daggmaskfett, se vidare avsnitt 6.2.5.

Eftersom frånvaron av daggmask i vissa referensprover inte kan hanteras på ett bra sätt i Diaden utan endast bidrar till att öka osäkerheten i resultatet beslutades att inte inkludera

$IRV_{makrofauna}$ i den sammanvägda Diad-beräkningen. Daggmaskprover behöver tas på ett annat sätt för att undvika att slumpmässiga variationer slår igenom.

Medelabundansen av daggmask på Skönsmon 2:12 var 80±69 (standardavvikelse) daggmaskar/$m^2$ (median 61 daggmaskar/$m^2$). Medelabundansen av endogeiska daggmaskar var 33±30 daggmaskar/$m^2$ (median 33 daggmaskar/$m^2$). Endogeiska daggmaskar utgjorde i medel 49 % av det totala antalet maskar.

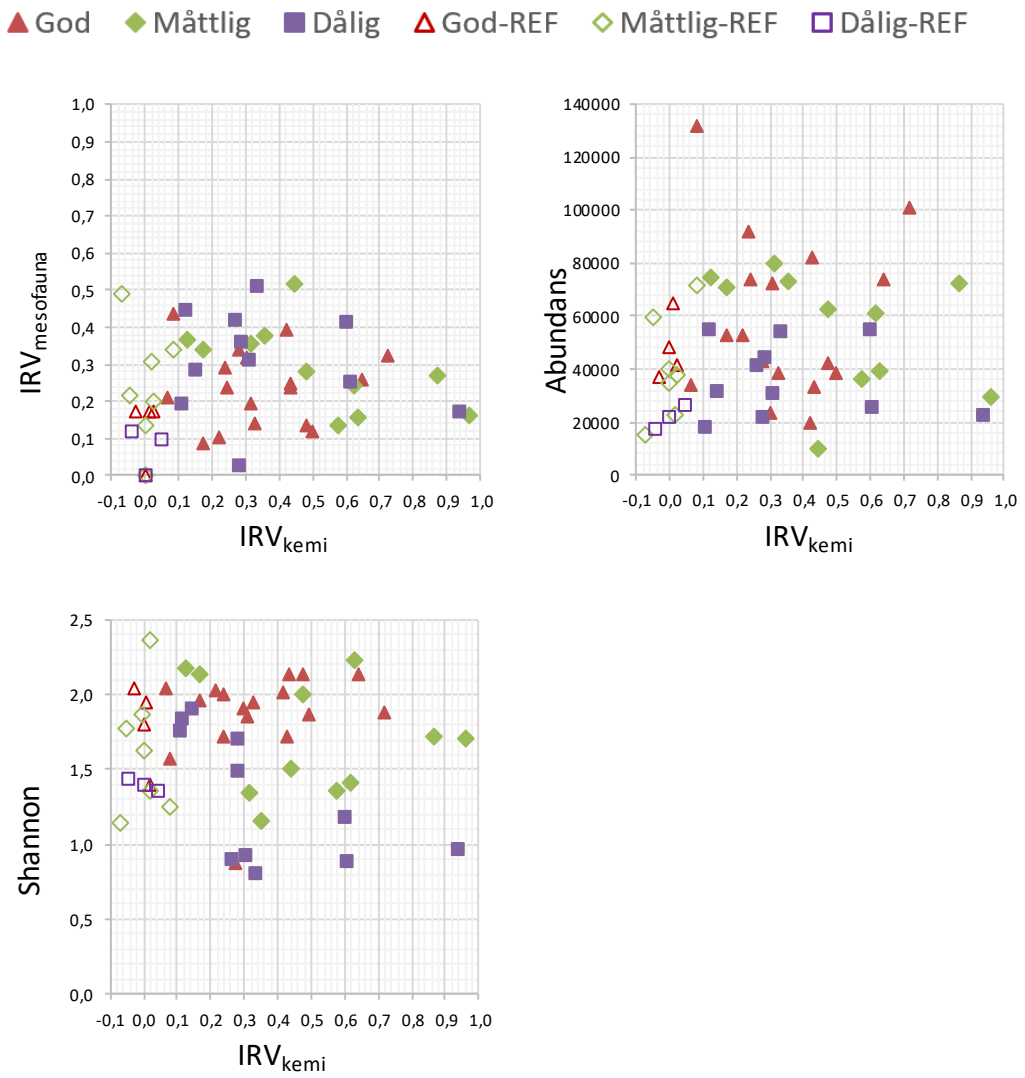
En studie av De Wandeler *et al.* (2016) där förekomsten av daggmask undersökts i 6 olika skogstyper i Europa visar på en medelabundans av runt 90 daggmaskar / $m^2$ och 60 endogeiska daggmaskar / $m^2$ men en stor spridning. De markparametrar som framför allt påverkade daggmaskarnas abundans var jordens C/N-kvot, pH och typ av undervegetation (De Wandeler *et al.*, 2016). Förekomsten av daggmask på Skönsmon 2:12 ligger således inom det intervall man kan förvänta sig att hitta i skogsmark. Det är svårt att bedöma om det är miljöfaktorer eller förorening som mest bidrar till de lite lägre värdena jämfört med studien av De Wandeler *et al.*, (2016).

### 6.3.3 Mesofauna; hoppstjärtar

Resultaten för den responsvariabel (abundans) och det index (Shannon) som använts för hoppstjärtar och sammanvägt värde för $IRV_{mesofauna}$ visas i Figur 18. Det finns inget tydligt samband mellan föroreningsnivå och abundans eller Shannon index. Däremot ser det ut att finnas en viss påverkan av markkvalitet på abundans och Shannon-index. För markklass Dålig sjunker Shannonindex vid $IRV_{kemi}$ > 0,3 vilket kan tyda på en påverkan av förorening vid dålig markförhållanden.

Abundansen av hoppstjärtar i det övre markdjupet (0-20 cm) varierade mellan 10 063 – 132 075 individer per $m^2$ med ett medianvärde på 43 138 individer/$m^2$. Vanligen sträcker sig hoppstjärt-abundansen i åkermark mellan 20 000 – 50 000 $m^2$, medan den i gräsmark kan vara så hög som 100 000 $m^2$, och i skogsmark mellan 60 000 – 500 000 $m^2$ (Hopkin, 1997). Värdena på Skönsmon 2:12 är i samma storleksordning och jämförbara med åker- och gräsmark, vilka båda är habitat som saknar humuslager. Orsaken till att skogsmarken har en högre abundans än åkermark och gräsmark är just förekomsten av ett humuslager.

Shannon-index på Skönsmon 2:12 varierade mellan ungefär 0,8 och 2,4. Generellt ligger typiska värden för Shannon-index mellan 1,5 och 3,5 och det är sällan högre än 4 (Sousa *et al.*, 2006).

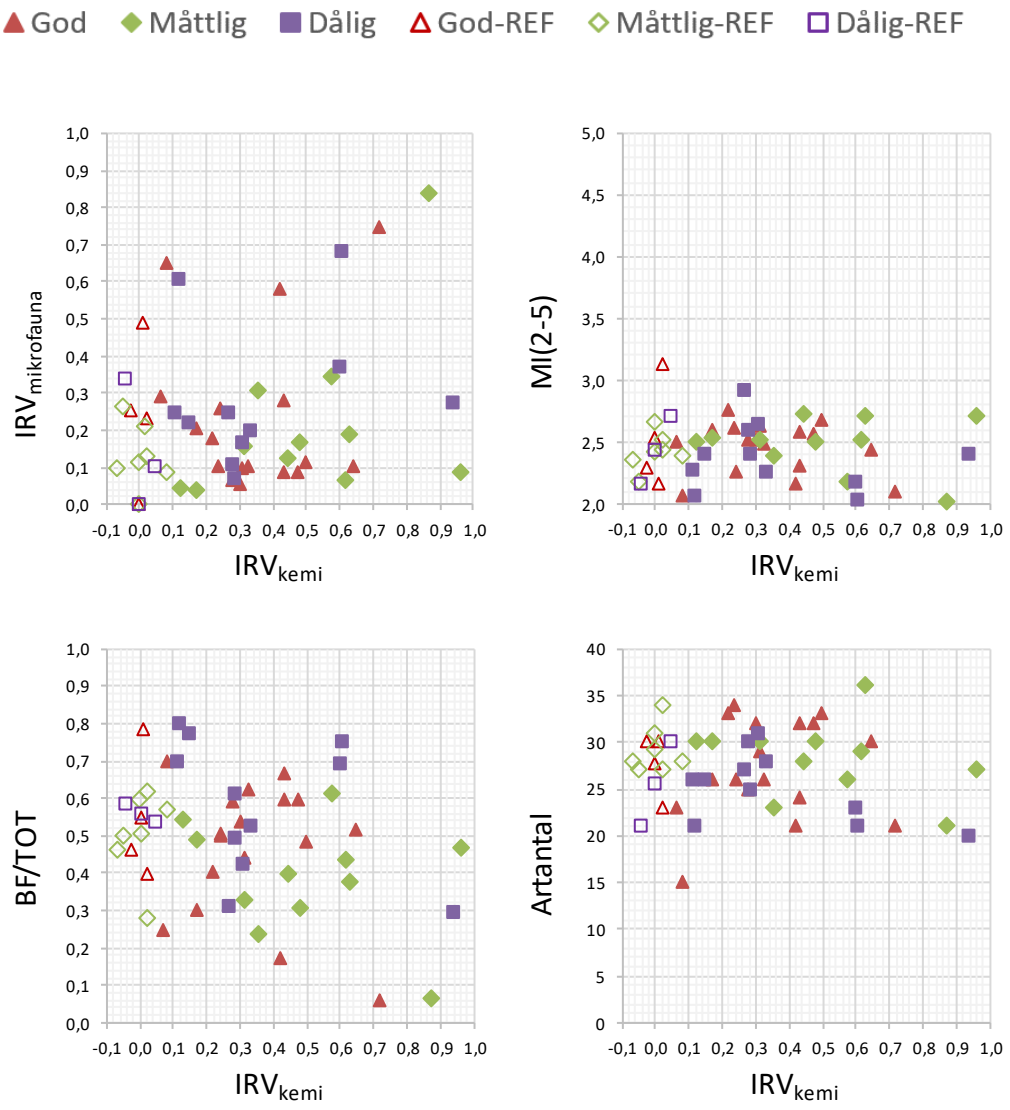



Figur 18. Grafen överst till vänster visar integrerat riskvärde (IRV) för mesofauna (hoppstjärtar) som funktion av $IRV_{kemi}$. Grafer överst till höger visar Abundans (individer/$m^2$), medan den nedre grafen till vänster visar Shannon-index, båda som funktion av $IRV_{kemi}$. Referensprover (provpunkter som har $TP_{bio}$<0,25) och medelvärde av referensprover visas med ej fyllda symboler.

### 6.3.4 Mikrofauna; nematoder

Resultatet för den responsvariabel och de index som använts för nematoder (3.6.3) och sammanvägt värde för $IRV_{mikrofauna}$ jämförs i Figur 19 med integrerat riskvärde för kemi ($IRV_{kemi}$). Resultaten har delats upp efter markkvalitet. Det finns inget tydligt samband mellan föroreningsnivå ($IRV_{kemi}$) och någon responsvariabel, index eller sammanvägda riskvärdet för mikrofauna.

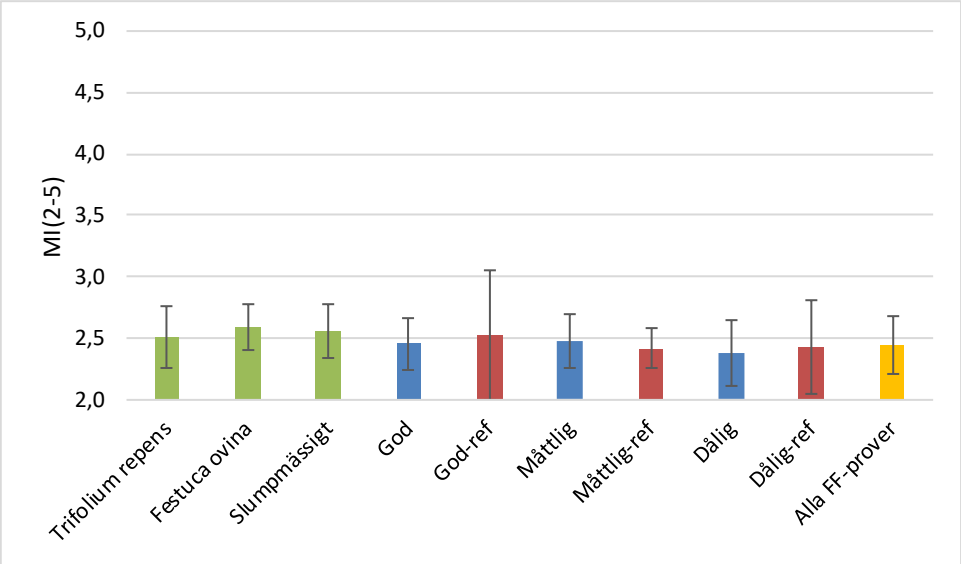
Totala antalet nematoder sammanslaget för 0-20 cm djup varierade mellan 8-215 nematoder per gram torr jord, men medianen var 35 nematoder per gram torr jord. Dessa värden ligger i linje med antalet nematoder som vanligtvis hittas i gräsmark; 50-500 nematoder per gram torr jord (de Goede och Bongers, 1998).




Figur 19. Grafen överst till vänster visar integrerat riskvärde (IRV) för mikrofauna (nematoder) som funktion av $IRV_{kemi}$. Övriga grafer visar responsvariabler och index som användes för att beräkna $IRV_{mikrofauna}$, det vill säga MI(2-5), BF/TOT (kvoten mellan bakterieätare och det totala antalet nematoder) och Artantal (antal arter/g torr jord) som funktion av $IRV_{kemi}$. Referensprover ($TP_{bio}$<0,25) och medelvärde av referensprover visas med ej fyllda symboler.

Som nämnts under avsnitt 3.6.3 är MI(2-5) ett index på hur stört nematodsamhället är, där 5 representerar ett helt ostört samhälle och 2 ett stört samhälle. MI(2-5) varierade mellan 2,02 och 3,13 inom hela området, med ett medelvärde på 2,44. Detta är något lägre än medelvärden som uppmätts i betesmark (2,51-2,59), (Viketoft, 2007), men skillnaden är inte statistiskt signifikant (Figur 20). Att MI(2-5) blir närmare två än fem även i relativt naturlig mark beror på att nematoder med cp-värde 2 är de vanligast förekommande arterna även i mer ostörda system medan de med högre cp-värde hittas i lägre abundanser. Medelvärden beräknat för de olika markklasserna skiljde sig inte signifikant från betesmarkens medelvärden och inte heller från sina respektive referens-medelvärden (Figur 20).

Bakterieätande nematoder utgör vanligtvis 30-50 % av nematodsamhället (Viketoft, 2007), vilket även var fallet i Skönsmon 2:12 (medel 49 %) även fast det var stor variation bland de enskilda proverna (6-80 %). Sammantaget kan vi alltså inte visa att nematoderna har påverkats av de undersökta föroreningarna.



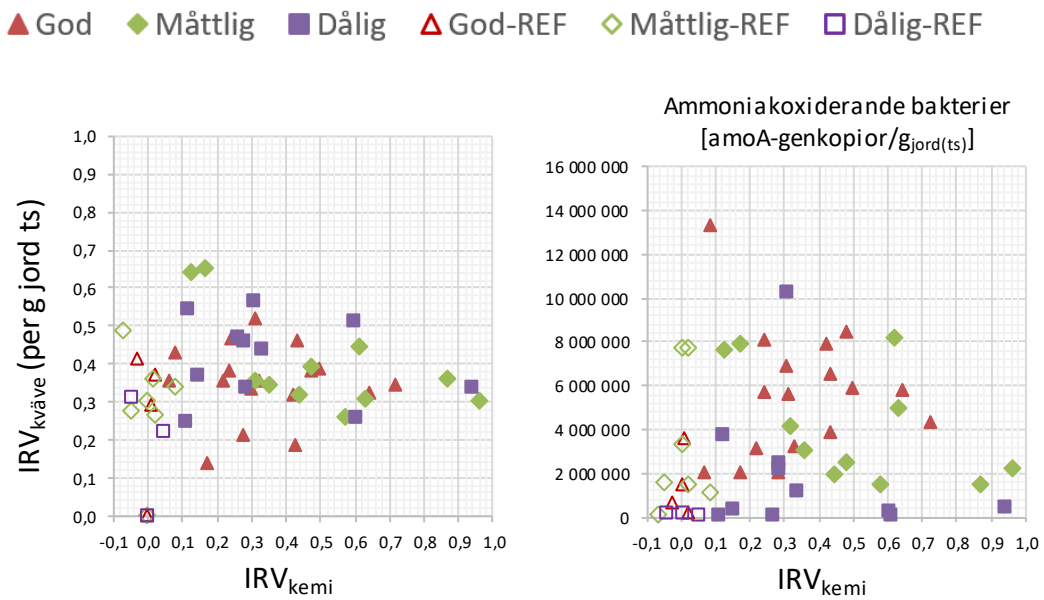

Figur 20. Maturity Index (2-5) i svensk betesmark (de tre första gröna staplarna), där provtagning gjorts under två olika växter; *Trifolium repens* (n=10) och *Festuca ovina* (n=10) samt slumpmässigt (n=20) (Viketoft, 2007) samt medelvärde av provpunkter på Skönsmon 2:12 (blå staplar) och referensprover (röda staplar) för markklasserna God, Måttlig och Dålig. Medelvärdet för hela det undersökta området på Skönsmon 2:12 visas med gul stapel (n=50 st, inkl ref-punkter).

### 6.3.5 Kväveomsättning, DNA-baserad

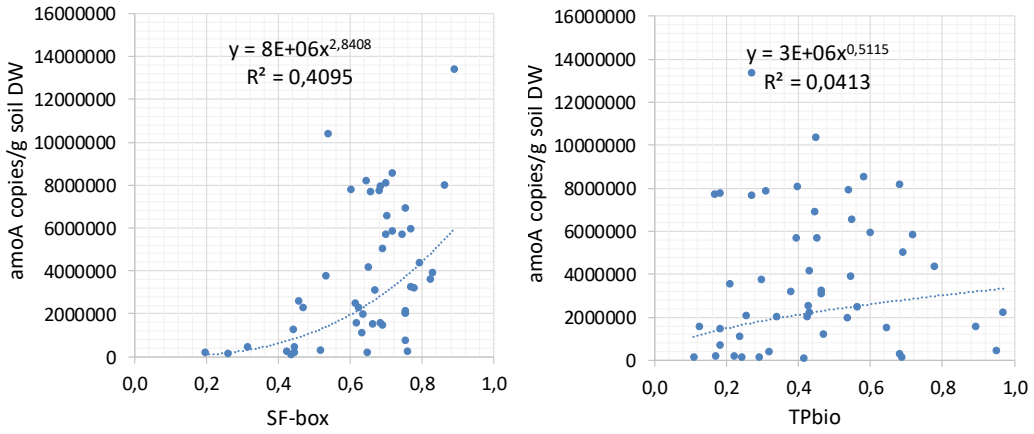
Hur kvävet omsätts i marken är mycket centralt för markens funktion och förmåga att producera växtbiomassa. Kvävet omsätts i en serie komplexa reaktioner där markens mikroorganismer spelar en central roll. På Skönsmon 2:12 kvantifierades de mikrobiella samhällen som är involverade i olika delar i kvävecykeln genom att kvantifiera olika gener som kodar för enzym som är typiska för mikroorganismer med olika funktion i kvävecykeln (Bilaga 9). Indexen fylogenetisk mångfald och Shannon beräknades också och redovisas i Bilaga 9.

IRV för kvävecykeln redovisas i Figur 21, och som framgår saknas samband mellan det integrerade riskvärdet för föroreningar ($IRV_{kemi}$) och det integrerade riskvärdet för kvävecykeln ($IRV_{kvävecykel}$; Figur 21), även när resultaten grupperas utifrån markkvalitet bestämd med SF-box. Det finns inte heller något samband mellan föroreningsnivå ($IRV_{kemi}$) och enskilda mått på processer i kvävecykeln (ammoniumoxidation, lustgasreduktion, denitrifikation och kvävefixering), se Figur 21 (ett exempel) och Bilaga 9. Detta beror på att markegenskaper kopplade till markkvalitet i betydande omfattning bidrar till den stora variationen i datamaterialet. Vi kan dock notera att antalet ammoniakoxiderande bakterier är lågt i jordklass ”Dålig” oavsett om det är en förorenad jord eller en referens (Figur 22).

Hur ammoniumoxidationen påverkas av markkvalitet respektive föroreningsnivå visas i Figur 22.



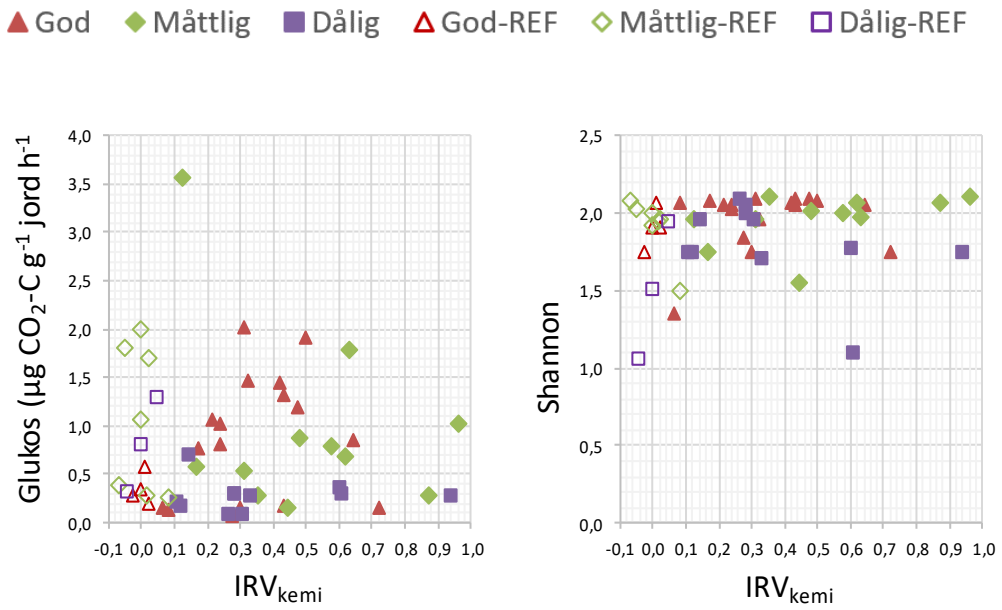

Figur 21. Resultat för kvävecykeln. Till vänster, $IRV_{kvävecykeln}$ baserat på sex responsvariabler och fyra diversitetsindex versus $IRV_{kemi}$. Till höger ett exempel på responsvariabel, ammoniakoxiderande bakterier. Referensprover (provpunkter som har $TP_{bio}$<0,25) och medelvärde av referensprover visas med ej fyllda symboler. Resultat för alla sex responsvariabler och fyra diversitetindex redovisas i Bilaga 9.




Figur 22. Figuren (till vänster) visar att det finns ett samband mellan ammoniumoxidationspotential och markkvalitet (SF-box), men inte mellan ammoniumoxidationspotential och toxisk potential (figuren till höger). Liknande resultat erhölls med de andra kvävebaserade indexen.

### 6.3.6 Kolmineralisering

Som framgår av Figur 23 saknas ett samband mellan markrespiration, mätt som glukosinducerad respiration (mängden aktiva mikroorganismer) eller Shannon-index (mikrobiell, funktionell diversitet), och föroreningsnivå. Det finns inte heller några påvisbara effekter av förorening om resultaten delas in i markkvalitetsklasser. Resultat av dessa mätningar ligger således i linje med de som erhölls från de andra ekologiska mätningarna.




Figur 23. Graferna visar glukosinducerad respiration och Shannon-index som funktion av $IRV_{kemi}$. Referensprover (provpunkter som har $TP_{bio}$<0,25) och medelvärde av referensprover visas med ej fyllda symboler

## 6.4 Sekundäreffekter

Beräkningarna för sekundäreffekter baseras på uppmätta halter av PAH i jord och mask. Det finns däremot inga platsspecifika data vad gäller konsumenterna, småfåglar och gnagare (till exempel vilka arter som förekommer eller hur mycket mask de äter). I Tabell 28 finns beräknade koncentrationer av PAH i mask för varje delområde, en notering om hur stor andel av det totala innehållet av varje PAH som finns i maginnehållet på masken samt beräknade jämförvärden för sork, mus och trast. Jämförvärdet ($JV_{sekundär}$) är beräknat utifrån NOAEL eller LOAEL-värde från CCME (2010) (se avsnitt 5). Jämförvärdet anger en halt PAH i födan som den angivna konsumenten ska kunna äta utan att påverkas negativt.

Tabell 28. Beräknade koncentrationer PAH i mask (inklusive maginnehåll) och beräknat jämförvärde för sekundäreffekter för djur som äter mask.

| | $C_{mask}$ | | | | | | $JV_{sekundär}$[1] | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Delområde H | | Delområde M | | Delområde L | | Sork/Mus[2] | Trast[2] |
| | mg/kg våtvikt | Jord i mage[3] | mg/kg våtvikt | Jord i mage[3] | mg/kg våtvikt | Jord i mage[3] | mg/kg våtvikt föda | |
| Naphthalene | 0,08 | **65%** | 0,06 | **68%** | 0,09 | 84% | 39,56 | 3,66 |
| Acenaphthene | 0,10 | 91% | 0,08 | 92% | 0,05 | 99% | 96,83 | 10,75 |
| Fluorene | 0,09 | 88% | 0,08 | 90% | 0,10 | 91% | 69,17 | 7,68 |
| Anthracene | 0,30 | **63%** | 0,28 | **56%** | 0,21 | **54%** | 276,67 | 30,72 |
| Fluoranthene | 2,91 | 81% | 2,43 | 85% | 1,85 | 89% | 69,17 | 7,68 |
| Pyrene | 2,39 | 83% | 1,95 | 87% | 1,45 | 91% | 34,58 | 3,84 |
| Benz[a]anthracene | 1,25 | 80% | 1,05 | 83% | 0,80 | 89% | 27,67 | 3,07 |
| Chrysene | 1,07 | 71% | 0,87 | 75% | 0,64 | 81% | 27,67 | 3,07 |
| Benz(b)fluoranthene | 1,44 | 71% | 1,18 | 76% | 1,02 | 84% | 27,67 | 3,07 |
| Benz(k)fluoranthene | 0,64 | **38%** | 0,50 | **43%** | 0,59 | 71% | 27,67 | 3,07 |
| Benz(a)pyrene | 1,57 | 99% | 1,35 | 99% | 0,93 | 99% | 2,77 | ***0,31*** |

[1] Jämförvärde för sekundäreffekter, se avsnitt 5.
[2] Microtus spp (sork), Mus musculus (husmus), American Robin (trast).
[3] Andel av PAH i masken som uppskattas finnas i jord i magen på masken. PAH i maginnehåll antas ha koncentration som i motsvarande jordprov och vara helt biotillgänglig för fågeln.

Av Tabell 28 framgår att flera PAH-föreningarna framför allt verkar fanns i maskens maginnehåll (till exempel >90 % av acenaften och bens[a]pyren). Det tyder på en låg biotillgänglighet för dessa PAH. Antracen, benz[k]flouranten och i viss mån naftalen verkar vara mer biotillgängliga för masken då en större andel av dessa PAH finns i maskfettet.

För att undersöka om det finns en risk jämförs halten av enskilda PAH i daggmask med det beräknade halter som födan ska kunna innehålla utan att ge negativ effekt på mus, sork eller trast ($JV_{sekundär}$). Enligt beräkningarna överstiger halterna i daggmask jämförvärdet endast för benz[a]pyren och fåglar. Benz[a]pyren skulle alltså kunna utgöra en risk för fåglar som lever i området, under det konservativa antagandet att fågeln endast äter mask från området och att både benz[a]pyren i maskfett och maginnehåll är helt biotillgänglig för fågeln. Det är troligare att en betydligt mindre andel av benz[a]pyren är biotillgänglig särskilt i maginnehållet, där nästan all benz[a]pyren i masken finns (99 %, Tabell 28). Det finns studier av upptag av benz[a]pyren från förorenad jord i grisar som visar en biotill-

gänglighet på i medeltal 4-5 %. En biotillgänglighet i den storleksordningen skulle innebära ett jämförvärde för mask som är ca 20 gånger högre med hänsyn taget till biotillgänglighet. Halterna i mask skulle i så fall vara betydligt under jämförvärdet även för benz[a]pyren.

# 7. Riskbedömning

## 7.1 Utgångspunkt för riskbedömning med Diad-analys

Det sammanvägda integrerade riskvärdet för Diaden ($IRV_{Diad}$) utgör den ekologiska riskbedömningens ”slutprodukt”, men hur ska värdena tolkas? Svaret är att det inte finns några allmängiltiga regler eller gränser för vad som gäller, utan att man måste göra en bedömning av vad som är ett acceptabelt värde utifrån de förutsättningar som gäller i det enskilda fallet (Jensen och Mesman, 2006; Gilek *et al.*, 2009; Rutgers och Jensen, 2011). En faktor som givetvis påverkar valet av acceptabelt riskvärde är den förväntade markanvändningen. En annan är vilka riktvärden som $IRV_{kemi}$ är baserade på (genom TP-beräkningen). En tredje är hur $IRV_{ekologi}$-bevislinjen ska tolkas. I Rutgers och Jensen, (2011) poängteras det också att valet av acceptabelt riskvärde bör ske i en dialog mellan problemägare, myndigheter och den som utför riskbedömningen.

Den planerade markanvändningen på Skönsmon 2:12 är industriverksamhet och/eller affärsverksamhet. Denna typ av markanvändning brukar kallas *Mindre känslig markanvändning*, och riktvärden för generell riskbedömning är satta för att ge ett skydd för minst 50% av arterna i marken. Vi har därför tillämpat samma princip i denna fördjupade platsspecifika riskbedömning och använt riktvärden för beräkning av den kemiska bevislinjen som också motsvarar skydd av 50 % av arterna. Detta gör att ett $TP_{bio}$-värde på ≤0,5 kan tolkas som att föroreningshalterna i provet är under, eller i nivå med, en halt som ger ett skydd av 50 % av arterna. Ett $TP_{bio}$-värde på ≤0,5 motsvarar ungefär $IRV_{kemi}$ ≤0,4 (Tabell 16). Om riskbedömningen enbart hade utgått från kemibevislinjen skulle det samlade acceptabla riskvärdet vara 0,4 för att ge ett hypotetiskt 50 %-igt skydd av arterna.

För $IRV_{ekologi}$ är det svårare att göra liknande översättning eftersom denna bevislinje består av flera olika responsvariabler som lagts samman till integrerade riskvärden, som i sin tur alla bidrar till $IRV_{ekologi}$. Mycket förenklat skulle man dock kunna säga att $IRV_{ekologi}$ <0,5 speglar ett system där man ser mindre än en 50 procentig effekt i förhållande till referensen. Om riskbedömningen enbart hade utgått från ekologi-bevislinjen skulle det samlade acceptabla riskvärdet vara <0,5 för att ge ett 50 %-igt skydd av responsvariablerna. Man ska också komma ihåg att markens kvalitet kan ha minst lika stor, eller mycket större, påverkan på markens ekosystem, vilket denna studie också har visat. Vi har därför bedömt att 0,5 är ett rimligt acceptabelt sammanslaget riskvärde ($IRV_{Diad}$) att förhålla sig till för tolkning av Diad-resultaten och att det motsvarar en liknande skyddsnivå som den som är satt för *Mindre känslig markanvändning* (då en sammanvägning av $IRV_{kemi}$=0,4 och $IRV_{ekologi}$=0,5 ger ett $IRV_{Diad}$ på 0,5 avrundat till en värdesiffra).

Valet av acceptabelt riskvärde för ett område är också i viss mån beroende på deviationsfaktorn (Ekv. 14), d v s variationen mellan de olika undersökningslinjerna. Om deviationsfaktorn är högre än 0,4 föreslår Rutgers och Jensen, (2011), att man gör fler undersökningar för att få en säkrare bedömning alternativt att en mer restriktiv bedömning av lämplig markanvändning tillämpas.

## 7.2 Resultat av Diad-beräkningar

Ett integrerat riskvärde, $IRV_{Diad}$, har beräknats för varje provpunkt. Sammanfattade statistik över resultat från Diad-beräkningar uppdelat på delområdena H, M och L finns i Tabell 29. I delområde H ligger både medelvärdet och UCLM-värdet baserat på 95 % konfidensintervall strax under det acceptabla riskvärdet, 0,5. I delområdena M och L är medelvärdena och UCLM-värdena betydligt lägre. Diad-beräkningarna pekar alltså, precis som totalhaltsmätningarna, ut område H som det område som är mest intressant ur risksynpunkt. Deviationsfaktorn är mindre än 0,4 i alla beräkningar vilket visar att kemilinjen och ekologilinjen ger samstämmiga resultat.

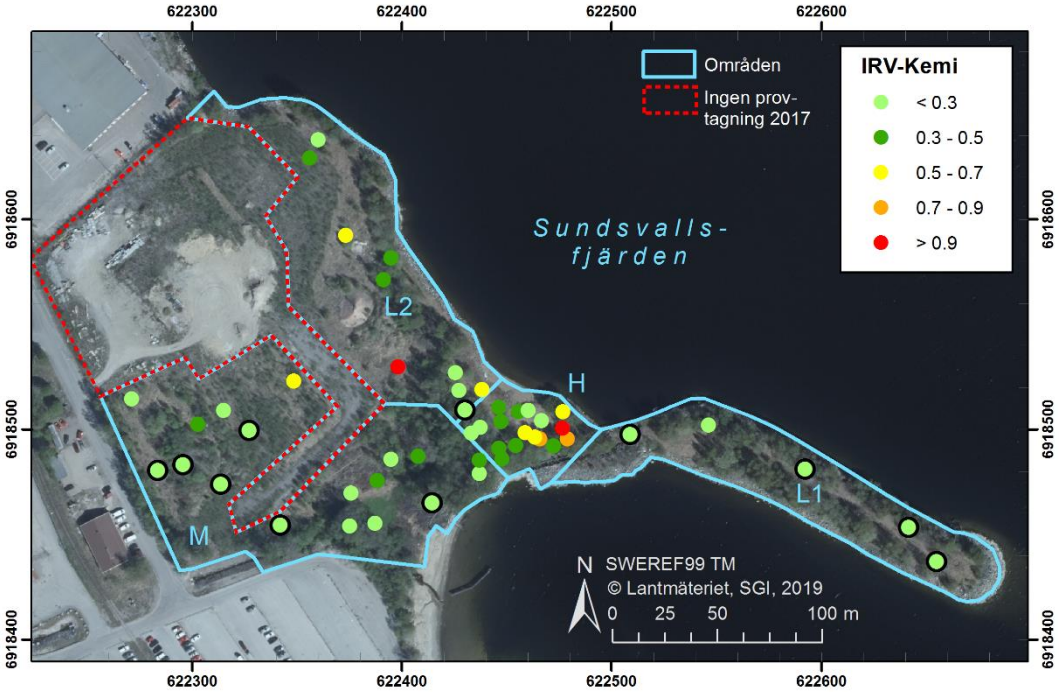
Tabell 29. Sammanfattande statistik över Diad för respektive delområde.

| | Antal prover | Medel $IRV_{Diad}$ | UCLM[1] $IRV_{Diad}$ | Max | Min | CV[2] | Medel D[3] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Delområde H** | 17 | 0,42 | 0,49 | 0,82 | 0,22 | 0,42 | 0,23 |
| **Delområde M** | 18 | 0,25 | 0,29 | 0,53 | 0,10 | 0,48 | 0,20 |
| **Delområde L** | 15 | 0,31 | 0,36 | 0,78 | 0,10 | 0,58 | 0,20 |

[1] UCLM (upper confidence limit of the mean) baserat på t-fördelning
[2] Variationskoefficient (standardavvikelse/medelvärde)
[3] Deviationsfaktor för Diaden, se avsnitt 4.4.

Resultaten från Diad-beräkningarna redovisas också i kartform:

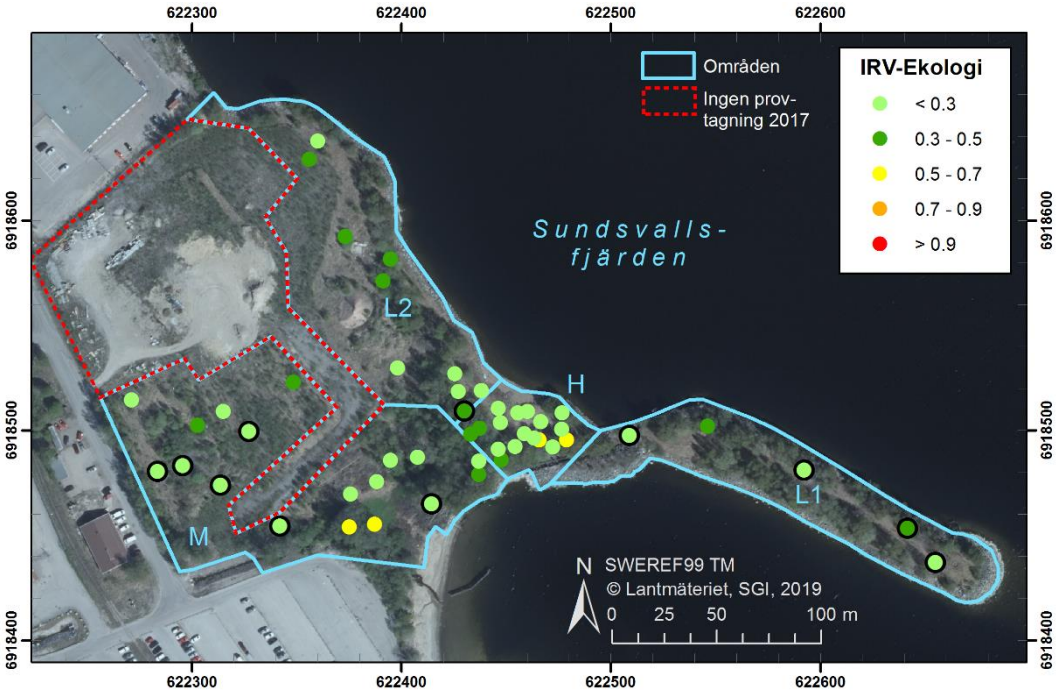
- Resultatet för undersökningslinje kemi ($IRV_{kemi}$) finns i Figur 24.
- Resultat för underökningslinje ekologi ($IRV_{ekologi}$) i Figur 25.
- Resultat för den sammanvägda Diaden ($IRV_{Diad}$) finns i Figur 26.



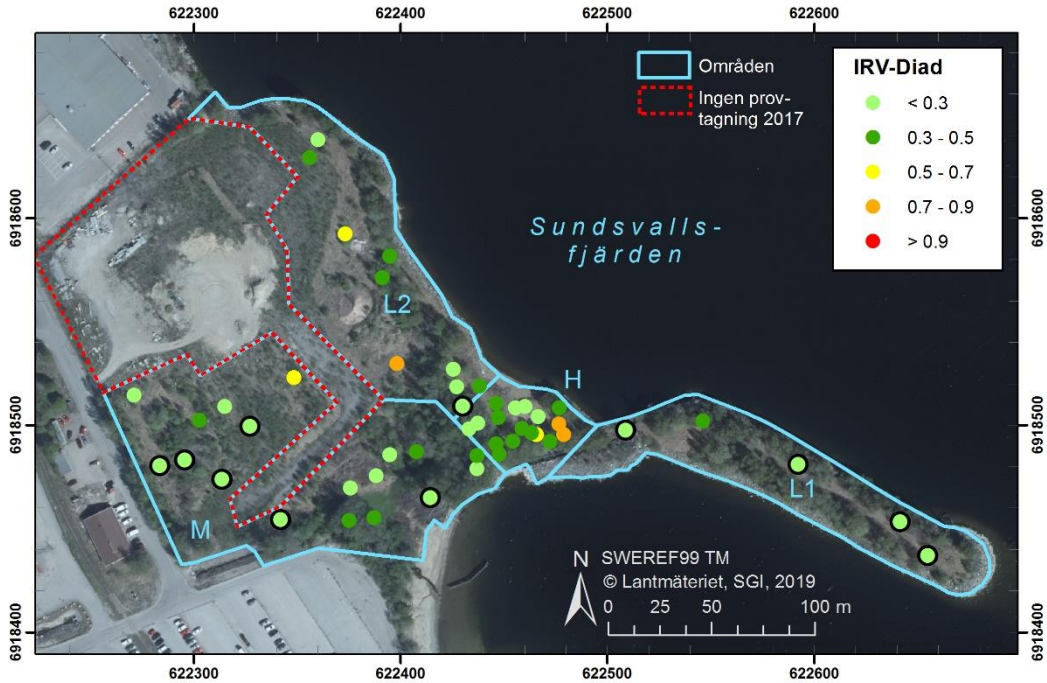

Figur 24. Resultat för kemi-delen av Diad-analysen, $IRV_{kemi}$-värde, i varje provpunkt. Punkter som använts som referenser för de olika markklasserna har svart ram.

Om man bara tittar på det integrerade riskvärdet kemi ($IRV_{kemi}$, Figur 24) överstiger $IRV_{kemi}$ 0,50 i sex provpunkter i område H, en i område M och tre i område L2. I dessa punkter finns alltså biotillgängliga föroreningar i nivåer som skulle kunna utgöra en risk för markens ekosystem. Höga $IRV_{kemi}$-värden beror på höga halter metaller. De två punkter som har $IRV_{kemi}$>0,9 har höga halter biotillgängligt koppar. Betraktar vi det integrerade riskvärdet för ekologi ($IRV_{ekologi}$; Figur 25) överstigs 0,50 i fyra punkter. Två av dessa punkter ligger i område H, och har även högt $IRV_{kemi}$-värde medan de andra två punkterna ligger i område M ($IRV_{ekologi}$ 0,52 och 0,54) har låga värden på $IRV_{kemi}$ (<0,30).

Det sammanvägda riskvärdet för Diaden, $IRV_{Diad}$, (Figur 26) överstiger 0,50 i två provpunkter i delområde L2, en i område M och tre i delområde H.




Figur 25. Resultat för ekologi-delen av Diad-analysen, $IRV_{ekologi\ i}$-värde, i varje provpunkt. Punkter som använts som referenser för de olika markklasserna har svart ram.




Figur 26. Resultat för Diad-analys, $IRV_{Diad}$-värde, i varje provpunkt. Punkter som använts som referenser för de olika markklasserna har svart ram.

## 7.3 Sammanfattande riskbedömning

En inledande jämförelse av totalhalterna PAH, Pb, Cu och Zn med generella riktvärden för markmiljö, $E_{MKM}$, visar att halterna av framför allt PAH-H överstiger riktvärden. Halterna av PAH-H i prover från 0-20 cm djup är högre än $E_{MKM}$ i de flesta provpunkter i alla delområden. I delområde H överstiger även PAH-M och/eller metaller riktvärden för $E_{MKM}$ i ett flertal provpunkter. Koncentrationerna PAH-L däremot överstiger inte $E_{MKM}$ i någon punkt. Utifrån en sådan jämförelse finns det alltså, precis som man kom fram till i huvudstudien, en uppenbar risk att markmiljön inom området påverkas negativt av föroreningarna.

Om man däremot tittar på biotillgängliga halter av PAH blir bilden en annan. Halter av 16 PAH-föreningar (det vill säga både PAH-H, PAH-M och PAH-L) i porvatten har analyserats i alla 50 prover med den så kallade POM-metoden. Halterna PAH-16 summerades och jämfördes med riktvärden för halter i porvatten som motsvarar samma skydd av markmiljön som $E_{MKM}$ (avsnitt 1.3.2). De beräknade toxiska enheterna (TU; halt i porvatten/riktvärde) var under 1 i alla provpunkter. Det betyder att halterna i porvatten understiger riktvärden för porvatten. halterna är betydligt lägre än det riktvärde som motsvarar skydd av 50 % av markorganismerna i 49 av 50 punkter (i en punkt är TU = 0,8; FF 17:7). Detta beror på att PAH binder in hårt till markpartiklar på Skönsmon 2:12. Platsspecifika fördelningskoefficienter för fördelning av PAH mellan fast och löst fas i marken, $K_{OC}$-värden, bekräftar detta. Beräknade platsspecifika $K_{OC}$-värden för 16 enskilda PAH visar att PAH-föreningarna binder in minst 10 gånger starkare till marken än vid beräkningar för generella riktvärden.

Även den biotillgängliga halten av metaller är generellt låg på Skönsmon 2:12. Fastläggningen av Cu, Pb och Zn är pH-beroende och ett relativt högt pH på Skönsmon 2:12 bidrar till en stark fastläggning. Platsspecifika riktvärden som korrigerats för metallers biotillgänglighet baserat på pH och andra platsspecifika markförhållanden på 0-20 cm djup beräknades för alla 50 provpunkter. Medelvärdet av biotillgänglighetskorrigerade riktvärden som motsvarar skyddsnivå för $E_{MKM}$ blev 360 mg/kg TS för Cu, 2200 mg/kg TS för Pb och 1000 mg/kg TS för Zn, alltså ungefär 2 gånger det generella riktvärdet för Cu och Zn och sex gånger det generella riktvärdet för Pb. De biotillgänglighetskorrigerade riktvärdena överstigs i tre prover för Cu (FF 17:13, FF 17:38 och FF 17:40), ett prov för Zn (FF 17:7) och inte i något prov för Pb.

Markparmetrar som pH, näringsstatus och vattenhållande förmåga har stor påverkan på både markfauna och mikroorganismer. Vid utvärdering av resultat från ekologiska mätningar jämfördes därför prover inom samma markklass (indelning i Dålig, Måttlig och God. De utförda ekologiska mätningarna på markfauna (maskar, hoppstjärtar och nematoder) påvisade inga samband mellan föroreningsnivå (sammanvägd nivå av PAH, Cu, Pb och Zn; $IRV_{kemi}$) och mängder markfauna eller diversitet hos markfaunan. Det gäller oavsett om hela datamaterialet eller resultaten för respektive markklass betraktas. Inte heller på kolmineralisering (markrespiration) eller kvävecykeln kunde någon tydlig påverkan av föroreningshalt urskiljas.

Utifrån halter av PAH i maskfett (i mask från 25 provpunkter) och jämförelse med NOER-värden (No Observed Effect Residual) förväntas inte någon effekt av PAH på daggmask på Skönsmon 2:12.

En sammantagen bedömning av utförda mätningar utifrån Triad-metodiken blir för Skönsmon 2:12 en Diad-analys där kemiska och ekologiska undersökningar vägs ihop. I Diad-analysen ingick biotillgängliga halter av PAH, Cu, Pb och Zn (kemiska mätningar) samt undersökningar av mikrofauna, mesofauna och kvävecykelns funktion (ekologiska mätningar). Undersökningarna av daggmaskar och kolmineralisering/markrespiration kunde av olika skäl inte inkluderas i analysen. Separata bedömningar av dessa resultat, till exempel halter av PAH i daggmask, visar dock inte att de påverkas av föroreningarna.

Resultaten från Diad-analysen indikerar inga påvisbara risker för markmiljön med avseende på tänkt markanvändning i större delen av området. Om delområdena, H, M och L (L1+L2) betraktas var för sig överstiger det integrerade riskvärdet från Diad-beräkningarna ($IRV_{Diad}$) det valda acceptabla riskvärdet (0,5; se avsnitt 7.1) i en provpunkt inom område M och två punkter i område L men i båda fallen är såväl medelvärdet som UCLM (upper confidence limit of the mean) tydligt under det valda acceptabla riskvärdet. Bedömningen är därför att det inte föreligger några risker för markmiljön för områdena som helhet inom vare sig område L eller M. I område H är UCLM nära det acceptabla riskvärdet och det överstigs i tre provpunkter samlade i östra delen av området. Här kan det finnas en risk för påverkan utifrån Diad-analysen.

I överslagsberäkningar av vilka halter PAH som daggmask i området kan innehålla utan att möss, sorkar och småfåglar (representerade av trast) riskerar att ta skada har antagits att möss, sorkar och fåglar äter enbart daggmask och att all PAH i daggmasken är biotillgänglig. Visserligen överstiger halterna av bens[a]pyren i mask det beräknade jämförvärdet för trast men att PAH skulle vara helt biotillgänglig är ett mycket konservativt antagande. Studier på grisar visar att de bara tar upp ca 5 % av PAH från förorenad jord och enligt beräkningarna finns bara någon procent av bens[a]pyren i maskvävnaden (resten i maginnehållet) vilket indikerar en låg biotillgänglighet för denna PAH. Ett jämförvärde för PAH-halter i daggmask som tar hänsyn även till biotillgänglighet skulle vara betydligt högre än de uppmätta halterna och vi bedömer därmed att det inte föreligga någon oacceptabel risk för småfåglar.

Den sammantagna slutsatsen av riskbedömningen blir att riskerna för markmiljön på Skönsmon 2:12 är betydligt mindre än vad som indikerats i huvudstudien, framför allt på grund av att biotillgängligheten av PAH och även metallerna Cu, Pb och Zn är låg. I delområdena M och L bedöms PAH, Cu, Pb och Zn inte utgöra en risk för markmiljön utifrån en skyddsnivå som motsvarar $E_{MKM}$. I område H kan det, utifrån Diad-analysen, finnas en ”oacceptabel” risk för en påverkan på markmiljön i en liten del av området. Om det är motiverat att vidta åtgärder för denna begränsade del av Skönsmon 2:12 baserat på att skydda markmiljön måste avgöras i en riskvärdering där kostnader vägs mot nyttan av eventuella åtgärder. Innan en sådan görs behöver dock bedömningen av riskerna för påverkan på människors hälsa och riskerna för spridning av föroreningar från området till grundvatten och ytvatten revideras i ljuset från de nya data som tillkommit genom denna studie. Det är troligt att riskerna för markmiljön inte längre är ”styrande” för eventuella åtgärder, i varje fall inte inom större delen av området. Vidare undersökningar diskuteras utförligare i avsnitt 9.

## 7.4 Osäkerheter

Det går inte att komma ifrån att det finns osäkerheter i en riskbedömning. Det finns till exempel alltid osäkerheter när det gäller provtagning, särskilt kopplat till marken heterogenitet och föroreningars ofta heterogena utbredning. Vi har försökt minimera denna typ av osäkerheter genom att använda genomtänkta strategier och metoder för placering av provpunkter och uttag av prover, se avsnitt 3. När det gäller själva Diadanalysen finns ingen metod för att kvantifiera osäkerheter. Deviationsfaktorn är dock ett mått på om de sammanvägda resultaten från kemiska och ekologiska undersökningar stämmer överens. En deviationsfaktor under 0,4, vilket vi har på Skönsmon 2:12, visar att de två undersökningslinjerna ger ett samstämmigt resultat.

Vi har hanterat det som vi ser som de mest betydande osäkerheterna i denna riskbedömning enligt nedan:

- En generell osäkerhet i Triad-metodiken är val av parametrar i Triaden, särskilt ekologin, både vad som undersöks och vilka index/responsvariabler som väljs. För att minska dessa osäkerheter är det viktigt att ta fram ett brett underlag inför en ekologisk riskbedömning. Det går inte att basera en bedömning på bara en eller två olika mätningar. Därför har på Skönsmon 2:12 ett flertal olika markorganismer och markprocesser undersökts, vilket ger tyngd åt riskbedömningen.
- Frånvaron av ekotoxtester. Det hade varit önskvärt att ha med analyser även för en hel Triad. Vår bedömning är ändå att ekologiska mätningar har större relevans än ekotoxtester på laboratorium eftersom de visar på direkta, platsspecifika, effekter på det existerande ekosystemet.
- Resultaten från provtagning av daggmask. Frånvaron av daggmask i vissa prover bedöms snarare bero på slumpen än på höga föroreningshalter. Detta stödjs av att halterna PAH i maskfett är så låga att ingen effekt på mask kan förväntas. Det går dock inte att utesluta att daggmaskar kan vara påverkade av någon annan förorening i någon provpunkt. Den valda provtagningsstrategin fungerar bra för att titta på upptag i mask. För att kartlägga förekomsten av daggmask däremot, är en lärdom från föreliggande utredning att provrutor bör vara större än vad som har varit fallet i denna studie.
- Diadens skala för att bedöma om en påverkan föreligger. För framtida projekt behöver en procedur för att i samråd mellan beställare, utförare och myndigheter välja ett platsspecifikt acceptabelt riskvärde utvecklas. Det exakta värdet är dock inte avgörande på Skönsmon 2:12. Om till exempel ett acceptabelt riskvärde på 0,4 hade använts för $IRV_{Diad}$ istället hade ytterligare fyra provpunkter överstigit det acceptabla riskvärdet i område H ($IRV_{Diad}$ är mellan 0,4 och 0,5 i fyra punkter i område H). I övriga områden finns inga provpunkter med $IRV_{Diad}$ mellan 0,4 och 0,5. Skillnaden i detta fall hade alltså blivit att fler punkter i område H ligger över det acceptabla riskvärdet.

# 8. Åtgärdsbehov

Utifrån riskbedömningen bedöms skyddsbehovet för markmiljön på ett MKM-område vara uppfyllt inom större delen av Skönsmon 2:12. Endast i enstaka punkter, varav de flesta inom en del av område H, pekar Diad-analysen på en risk att markmiljön påverkas negativt av föroreningarna. Att risken är liten i övriga delar av området stöds av övriga utvärderingar och analyser ($K_{OC}$-värden, halter i maskfett med mera). Åtgärdsbehovet med avseende på markmiljö är därför litet.

Åtgärdsbehovet är sannolikt större med avseende på hälsorisker. Det är högst troligt att skyddsobjektet markmiljö inte längre är begränsande för riskbedömningen i större delen av området vilket betyder att riskerna för hälsa och spridning bör ses över igen. Vilken omfattning av åtgärder som i slutändan är aktuellt bör bedömas i en riskvärdering med alla skyddsobjekt där kostnaden av olika alternativ vägs mot nytta.

# 9. Vidare undersökningar

Innan slutligt beslut tas angående ett eventuellt åtgärdsbehov behöver den tidigare bedömningen av vilka hälsorisker föroreningarna kan medföra revideras. Även risker för spridning av föroreningar från området bör ses över. Det finns två skäl till detta. Dels är markmiljön sannolikt inte längre det styrande skyddsobjektet i större delen av området, dels har underlaget för att göra en bedömning av risker för hälsa utökats väsentligt. En del av det underlag som tagits fram i denna utredning utgör ett utmärkt underlag för en hälsoriskbedömning. Totalhaltsanalyser av PAH och metaller i två djup från 50 provpunkter har tillkommit. Porvattenhalter av fria PAH-föreningar bestämts med POM-metoden. $K_{OC}$-värden (fördelningskoefficienter för fördelning av olika PAH mellan fast och löst fas), har redan i föreliggande rapport beräknats för olika PAH-föreningar i 50 punkter. $K_{OC}$-värden kan användas för att ta fram platsspecifika riktvärden. Porvattenhalterna kan även användas för att bedöma hälsorisker via exponering av ånga, se rapport av Back *et al.*, (2016).

Porvattenhalten av fri PAH kan också användas för att uppskatta den totala koncentrationen av löst PAH, det vill säga den koncentration som kan läcka ut till grund- och ytvatten. Det görs genom att skala om fria porvattenhalter av PAH med hjälp av halten löst organiskt kol (DOC) och DOC-vatten-fördelningskoefficienter (Enell *et al.*, 2016).

# Referenser

Arp, H. P. H. *et al.* (2014) 'Native oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in historically contaminated soils from Sweden, Belgium, and France: Their soil-porewater partitioning behavior, bioaccumulation in Enchytraeus crypticus, and bioavailability', *Environmental Science and Technology*, 48(19). doi: 10.1021/es5034469.

Back, P.-E. *et al.* (2016) *Wermlandskajen och Klaraborgs före detta gasverk - WP2: PAH i porgas - Provtagning, modellering och övergripande metodik vid riskbedömning*. Linköping.

Bergknut, M. *et al.* (2007) 'Comparison of techniques for estimating PAH bioavailability: Uptake in Eisenia fetida, passive samplers and leaching using various solvents and additives', *Environmental Pollution*, 145(1), pp. 154–160. doi: 10.1016/j.envpol.2006.03.052.

Bongers, T. (1990) 'The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition', *Oecologia*, 83, pp. 14–19. doi: 10.1007/BF00324627.

Cachada, A. *et al.* (2014) 'The prediction of PAHs bioavailability in soils using chemical methods: State of the art and future challenges', *Science of The Total Environment*. Elsevier, 472, pp. 463–480. doi: 10.1016/J.SCITOTENV.2013.11.038.

CCME (2010) 'Canadian Soil Quality Guidelines: Carcinogenic and other polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (Environmental and Human Health Effects)'. Canadian Council of Ministers of the Environment, p. 234.

Edwards, C. A. and Bohlen, P. J. (1996) *Biology and Ecology of Earthworms*. Springer Netherlands (Biology and ecology of earthworms). Available at: https://books.google.se/books?id=ad4rDwD_GhsC.

Enell, A. *et al.* (2016) 'Combining Leaching and Passive Sampling to Measure the Mobility and Distribution between Porewater, DOC, and Colloids of Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soil', *Environmental Science and Technology*, 50(21). doi: 10.1021/acs.est.6b02774.

European Comission Joint Research Centre (2003) *Technical guidance document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/ EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances. Part II. EUR 20418 EN/2, European Chemicals Bureau*. Available at: papers2://publication/uuid/B78344AF-7060-4D80-90B6-5B0345FA2131.

Faith, D. P. (1992) 'Conservation evaluation and phylogenetic diversity', *Biological Conservation*. Elsevier, 61(1), pp. 1–10. doi: 10.1016/0006-3207(92)91201-3.

Gilek, M. *et al.* (2009) *Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden. Naturvårdsverket Rapport 5928*.

de Goede, R. G. M. and Bongers, T. (1998) *Nematode communities of northern temperate grassland ecosystems*. Giessen: Focus Verlag.

Gomez-Eyles, J. L. *et al.* (2012) 'Passive samplers provide a better prediction of PAH

bioaccumulation in earthworms and plant roots than exhaustive, mild solvent, and cyclodextrin extractions.', *Environmental Science & Technology*. American Chemical Society, 46(2), pp. 962–969. doi: 10.1021/es203499m.

Hifab (2015) *Huvudstudie Kubikenborg f.d. Sågverk (Fönsterfabriken) Skönsmon 2:12 samt del av Skönsmon 2:98, Sundsvalls kommun, Umeå 2015-10-01*.

Hopkin, S. P. (1997) *Biology of the Springtails: (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press. Available at: https://books.google.se/books?id=F_Eo6r5xAzEC.

ISO 19204 (2017) 'ISO 19204 Soil quality — Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach)'.

James, K. *et al.* (2016) 'Predicting Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Bioavailability to Mammals from Incidentally Ingested Soils Using Partitioning and Fugacity', *Environmental Science and Technology*, 50(3), pp. 1338–1346. doi: 10.1021/acs.est.5b05317.

Jensen, J. and Mesman, M. (2006) *Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. Liberation. RIVM report number 711701047*.

Jones, C. *et al.* (2009) *Tillämpning av metodik för miljöriskbedömning på utvalda förorenade områden. Naturvårdsverket Rapport 5983*.

Jonker, M. T. O. provtagare/Gomez-E. pd. *et al.* (2007) 'Predicting PAH Bioaccumulation and Toxicity in Earthworms Exposed to Manufactured Gas Plant Soils with Solid-Phase Microextraction', *Environmental Science & Technology*. American Chemical Society, 41(21), pp. 7472–7478. doi: 10.1021/es070404s.

Josefsson, S. *et al.* (2015) 'Determination of polyoxymethylene (POM) – water partition coefficients for oxy-PAHs and PAHs', *Chemosphere*. Elsevier Ltd, 119, pp. 1268–1274. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.09.102.

Korthals, G. *et al.* (1996) *The Maturity Index as an Instrument for Risk Assessment of Soil Pollution, In: Bioindicator systems for soil pollution, N.M. van Straalen, D.A. Krivolutsky (eds.). Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, The Netherlands*. doi: 10.1007/978-94-009-1752-1_8.

Naturvårdsverket (1999) *Metodik för inventering av förorenade områden, Rapport 4918*.

Naturvårdsverket (2009) *Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976*. Available at: https://www.naturvardsverket.se/Om-Naturvardsverket/Publikationer/ISBN/5900/978-91-620-5976-7/.

Naturvårdsverket (2016) *Uppdaterade generella riktvärden för förorenad mark*. Available at: https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Fororenade-omraden/Riktvarden-for-fororenad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarden/.

Naturvårdsverket (2017) 'Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)'. Available at: https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/datablad-pah-20170518.pdf.

Neher, D. A. (2001) ‘Role of Nematodes in Soil Health and Their Use as Indicators’, *Journal of Nematology*. Society of Nematologists, 33(4), pp. 161–168.

Otte, P. F. *et al.* (2001) *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set, proposed parameter set for human exposure modelling and deriving intervention values for the first series of compounds. RIVM Report 711701021, RIVM*.

Rutgers, M. *et al.* (2001) *Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een Triade-benadering. RIVM report 711701026*.

Rutgers, M. and Jensen, J. (2011) ‘Site-Specific Ecological Risk Assessment’, in Swartjes, F. A. (ed.) *Dealing with Contaminated Sites: From Theory towards Practical Application*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 693–720. doi: 10.1007/978-90-481-9757-6_15.

Sousa, J. P. *et al.* (2006) ‘Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study’, *Pedobiologia*. Urban & Fischer, 50(2), pp. 147–156. doi: 10.1016/J.PEDOBI.2005.10.005.

Swartjes, F. A. *et al.* (2012) ‘State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools’, *Science of The Total Environment*. Elsevier B.V., 427–428, pp. 1–10. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.02.078.

Taylor, A. R. and Taylor, A. F. S. (2014) ‘Assessing daily egestion rates in earthworms: using fungal spores as a natural soil marker to estimate gut transit time’, *Biology and Fertility of Soils*, 50(1), pp. 179–183. doi: 10.1007/s00374-013-0823-5.

Verbruggen, E. M. J. (2012) *Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): For direct aquatic , benthic , and terrestrial toxicity; RIVM report 607711007/2012*.

Viketoft, M. (2007) ‘Plant induced spatial distribution of nematodes in a semi-natural grassland’, *Nematology*, 9(1), pp. 131–142. doi: 10.1163/156854107779969727.

Volchko, Y. *et al.* (2014) ‘A minimum data set for evaluating the ecological soil functions in remediation projects’, *Journal of Soils and Sediments*, 14(11), pp. 1850–1860. doi: 10.1007/s11368-014-0939-8.

Volchko, Y. *et al.* (2018) *The Updated Version of SF Box: A method for soil quality classification as a basis for applicable site-specific environmental risk assessment of contaminated soils. Technical Note*.

van der Wal, L. *et al.* (2004) ‘Solid-Phase Microextraction To Predict Bioavailability and Accumulation of Organic Micropollutants in Terrestrial Organisms after Exposure to a Field-Contaminated Soil’, *Environmental Science & Technology*. American Chemical Society, 38(18), pp. 4842–4848. doi: 10.1021/es035318g.

De Wandeler, H. *et al.* (2016) ‘Drivers of earthworm incidence and abundance across European forests’, *Soil Biology and Biochemistry*. Pergamon, 99, pp. 167–178. doi: 10.1016/J.SOILBIO.2016.05.003.

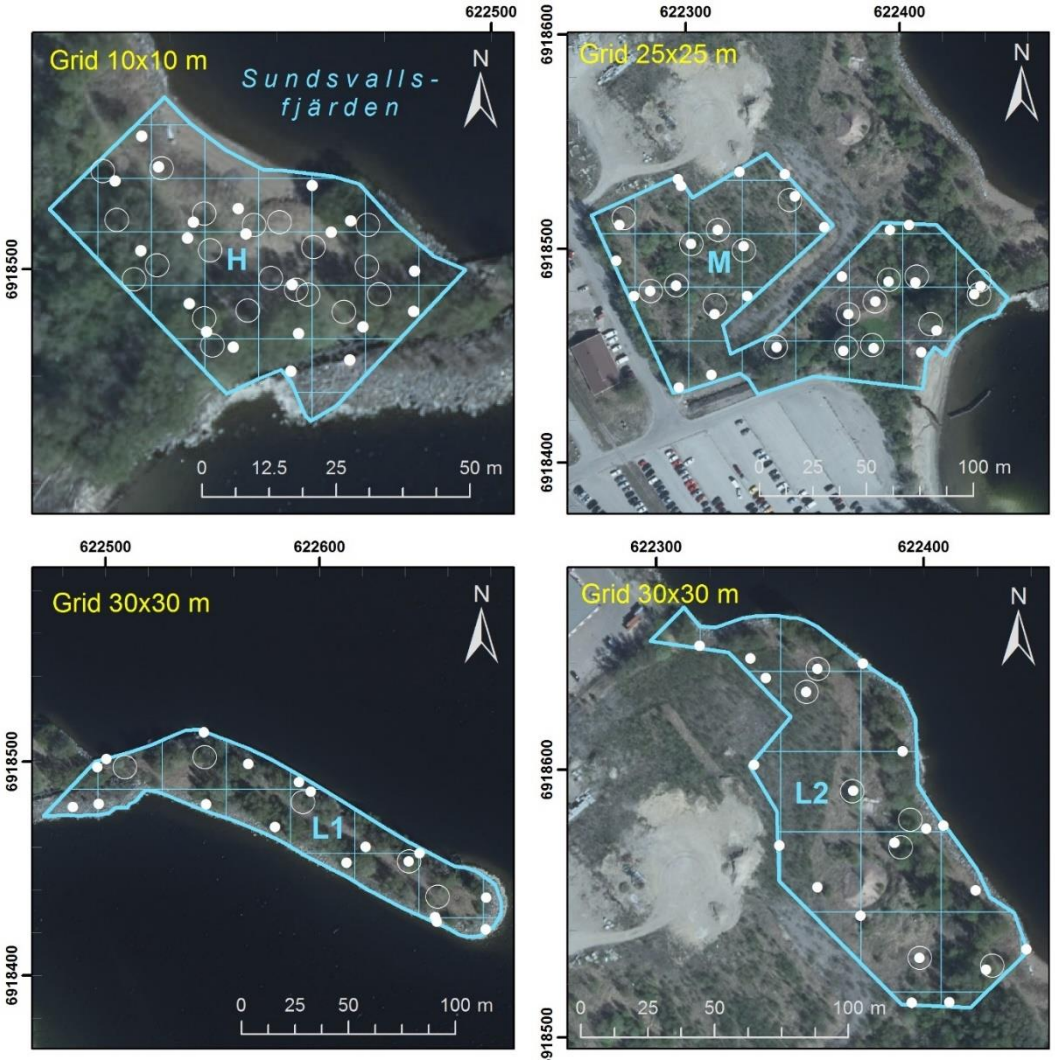
WSP (2010) *Fönsterfabriken, Skönsmon 2:12 Sundsvalls kommun miljöteknisk undersökning i mark och grundvatten samt utökad undersökning*.

# Bilagor

# 1. Bilaga – Placering av provpunkter

Baserat på resultat från tidigare undersökningar delades det område som skulle undersökas in i egenskapsområden med förväntat låga, måttliga och höga halter av PAH. Det blev fyra delområden, ”H” (höga halter) ”M” (mellanhöga halter), ”L1” och ”L2” (låga halter). Provpunkter slumpades ut i rutor om 10×10 m (omr H), 25×25 m (omr M) eller 30×30 m (omr L och L2), beroende på förväntad föroreningshalt. I varje ruta slumpades en punkt ut. Provpunkter placerades alltså tätare i områden där högre halter förväntades. Vissa prover flyttades i fält (se vidare nedan). Totalt 50 provpunkter placerades ut.

Slumpade provpunkter i respektive delområde samt slutliga provpunkter redovisas i Figur B1.1. Den nordvästra gränsen för område H (mot område L2) justerades efter provtagningen på grund av låga halter PAH i denna del av området.




Figur B1.1. Slumpade provpunkter i (fyllda cirklar) och slutliga provtagningspunkter (öppna cirklar) de fyra delområdena. Observera att skalan skiljer mellan de olika bilderna.

Av de provpunkter som slumpats ut valdes 50 stycken ut för provtagning i fält. Proverna valdes utifrån bestämda kriterier. Vid utsättning i fält flyttades en del provpunkter för att undvika direkt olämpliga provpunkter. Även för detta hade bestämda kriterier satts upp.

## Kriterier för att använda slumpade provpunkter

Utifrån kartor över de slumpade provpunkterna valdes punkter att provta ut enligt följande kriterier:

Område H: Den slumpade provpunkten ligger inne i en ruta. Minst 60 % av rutans yta utgörs av mark inom område H och är inte uppenbarligen svallat material.

Område M: Den slumpade provpunkten ligger inne i ruta. Minst 60 % av rutans yta utgörs av mark inom område M.

Område L1: Den slumpade provpunkten ligger inne i rutan. Minst 60 % av rutans yta utgörs av mark inom område L1 och är inte uppenbarligen svallat material.

Område L2: Den slumpade provpunkten ligger inne i rutan. Minst 60 % av rutans yta utgörs av mark inom område L2 och är inte uppenbarligen svallat material eller i den hög som lagts upp på området (markerad med blå cirkel i Figur B1.1).

## Kriterier för att flytta provpunkter vid utsättning i fält

De provpunkter som valts ut utifrån slumpningen sattes ut i fält. Vid utsättning flyttades prover i fält nedanstående fall:

- Hinder i form av stor sten, träd, upplag av massor etc i fält
- Tidigare provgrop (om sådan identifieras)
- Provpunkten hamnar på stranden i svallat/eroderat material
- Djupet till övervägande stenigt bedöms som tunt (<15 cm) efter flera stick med Ulltunaborr. (Framför allt aktuellt nära strandlinjen.)

Provpunkter flyttades i första hand norrut, i andra hand västerut, i tredje hand så långt åt öster eller söder så långt som minst behövs (se kriterier nedan).

Slutliga koordinater för samtliga provpunkter samt bedömning av jordlagerföljd vid utsättning i fält listas i Tabell B1.1.

Tabell B1.1. Koordinater för provpunkter och bedömning av jordlagerföljd vid utsättning av provpunkter. Obs att nordvästra gränsen för område H justerats efter provtagningen.

| ID Provpunkt | Delområde | SWEREF 99 TM | SWEREF 99 TM | Bedömning efter stick med ”Ulltunaborr” |
|---|---|---|---|---|
| FF 17:1 | H | 6918485.7346 | 622447.8507 | 20 cm mylla men stenigt. |
| FF 17:2 | H | 6918495.2810 | 622465.7631 | |
| FF 17:3 | H | 6918490.8300 | 622446.3234 | Ca 30 cm sandig mylla. |
| FF 17:4 | H | 6918492.2576 | 622454.4391 | Ca 20 cm mylla. |
| FF 17:5 | H | 6918496.1613 | 622463.5059 | Ca 20 cm sandig mylla sedan mer sand. |
| FF 17:6 | H | 6918492.0217 | 622472.4550 | |
| FF 17:7 | H | 6918495.3536 | 622479.0667 | Sand minst 20 cm |
| FF 17:8 | H | 6918498.1693 | 622433.2048 | Djup mylla, >30 cm. Skräpigt (plastpåsar etc). |
| FF 17:9 | H | 6918500.7892 | 622437.5049 | Mer än 20 cm mylla. Skräpigt. Bla gammal TV. (Större osäkerhet vid inmätning - ca 0,5 m) |
| FF 17:10 | H | 6918503.5448 | 622447.4611 | Ca 20 cm sandig mylla. Ökande sand mot djupet. Högt gräs och tistlar |
| FF 17:11 | H | 6918498.3559 | 622458.8078 | Sandig mylla knappt 20 cm. Hallonbuskar. |
| FF 17:12 | H | 6918504.1242 | 622466.7369 | Högt gräs. 30 cm mylla. |
| FF 17:13 | H | 6918500.4858 | 622476.7437 | Tunt jordlager trots mkt gräs. Stenigt efter 10 cm. |
| FF 17:14 | H | 6918509.2020 | 622430.0143 | Ca 20 cm mylla sen sand. |
| FF 17:15 | H | 6918510.4226 | 622446.3884 | Sandig mylla till 20 cm. Sen sten. Högt gräs. |
| FF 17:16 | H | 6918508.2474 | 622455.6920 | Sandig mylla minst 30 cm. Högt gräs. |
| FF 17:17 | H | 6918508.8079 | 622460.4075 | Sandig mylla minst 30 cm. Högt gräs. |
| FF 17:18 | H | 6918508.2573 | 622476.9438 | 2 cm organiskt material. Sand under. |
| FF 17:19 | H | 6918518.3529 | 622427.3452 | Ca 12 cm mylla, sen sand. |
| FF 17:20 | H | 6918518.8787 | 622438.3848 | Sand med mylla. |
| FF 17:21 | M | 6918454.3171 | 622342.0983 | Mycket sly! Hallon, brännässlor, mylla m grus inblandat, minst 20 cm. |
| FF 17:22 | M | 6918453.7615 | 622375.1567 | Inne bland träd. Mylla med sand minst 20 cm. |
| FF 17:23 | M | 6918455.1965 | 622387.2288 | Vi kanten av snåriga träd. Mycket brännässlor. Sand minst 30 cm. |
| FF 17:24 | M | 6918480.2754 | 622283.6519 | Djup mylla, över 30 cm. (Utmärkt med pinne, ej stakkäpp.) |
| FF 17:25 | M | 6918473.8136 | 622313.6796 | På lite höjd, ”en vall”. Minst 20 cm mylla. |

| ID Provpunkt | Del-om-råde | SWEREF 99 TM | SWEREF 99 TM | Kommentar |
|---|---|---|---|---|
| **FF 17:26** | M | 6918469.4284 | 622375.9381 | Höga rallarrosor och gräs. Sandig mylla. |
| **FF 17:27** | M | 6918475.4487 | 622388.4573 | Rallarrosor och hallon. Sandig mylla minst 20 cm. |
| **FF 17:28** | M | 6918464.7700 | 622414.3684 | Sand. Litet djup. |
| **FF 17:29** | M | 6918478.9157 | 622437.0403 | Bland träd. Mylla |
| **FF 17:30** | M | 6918483.0265 | 622295.7055 | Bland sly. Minst 30 cm mylla. |
| **FF 17:31** | M | 6918502.2961 | 622302.7564 | Sandig mylla minst 20 cm. |
| **FF 17:32** | M | 6918499.4380 | 622327.2163 | Sandigt. |
| **FF 17:33** | M | 6918485.5222 | 622394.8684 | Bland sly. Sandigt minst 20 cm. |
| **FF 17:34** | M | 6918487.1048 | 622407.8842 | Inne bland träd. Mylla med sand minst 20 cm. |
| **FF 17:35** | M | 6918485.1681 | 622437.0328 | Mylla, minst 20 cm. |
| **FF 17:36** | M | 6918514.3815 | 622271.2068 | Mylla 20 cm, sen stenigt. |
| **FF 17:37** | M | 6918508.8956 | 622315.2036 | Sandigt. Grus och sten. |
| **FF 17:38** | M | 6918522.8329 | 622348.5648 | Mycket grus ända upp I ytan. Osäkert om det går att få upp prov. |
| **FF 17:39** | L1 | 6918453.3120 | 622641.6598 | Ngn cm förna, sedan sand. |
| **FF 17:40** | L1 | 6918436.9023 | 622654.9738 | Ca 12 cm sand under förnalager, sedan konstig vit fyll. |
| **FF 17:41** | L1 | 6918481.0011 | 622592.2766 | Ca 15 cm sand sedan vit fyllning. |
| **FF 17:42** | L1 | 6918497.5002 | 622508.9194 | Sandigt med några cm mylla och stenigt. |
| **FF 17:43** | L1 | 6918501.9716 | 622546.2178 | Sand minst 20 cm, med mylla översta ca 7 cm. |
| **FF 17:44** | L2 | 6918529.7481 | 622398.4022 | Sandigt med inslag av kolrester? |
| **FF 17:45** | L2 | 6918526.9795 | 622425.5681 | Ca 15 cm mylla, sedan sandlager, sen mylla igen. |
| **FF 17:46** | L2 | 6918571.0709 | 622391.4007 | Ca 10 cm mylla. Grusigt under. |
| **FF 17:47** | L2 | 6918592.2147 | 622373.2350 | Ca 15 cm mylla/sand sen stenigt. |
| **FF 17:48** | L2 | 6918581.4540 | 622394.9619 | Sandigt |
| **FF 17:49** | L2 | 6918629.1963 | 622356.1432 | Utfyllt med grus. Slyigt. Osäkert om tillräckligt med jord. |
| **FF 17:50** | L2 | 6918637.8311 | 622360.2989 | Sandigt minst 20 cm. |

# 2. Bilaga – Provtagningsplan

## 2.1 Syfte med provtagningen

Provtagningen ska ge underlag för en platsspecifik ekologisk riskbedömning av markmiljön på platsen. Om möjligt identifieras områden som kan ”friklassas” map att PAH:er inte utgör en risk för markmiljön på platsen.

## 2.2 Placering av provpunkter

Tidigare indelning delområden

Skönsmon 2:12 delades i huvudstudien in i 5 delområden (A-E) Fyra av områdena: A, B, D och E omfattas av kommande undersökningar. Områdesindelningen baserades på vilka aktiviteter som utförts på respektive område.

Vid ett tidigare tillfälle (2010) har WSP för Sundsvalls kommuns räkning tagit samlingsprover över ytor som inte motsvarar delområdena (ca 40 delprover 0-20 cm djup). Vid denna provtagning delades området i ungefär lika stora delar.

För det nya projektet görs en ny områdesindelning baserat på PAH-halter i tidigare undersökningar.

Strategi för utplacering av provpunkter

- Identifiera områden som inte ska provtas. Den del av området som är en ”Hotspot” med avseende på andra föroreningar ska t ex inte ingå. Det område som omfattas av undersökningarna finns utmärkt på karta i Figur 5 i huvudrapporten.
- Dela in området i tre egenskapsområden med avseende på förväntad föroreningshalt (låga, måttliga och höga halter). Baseras på tidigare undersökningar.
- De olika egenskapsområdena tilldelas olika provtagningstäthet, fler prover tas i mer förorenade delar.
- Provpunkter slumpas in i rutor om 10*10 meter, 25*25 m och 30*30 m beroende provtagningstäthet. Inte mer är ett prov tas i varje ruta. Totalt kan 50 provpunkter fördelas.
- Det finns en strategi för att hantera provpunkter som hamnar i rutor som delvis ligger utanför området. (Beskrivs i Bilaga 1).
- Provpunkterna märks ut i fält och mäts in innan provtagning utgående från sina koordinater. Det finns en strategi för att flytta provpunkter som uppenbart hamnar tokigt i fält, t ex i ett av de upplag som finns på området eller i svallat material på stranden. (Beskrivs i Bilaga 1).). Provpunkternas placering finns på karta och i lista med koordinater i Bilaga 1.
- Det behövs också referensprover för varje marktyp med samma karaktäristik som de förorenade proven. Lågförorenade prover används som referensprover. Hela området har en (historisk) bakgrundsbelastning av PAH via luftdeposition från aluminiumsmältverket som ligger i närheten.

## 2.3 Översikt analyser

I Tabell B2.1 listas alla planerade undersökningar.

Tabell B2.1. Översikt över planerade undersökningar samt deras syfte.

| Analys | Syfte |
|---|---|
| Okulär inventering av biota (flora och fauna) i fält (fotografering, anteckningar) samt bestämning av biomassa i provruta. | Till riskbedömning. Allmän beskrivning av befintlig status för markmiljön. |
| Grov bestämning av jorddjup och jordhorisonter med sticksond/spade. | Input till val av provpunkter. Översikt jorddjup och horisonter. |
| Analys av jordegenskaper för SF-box (pH, textur, orgC, N (”Kjeldahl”), P (”Olsen”)) | Input till bedömning av markkvalitet och möjligheten till god markmiljö. |
| Analys av metaller, totalhalter 0-20 cm och 20-50 cm djup. | Underlag för riskbedömning |
| Analys totalhalt PAH, totalhalter 0-20 cm och 20-50 cm djup. | Underlag för riskbedömning. |
| Analys av porvattenkoncentrationer av PAH med POM-metoden. | Förbättrat underlag för riskbedömning, biotillgängliga PAH. |
| Bestämning av makro-markfauna (kvantifiering daggmask och artbestämning) | Till riskbedömningen. Studera effekter på markfaunan. |
| Provtagning av biota (daggmaskar) för analys av PAH-upptag. (20st)[1] | Fältvalidering av POM-metoden |
| Bestämning av mesofauna (hoppstjärtar) och mikromarkfauna (nematoder) | Till riskbedömningen. Studera effekter på markfaunan. |
| Analys av kolomsättning med multipel substratinducerad respiration (MicroResp™) | Till riskbedömning. Studera effekter på mikroorganismer som styr kolomsättningen. |
| DNA-baserad mikrobiell karaktärisering av kväveomsättning | Till riskbedömning. Ev. effekter på mikro-organismer som styr kväveomsättningen. |

## 2.4 Numrering av prover, Prov-ID

Proverna märks med FF för ”Fönsterfabriken”, 17 för 2017 och provpunktens nummer (1-50), provtagningsdatum, provtagningsdjup och analys. Prover för markfauna 0-10 cm märks med a och 10-20 cm med b.

<u>Exempel</u>

| | |
|---|---|
| Prov: FF 17:1<br>Djup: 0-20 cm<br>Datum: 6 sept 2017<br>Analys: Textur | Prov: FF 17:1a<br>Djup: 0-10 cm<br>Datum: 6 sept 2017<br>Analys: Markfauna |

## 2.5 Provuttag jord, representativa prover

Ett tält kommer att slås upp på platsen för att provhanteringen ska kunna skötas i skydd för väder och vind. Vid behov finns tillgång till bänkar och rinnande vatten inomhus i SGI:s förråd i kontorshotellet ”Metropol”. (Tar 10-15 min att köra dit.) Där har vi också tillgång till kylskåp och frys för förvaring av prover.

I fältpärmen finns protokoll att föra dagbok i (avseende väder mm).

Alla provpunkter märks ut i fält innan provtagningens start. Prover tas ut enligt arbetsgång nedan i 2-3 punkter samtidigt av 2-3 team (med 3+4 eller 2+2+3 personer i varje). Provtagningen dokumenteras i fältprotokoll. Enligt planen ska totalt 50 markprover tas upp. Mask skall letas i alla 50 prover. Maskar sparas (provpunktsvis) för påföljande artbestämning och depurering på lab. Vilka ca 20 maskprover som ska analyseras med avseende på upptag av PAH väljs i efterhand (på lab). Under provtagningen fotograferas varje punkt före och efter att prov grävts ut. Vid fotografering läggs provpunktsmarkeringen med på bilden för att undvika sammanblandning av foton.

Provtagningen går till enligt följande (se även flödesschema):

- En träram 30×30 cm (innermått) läggs på marken för att markera provrutan.
- Vegetationen i 30×30 cm rutan kartläggs (flora och ev fauna fotograferas och dokumenteras). Närområdet beskrivs (om det är träd, sly eller öppet).
- Biomassan i 30×30cm rutan samlas in för bestämning av torrvikt biomassa.
- Prover för mesofauna (hoppstjärtar) och mikrofauna (nematoder) tas ut direkt utanför träramen (5 cm utanför 30×30 cm-rutan), med hjälp av ett jordborr (diameter 4,5 cm) till ett djup av 20 cm. Fyra borrkärnor tas ut och delas upp på två djup; 0-10 cm och 10-20 cm. För mesofauna (hoppstjärtar) kombineras en del av motstående två prover till samlingsprov för varje djup. För nematoder (mikrofauna) kombinerades en del av alla fyra borrkärnor till samlingsprov på de två djupen, se detaljerad beskrivning i Bilaga 3).
- Prover från 30×30 cm ytan och ned till 20 cm djup (alternativt till tydligt avvikande jordhorisont/fyllning) tas ut och läggs i backar (kallas hädanefter ”Generalprov”). Först skärs med en kniv runt kanten på träramen och sedan grävs prov ut. Det bör bli ca 20 $dm^3$ (ca 25 kg) jord. Jord från grästuvor skakas av i sikt. Rötter siktas bort.
- Under Generalprovet (botten av den urgrävda kvadraten) tas ett samlingsprov (upp till 50 cm djup räknat från marknivån) med Ulltunaborr. Fem stick samlas i en glasburk med teflonklätt lock märkt med provpunktens namn. Detta prov sparas för eventuell framtida PAH-analys.
- ”Generalprovet” i varje punkt hanteras enligt följande:
    1. Hela Generalprovet gås igenom m a p mask. Maskarna sparas i jord från provet (ca 150 ml i glasburk) för vidare analys på laboratorium.
    2. Homogenisering innan vidare provuttag genom kraftig omblandning för hand med hjälp av skrapa, trädgårdsspade eller liknande verktyg.
    3. Dela ned Generalprovet till två delprover:
        - ett prov för texturanalys (minimum 500 ml eller 1 kg) innan sållning
        - ett prov som ska sållas för påföljande analyser (det behövs 1,3 kg för alla analyser).
    4. Sålla delprov till <2mm ner i en back och homogenisera igen mycket noggrant.
    5. Ur den homogeniserade fraktionen <2mm tas prover ut till alla analyser.

   i. Analyser Eurofins: OrgC (beräknat C-TIC), N (”Kjeldahl”), P (”Olsen”), pH, metallpaket (min 500 ml eller 750 g). Eurofins har fyllt i följesedlar åt oss så att det ska framgå att provet redan är provberett (siktat och homogeniserat), men ska delas ned neddelning i representativa delprover för samtliga analyser (SS EN 16179:2012).
   ii. Substratspecifik markrespiration *och* DNA-baserad mikrobiell karakterisering av kväveomsättning (ca 150-200 g)
   iii. POM metoden (ca 100-150 g)
6. När alla prover tagits ut återfylls jorden på samma plats som där den hämtades.

Under provtagningen, var uppmärksam på:

- Om det är mycket varmt kan flyktiga PAH avgå. Låt inte ligga framme i solen och var noga med att kyla proverna.
- Om det är blåsigt kan finmaterial blåsa iväg. Skydda mot vind.
- Provhanteringen får inte förorena prover med sådant som ska analyseras! Använd tex inga målade spadar som kan ge färgflagor som påverkar metallanalysen.
- Alla provkärl ska vara avsedda för respektive analys. För tex PAH-analyserna: glasburkar med teflonklädda lock som ska toppfyllas så att headspace undviks.

# 3. Bilaga – Metodbeskrivningar

## 3.1 Analys av PAH i jord

### 3.1.1 Princip

**Extraktion av PAH ur jord med trycksatt vätske-extraktion**
För att identifiera och kvantifiera polyaromatiska kolväten (PAH) i jord behöver PAH först extraheras ur jorden. För bestämning av PAH i jordprover användes trycksatt vätskeextraktion med n-hexan/diklormetan (PLE™, fluid management systems, Inc.) och incellrening (basisk silikagel). Det är en effektiv extraktionsmetod där PAH extraheras ur jordprovet vid hög temperatur under högt tryck. Både tid och lösningsmedelsåtgång kan reduceras kraftigt jämfört med traditionella extraktions- och uppreningsmetoder då metoden är mycket effektiv och extrakten inte behöver upprenas efter extraktionen (Richter m fl., 1996).

**Identifiering och kvantifiering av PAH i jord med GC-MS**
Identifiering och kvantifiering av 16 polyaromatiska kolväten (PAH16) med gaskromatografi/masspektrometri (GC/MS). Med hjälp av gaskromatografi separeras de olika PAH-föreningarna baserat på flyktighet och hur snabbt de vandrar genom en kapillärkolonn. Gaskromatografen är kopplad till en masspektrometer, med vilken föroreningarna kan identifieras. Resultaten räknas sedan om till koncentrationer i det jordprov PAH extraherats från.

### 3.1.2 Provtagning och provhantering

Efter fältprovtagning och siktning i fält förvarades proverna i bruna glasburkar i frys fram till extraktion. Varje prov omrördes noga med sked innan 2-4 g jord togs ut till extraktion. Vatteninnehåll (upphettning till 105°C i 24 timmar) och glödförlust (fortsatt upphettning till 550°C i 3 timmar) bestämdes för alla jordar.

### 3.1.3 Utförande

**Extraktion av PAH ur jord med trycksatt vätske-extraktion**
Jord (2-4 g/prov) homogeniserades med vattenfritt natriumsulfat (1:5). Extraktionsceller av rostfritt stål (44 ml) fylldes med 4 g basgjord silikagel i botten följt av den homogeniserade jorden och ett lager av natriumsulfat (Larsson m fl., 2017). Extraktionerna utfördes med n-hexan/diklormetan (9:1, v/v) i två statiska cykler vid 120° C och 12 MPa. Varje cykel var 10 minuter lång. Efter extraktionerna indunstades extrakten i en rullindunstare och fördes över till GC-vialer. Internstandard (IS) innehållande deuterium-inmärkta PAH16 tillsattes till varje extrakt (500 ng). Extrakten dunstades in ytterligare under kvävgas i 500 µl toluen. För att kunna beräkna eventuella förluster av PAH tillsattes recovery

standard (RS) innehållande deuterium-inmärkt perylen (500 ng). Samtliga extrakt förvarades i frys fram till analys.

**Identifiering och kvantifiering av PAH i jord med GC-MS**
Analys av PAH i jord utfördes med en Agilent 7890A-gaskromatograf kopplad till en 5975C masspektrometer (GC/MS) (Larsson m fl., 2018). Extraktet (1 µl) injicerades i gaskromatografen (”splitless-mode”). Olika PAH separerades med hjälp av en kapillärkolonn (30 m × 0,25 mm, 0,15 µm filmtjocklek, Select PAH; Agilent Technologies). Temperaturprogrammet för GC-ugnen startade vid 70°C och ökade 8°C/ min till 205°C (hålls i 2 min), 8°C/min till 250°C, 3°C/min till 270°C (2 min), 9°C/min till 279 °C, 1°C/min till 280°C (hålls i 3 min), och sedan 5°C/min till 325°C där temperaturen hölls i 5 min. Identifiering och beräkning av koncentration av olika PAH i extrakten gjordes med hjälp av en kvantifieringslösning innehållande PAH16 inklusive internstandard (IS) för PAH16 och recoverystandard (RS).

### 3.1.4 Referenser

Richter BE, Jones BA, Ezzell JL, Porter NL, Avdalovic N, Pohl C (1996) Accelerated solvent extraction: a technique for sample preparation. Anal Chem 68:1033–1039. doi:10.1021/ac9508199

Larsson M, Lam M.M, van Hees P, Giesy, J. P. & Engwall, M. (2018). Occurrence and leachability of polycyclic aromatic compounds in contaminated soils: Chemical and bioanalytical characterization. Science of the Total Environment, 622-623, 1476-1484.

## 3.2 Porvattenkoncentration av “fria” PAH, POM-metoden

### 3.2.1 Princip

**Jämviktning med POM-membran**
Den fritt lösta porvattenkoncentrationen av PAH undersöks med hjälp av POM-metoden (Josefsson et al. 2015; Arp et al. 2014). POM-metoden utförs som ett laktest (skaktest), men med en passiv provtagare, gjord av poly-oxy-metylen (POM).

**Extraktion av PAH från POM-remsor**
För att PAH ska kunna identifieras behöver de föras över till en vätskefas. PAH extraherades från POM-remsorna med aceton/hexan.

**Analys av PAH i extrakt**
Identifiering och kvantifiering av polyaromatiska kolväten (PAH) med gaskromatografi/masspektrometri (GC/MS). Med hjälp av gaskromatografi separeras de olika PAH-föreningarna baserat på flyktighet och hur snabbt de vandrar genom en kapillärkolonn. Gaskromatografen är kopplad till en masspektrometer, med vilken föroreningarna kan identifieras. Resultaten räknas sedan om till koncentrationer i det jordprov PAH extraherats från.

### 3.2.2 Provtagning och provhantering

PAH-förorenad jord provtogs, siktades till <2 mm och homogeniserades i fält. Jordprover förvarades kylt fram till jämviktning med POM-membran.

### 3.2.3 Genomförande

**Jämviktning med POM-membran**
Innan användning tvättades POM-remsorna först med en blandning av aceton och hexan (1:1) i 2*24 timmar, sedan med metanol i 2*24 h. I rena vialer placerades 10 g jord, 35 ml avjoniserat vatten innehållande 0.001 M $CaCl_2$ and 0.015 M $NaN_3$ och en POM-remsa. Vialerna skakades i skakmaskin (end-over-end) i mörker i 28 dagar. POM-remsorna togs sedan ut, torkades av och förvarades frysta i nya rena 40 ml vialer fram till att PAH skall extraheras. Alla vialer var noga rengjorda genom att de diskats och sedan bränts i ugn över natt. Locken tvättades med metanol och ultraljudsbad.

**Extraktion av PAH ur POM-remsor**
PAH extraherades från POM-remsorna i de glasvialer som de förvarats i efter jämviktning. Remsorna extraherades i två omgångar med 20 mL aceton:hexan (1;1, v/v). Varje omgång pågick under 24 timmar på skakbord med låg hastighet. Det första extraktet togs ut till en glasvial och internstandard (48 ng deuterium märkt PAH) tillsattes. Extraktet sparades med stängt lock och täckt med aluminiumfolie i rumstemperatur under det att POM-remsorna extraherades en andra gång på samma sätt. De två extrakten kombinerades i en glaskolv, återvinningsstandard (0,4 ng PCB77 och PCB188) tillsattes tillsammans med 1 mL toluen. Extraktet dunstades in i en TurboVap (automatisk indunstare) till

ca 0,5 mL och fördes sedan över till en GC vial (behållare för analys med Gaskromatografi). Glaskolven sköljdes med 2x 0,5 mL toluen och ”sköljvattnet” fördes över till GC vialen (för att all PAH ska komma med kvantitativt). Volymen korrigerades ned till 0,5 mL med hjälp av kvävgas ledd i en Pasteur-pipett.

POM-remsorna torkades i de vialer som de extraherades i, placerade i en desikator. De torra remsorna vägdes de med 4 decimalers noggrannhet.

**Analys av PAH i extrakt**
Analysen av PAH utfördes som beskrivet tidigare (Nguyen et al 2018), med en gas-kromatograf kopplad till en högupplöst masspektrometer (GC-HRMS, Agilent 7890B/Agilent 5977A). Provextrakten (1 µL) injicerades på en 60 m DB5 kolonn (0,25 µm inner diameter och 0,25 µm filmtjockhet, Agilent Technologies) med följande temperaturprogram 70°C (2 min), 30°C/min till 125°C, 5°C/min till 310°C (5 min). Substanserna analyserades med EI-jonisering (electron impact) och i SIM inställning (seleted ion monitoring). Identifiering och beräkning av koncentration av olika PAH i extrakten gjordes med hjälp av en kvantifieringslösning innehållande PAH16 inklusive internstandard (IS) för PAH16 och återvinningsstandard (RS), genom retentionstidsmatchning och användandet av specifik massdata.

### 3.2.4 Referenser

Arp, H.P.H. et al., 2014. Native oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in historically contaminated soils from Sweden, Belgium, and France: Their soil-porewater partitioning behavior, bioaccumulation in Enchytraeus crypticus, and bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 48(19), pp. ??

Josefsson, S. et al., 2015. Determination of polyoxymethylene (POM) – water partition coefficients for oxy-PAHs and PAHs. *Chemosphere*, 119, pp.1268–1274.

Nguyen, et al, 2018. The Role of Spring Flood and Landscape Type in the Terrestrial Export of Polycyclic Aromatic Compounds to Streamwater. *Environmental Science & Technology*, 52, pp. 6217-6225.

## 3.3 Markfauna

### 3.3.1 Princip

Markfauna delas in i olika grupper baserats på organismernas diameter, vilken anses vara ett bra mått på vilken markporstorlek djuren har tillträde till. Man skiljer på mikro-, meso- och makrofauna i diameterintervall 1 µm-100 µm, 100 µm-2 mm, respektive 2 mm-20 mm (Coleman m.fl. 2004). Här har vi valt att undersöka daggmaskar (makrofauna), hoppstjärtar (mesofauna) och nematoder (mikrofauna). Samtliga de utvalda djurgrupperna är artrika grupper som är vanligt förekommande i jord men de har olika födostrategier och förekommer i olika mikrohabitat i marken, vilket gör att de har olika funktioner i markens ekosystem.

### 3.3.2 Provtagning och provhantering

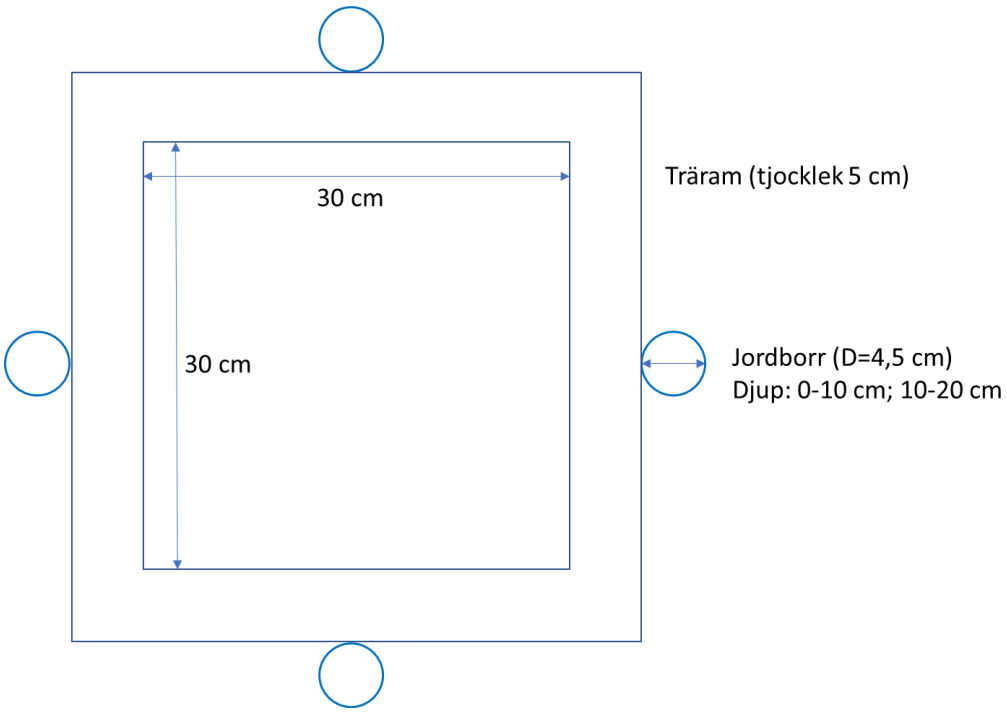
I fält lades en provruta ut med hjälp av en 30 × 30 cm träram (Figur B3.1). Jorden i rutan grävdes ut till 20 cm djup och lades i en back. Daggmaskar sorterades omedelbart ut för hand ur hela jordvolymen. Daggmaskar som hittas i provet lades tillsammans med jord från samma prov i en glasburk (ca 100 mL) med teflonklätt lock med små hål i och förvarades kylt fram till analys på laboratorium.

Figur B3.1. Träram 30 × 30 cm för markering av provruta i fält.

Prover för hoppstjärtar (mesofauna) och nematoder (mikrofauna) togs direkt utanför den träram som markerade provrutan. Fyra borrkärnor togs med hjälp av en jordborr (diameter 4,5 cm) ned till ett djup av 20 cm (Figur 2). Varje borrkärna delades upp i två delar; 0-10 cm och 10-20 cm.

- Jord för bestämning av nematoder togs ut genom att från varje borrkärna ta två stickprov (5 ml + 5 ml) från vardera djup till ett samlingsprov. För varje provtagningspunkt togs alltså ett samlingsprov 0-10 cm (40 ml) och ett samlingsprov 10-20 cm (40 ml) för analys av nematoder.

- För hoppstjärtar togs stickprov från motstående borrkärnor för de två olika djupen (0-10 cm och 10-20 cm). Från varje provpunkt togs alltså två samlingsprover för varje djup för hoppstjärtar. Resterande delar av delproverna lades i plastpåsar för utdrivning av hoppstjärtar (4 prover, ca 150 ml per prov). Proverna förvarades kylt (ca 3 dagar, 5 grader) fram tills analys på laboratorium.




Figur B3.2. Provtagning av nematoder och hoppstjärtar.

### 3.3.3 Genomförande

**Daggamaskar (makrofauna)**
Antal maskar i varje provpunkt räknades i fält. Artbestämning gjordes sedan på laboratorium. Utvecklingsstadium för varje mask noterades. Maskar med fullt utvecklad clitellum (gördel) är fullvuxna och kunde artbestämmas, juvenila maskar bestämdes fram till familj.

På laboratorium plockades daggmaskarna upp från provburken med hjälp av en 'mjuk' pincett (för att inte skada dem). Varje mask sköljdes med destillerat vatten och lades i en petriskål med fuktigt filterpapper. Skålen täcktes med Al-folie med små hål i. Den förvarades sedan i 12 grader i ca 20 h för att de ska tömma tarmen. Artbestämningen gjordes under det att maskarna låg på filterpapperet.

Efter 20 h togs maskarna från petriskålen och rengjordes noga med destillerat vatten (så inga jordpartiklar finns med). Varje mask vägdes innan den frystes i flytande kväve. Alla maskar från samma provpunkt förvarades tillsammans i en förvaringsburk av glas med teflonklätt lock. Burkarna förvarades i -20 ºC fram till att de skickades till laboratorium för analys av PAH.

**Nematoder (mikrofauna)**
Nematodproverna extraherades från hela samlingsproverna med våtutdrivning (sk Baermann tratt). I korthet innebar detta att provet lades på ett filter som placerades i en vattenfylld tratt som nedtill hade ett provrör. Över proverna tändes en glödlampa. Proverna fick ligga i tratten under 24 timmar och under denna tid vandrade nematoderna ut ur provet och hamnade i provröret. Provröret togs sedan bort, placerades i 85 ºC vattenbad för att döda nematoderna och efter det hälldes formalin på för att konservera proverna. Proverna gicks sedan igenom under mikroskop då nematoderna räknades och identifieras till släktesnivå (i vissa fall endast till familj).

**Hoppstjärtar**
Två av proverna för hoppstjärtar (delprov 2 och 4) extraherades på ett liknande sätt som nematoderna (ca 150 ml per prov) men med en torrutdrivning (sk Tullgren tratt). Extraktionen pågick under 4 dagar och djuren ramlade direkt ner i en etylenglykol/etanol-lösning. Alla utdrivna djur förvarades i 80 % etanol och hoppstjärtar sorterades sedan ut och artbestäms under stereolupp.

### 3.3.4 Referenser

Coleman DC, Crossley DA Jr, Hendrix PF 2004. Fundamentals of Soil Ecology. Elsevier Academic Press, 2nd edition.

## 3.4 Kväveomsättning, DNA-baserad

Molekylär analys av mikrobiella samhällen – totala bakteriesamhället och funktionella grupper i kvävets kretslopp.

### 3.4.1 Princip

Data över mikrobiella samhällen togs fram med DNA-baserade tekniker. Abundansen av det totala bakteriesamhället bestämdes genom att bestämma antalet 16S rRNA-gener, en taxonomisk markör[1]. Vi kvantifierade sedan abundansen av mikrobiella samhällen som är involverade i olika delar i kvävecykeln. Kvävefixerande bakterier kvantifierades genom att bestämma antalet *nifH*-gener, som kodar för enzymet nitrogenas och finns i både frilevande och symbiotiska kvävefixerande imikroorganismer[2]. Ammoniakoxiderande arkéer (AOA) och bakterier (AOB) som utför det första steget i nitrifikationsprocessen kvantifierades genom att kvantifiera antalet *amoA*-gener, som kodar för ett enzym i nitrifikationen[3,4]. Denitrifierande samhällen bestämdes genom att kvantifiera *nirS*- och *nirK*-generna som kodar för de två olika nitritreduktas som finns hos denitrifierande organismer[5]. Slutligen bestämdes antalet lustgasreducerande samhällen genom kvantifiering av de två varianterna av *nosZ*-genen (klad I och II) som kodar för enzymet lustgasreduktas[6]. Förutom kvantitativa data användes sekvensering för att bestämma den biologiska mångfalden hos det totala bakteriesamhället liksom de bakteriella samhällena som utför nitrifikation respektive kvävefixering.

### 3.4.2 Provtagning och provhantering

Markprover siktades i fält (2 mm) och lagrades 1–2 dagar vid 4 °C. På laboratoriet lagrades jorden vid -20 °C fram till DNA-extraktion.

### 3.4.3 Utförande

**Extraktion av DNA och kvalitetskontroll**
För varje markprov extraherades totalt DNA från två replikat av 500 mg färsk jord med en kommersiellt tillgänglig jord-DNA-extraktionssats (NucleoSPIN Soil Kit, Machery-Nagel, Düren, Tyskland). Extrakten poolades sedan och kvaliteten på DNA utvärderades med användning av en NanoDrop UV-spektrofotometer (Thermo Fisher Scientific, Wilmington Delware, USA). Extrakten undersöktes också genom gelelektrofores för att säkerställa att DNA med stor molekylvikt erhölls. Fluorometrisk kvantifiering av extrakt utfördes med en Qbit-fluorometer (Thermo Fisher Scientific).

**Kvantifiering av totalt prokaryota gener och gener som deltar i kvävets kretslopp**
Överflödigheten (abundansen) av 16S rRNA-gener och de sju olika kvävecykelgenerna bestämdes genom realtids kvantitativ polymerasekedjereaktion (qPCR) analys med användning av en ”CFX-connect thermal cycler” (Bio-Rad, Hercules California, USA). Före kvantifiering utfördes tester av PCR-inhibering genom att extraherade markföroreningar för alla prover och extrakt utspäddes till optimala koncentrationer så att PCR-inhibering var försumbar. För varje analys genererades standardkurvor genom att framställa 10-faldiga spädningar av linjäriserade plasmidkonstruktioner som innehåller målgenen.

Alla analyser utfördes i duplikat för varje prov med användning av iQ SYBR-grön masterblandning (Bio-Rad), 0.06 µg/µL BSA, 0,5 till 0,8 µM genspecifika primrar och 2,5 ng extrakt DNA per reaktion. Termiska cykelbetingelser var enligt Zhao et al. (2017)[7] och qPCR effektiviteter var följande: 16S rRNA, 92,2%; *amoA* AOA, 90,9%; *amoA* AOB, 81,1%; *nifH*, 72,5%; *nosZ* clade I, 88,5%; *nosZ* clade II, 78,4%; *nirS*, 83,4%, *nirK*, 101,2%. Standardkurvan $R^2$-värden för alla analyser var > 0.99.

**Metabarcoding och analys av biodiversitet**
Metabarcoding av totala prokaryota (16S rRNA), kvävefixerande (*nifH*) och ammoniakoxiderande bakteriegemenskaper (AOB *amoA*) utfördes genom nästa generations-sekvensering (NGS) hos respektive målgener med användning av Illumina MiSeq-plattformen. Eftersom tekniska begränsningar förhindrade sekvensering av alla målgener, valdes samhällen ut utifrån tidigare litteratur[8-10]. och deras roll i N-cykeln. Totala prokaryota samhällen undersöktes också för att få information om fördelning av olika mikrobiella taxonomiska grupper. Varje målgen amplifierades i en tvåstegs PCR enligt Illumina MiSeq-protokoll nr 15044223 Rev. B och slutlig poolning och sekvensering av alla amplikonbibliotek utfördes av Microsynth AG (Balgach, Schweiz).

**Beräkningar av mikrobiell mångfald**
Abundansen i proverna baseras på det totala antalet genkopior per ng extraherat DNA. Detta ger en relativ abundans av varje samhälle.

Förbehandling, kvalitetsfiltrering och gruppering av sekvenser i *operativa taxonomiska enheter* (OTUs, 98,5% sekvenslikhet) utfördes med programmen FastQC (Babraham Bioinformatics, UK) och VSEARCH[11]. Representativa sekvenser för varje OTU undersöktes och justerades med programvarorna ARB[12] och HMMer[13]. Den slutliga uppsättningen av OTU användes sedan för att bestämma fylogenetisk mångfald[14], artrikedom (antal upptäckta OTU per prov) och Shannon index inom "phyloseq" -paketet i R[15]. Betadiversitet, förändringen i artssammansättning, bestämdes genom att beräkna "Lokalt bidrag till betadiversitet" enligt Legendre och De Cáceres[16]. Denna metod beskriver den ekologiska unika egenskapen hos en given webbplats i förhållande till resten av webbplatserna, där högre värden anger mer unika samhällen. Taxonomisk klassificering av 16S rRNA sekvenser gjordes med SINA med SILVA databasen. Alla sekvenseringsdata kommer att laddas upp till NCBI Short Read Archive, en publik DNA sekvensdatabas, och därmed vara tillgängliga för senare analyser.

### 3.4.4 Referenser

Takahashi, S., Tomita, J., Nishioka, K., Hisada, T. & Nishijima, M. Development of a Prokaryotic Universal Primer for Simultaneous Analysis of Bacteria and Archaea Using Next-Generation Sequencing. PLoS ONE 9, e105592 (2014).

Gaby, J. C. & Buckley, D. H. A comprehensive evaluation of PCR primers to amplify the nifH gene of nitrogenase. PLoS ONE 7, e42149 (2012).

Pester, M. et al. amoA-based consensus phylogeny of ammonia-oxidizing archaea and deep sequencing of amoA genes from soils of four different geographic regions. Environ Microbiol 14, 525–539 (2012).

Rotthauwe, J. & Witzel, K. The ammonia monooxygenase structural gene amoA as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. Appl Environ Microb 63, 4704–4712 (1997).

Throback, I. N., Enwall, K., Jarvis, A. & Hallin, S. Reassessing PCR primers targeting nirS, nirK and nosZ genes for community surveys of denitrifying bacteria with DGGE. Fems Microbiol Ecol 49, 401–417 (2004).

Jones, C. M. et al. Recently identified microbial guild mediates soil N2O sink capacity. Nature Climate change 4, 801–805 (2014).

Zhao, M. et al. Intercropping affects genetic potential for inorganic nitrogen cycling by root-associated microorganisms in Medicago sativa and Dactylis glomerata. Appl Soil Ecol 119, 260–266 (2017).

Mertens, J. et al. Bacteria, not archaea, restore nitrification in a zinc-contaminated soil. ISME J 3, 916–923 (2009).

Nelson, K. N., Neilson, J. W., Root, R. A., Chorover, J. & Maier, R. M. Abundance and Activity of 16S rRNA, AmoA and NifH Bacterial Genes During Assisted Phytostabilization of Mine Tailings. Int J Phytoremediation 17, 493–502 (2015).

Jing, H. et al. Anthropogenic impact on diazotrophic diversity in the mangrove rhizosphere revealed by nifH pyrosequencing. Front Microbiol 6, (2015).

Rognes, T., Flouri, T., Nichols, B., Quince, C. & Mahé, F. VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics. PeerJ 4, (2016).

Ludwig, W. et al. ARB: a software environment for sequence data. Nucleic Acids Res 32, 1363–1371 (2004).

Eddy, S. A probabilistic model of local sequence alignment that simplifies statistical significance estimation. Plos Comput Biol (2008).

Faith, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. Biol Conserv 61, 1–10 (1992).

McMurdie, P. J. & Holmes, S. phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. PLoS ONE 8, e61217 (2013).

Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. Ecology Letters, 16(8), 951–963.

## 3.5 Kolmineralisering (substratinducerad respiration)

Analys av funktionell diversitet med mikrorespiration.

### 3.5.1 Princip

Sammansättningen av och aktiviteten hos mikroorganismer i jorden kan ge en indikation på jordens hälsotillstånd, dvs. om jorden är stressad av tex en förorening. För analysen användes MicroResp™, som bygger på att mäta respiration från mikroorganismer vid tillsats av olika kolkällor/substrat (Campbell et al., 2003). Den så kallade substrat-inducerade respirationen (SIR) ger uttryck för den funktionella diversiteten hos de mikrobiella samhällena i jorden. Dessutom ger den information om storleken på den mikrobiella biomassan och hur väl mikroorganismerna i en jord reagerar på stress.

### 3.5.2 Provtagning och provhantering

Jordprover siktades till <2 mm i fält och förvarades 1–2 dagar vid 4 °C innan transport till laboratorium. På laboratoriet lagrades jorden vid -20 °C fram till analys.

### 3.5.3 Utförande

För varje behandling placerades 300 µL våt jord av respektive jordprov i ”brunnar” i 96-brunnsplattor. Till brunnarna tillsattes 30 µL substrat i koncentrationerna enligt Tabell B3.1. Den producerade koldioxiden mättes kolorimetriskt med en agar-gel som reagerar på $CO_2$. Respirationen mättes vid 25°C precis innan substratet tillsattes 6 timmar efter inkubering. För varje substrat gjordes fyra replikat och fyra kontrollprov med Milli-Q vatten (avjoniserat vatten). Fyra av de substrat som brukar användas i denna typ av analys är syror (L-Cysteine-HCl acid, L-Malic acid, α-Ketoglutaric acid monohydrate, Citric acid). De fick uteslutas på grund av att jorden innehöll karbonat som kan omvandlas till koldioxid.

Table B3.1. De nio substrat och de koncentrationer som användes vid Microrep™ på jordproverna.

| Grupp | Substrat | Koncentration (mg substrat /mL soil water) |
|---|---|---|
| **Kolhydrater** | D-Glucose,<br>D-Galactose<br>D-Fructose<br>D-(+)-Trehalosedihydrate (Dicarbohydrate)<br>α-Cyclodextrin (poly-carbohydrate) | 30<br>30<br>30<br>30<br>7,5 |
| **Aminosyror** | L-Alanine<br>γ-Aminobutyric acid (GABA) | 7,5<br>30 |
| **Aminoföreningar** | N-Acetylglucosamine (NACETYL) | 7,5 |
| **Aromatiska föreningar** | Catechol | 30 |

De använda koncentrationerna används rutinmässigt i analys med MicroResp™. Den lägre koncentrationen används för substrat som är mindre vattenlösliga.

### 3.5.4 Referenser

Campbell, C.D., Chapman, S.J., Cameron, C.M., Davidson, M.S., and Potts, J.M. 2003. *A rapid microtiter plate method to measure carbon dioxide evolved from carbon amendments so as to determine the physiological profiles of soil microbial communities by using whole soil.* Applied & Environmental Microbiology, *69(6), 3593-3599.*

## 3.6 Identifiering och kvantifiering av PAH i mask

### 3.6.1 Princip

Identifiering och kvantifiering av PAH (16 EPA PAH, Perylene, och 11 oxy-PAH) hela maskar. PAH extraheras ur mask och analyseras med gaskromatografi (GC). För att få ett mått på PAH per mängd fett i maskarna analyseras även fetthalt.

### 3.6.2 Provtagning och provhantering

Maskarna provtogs enligt och hanterades enligt Bilaga 3.3. De förvarades sedan frysta fram till analys.

### 3.6.3 Utförande

Metoden är baserad på Arp et al., (2014) med några modifieringar.

**Extraktion**
Maskarna tinades och homogeniserades med en handmixer. Alla maskar från samma provtagningspunkt (olika antal maskar) mixades till en jämn smet. Mixerknivarna tvättades med vatten och metanol mellan de olika proven. Ungefär 1,5 gram homogeniserat prov togs ut och natriumsulfat tillsattes i en mängd så att man såg att all fuktighet togs upp och provet blev ”torrt”. Olika mängder natriumsulfat behövdes beroende på hur hög fuktigheten var. Provet och natriumsulfaten rördes noga ihop till en homogen blandning.

För att extrahera PAH togs ett prov motsvarande ca 0,5 gram maskhomogenat ut från blandningen till en vial innehållande keramiska kulor (för att säkerställa tillräcklig omblandning). Internstandard (ca 48 ng av deuterium-inmärkt PAH) tillsattes, tillsammans med 6 mL isooktan:diklormetan (1:1, v/v). Provet blandades på en automatisk blandare med följande program; 5000 rpm, 2x40 sek med 30 sek paus emellan. Sedan centrifugerades provet i 15 min vid 3500 rpm.

Alikvoten togs av till en kolonn packad med 5 g kaliumhydroxid-impregnerad silikagel. Silikagelen var bränd i 4 timmar vid 400° innan den impregnerades; 400 mL 3,7 M kaliumhydroxid i metanol blandades med 150 gram silikagel i en roterande flaska i ett vattenbad (55°) i 90 min. Silikagelen tvättades sedan i en glaskolonn med metanol. Efter torkning förvarades den i en glasflaska i rumstemperatur (i max 6 månader). Eluatet samlades upp direkt tillsammans med 30 mL diklormetan.

Återvinningsstandard (4 ng PCB) och 1 mL toluen tillsattes innan provet dunstades ner till ca 0,5 mL i en automatisk avdunstare. Provet överfördes till en GC-vial (2x0,5 mL toluen) och avdunstades till 0,5 mL med kvävgas. Provet förvarades i frys (-18°C) fram till analys.

**Analys av fetthalt**
Fetthalten (fettvikten) i maskproverna bestämdes separat på blandningen av mask med natriumsulfat. Ett prov motsvarande ca 0,1 gram mask togs ut och fördes till en pasteurpipette med glasull. Fettet extraherades med 6 mL acetone:n-hexan (5:2, v/v) och sedan 6

mL n-hexan:dietyleter (9:1, v/v). Extraktet blåstes med kvävgas till torrhet och fettvikten bestämdes gravimetriskt. Medelhalten av fett i maskarna var 1,42% (SD 0,007%).

**Kemisk analys**
Analys av PAH gjordes med GC-MS. Se bilaga 3.1

**QA/QC**
Tillsammans med de 24 maskproverna har 3 metodblanker upparbetats, dvs alla upparbetningssteg följdes utan någon maskmatris. Halterna av PAH som bestämdes i dessa har subtraherats från slutresultatet. Återvinningen av fettextraktionen testades externt (n=4) och var 95% (SD 3,6). Återvinningen av PAH var 73% (SD 37) och varierade från 15% för de lågmolekylära till 184% för Benz[a]antracen. Återvinningen av oxy-PAHerna var mellan 30% och 47%.

### 3.6.4 Referenser

Arp, H-P., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A-S., Kleja, D.B., 2014, *Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soils from Sweden, Belgium, and France: Their Soil-Porewater Partitioning Behavior, Bioaccumulation in Enchytraeus crypticus, and Bioavailability*, Environmental Science & Technology, 48: 11187-11195

# 4. Bilaga – Beräkning av toxisk potential

Ett enskilt ämnes toxiska potential (toxic pressure, $TP_i$) kan beräknas genom följande ekvation (Ekv B4.1):

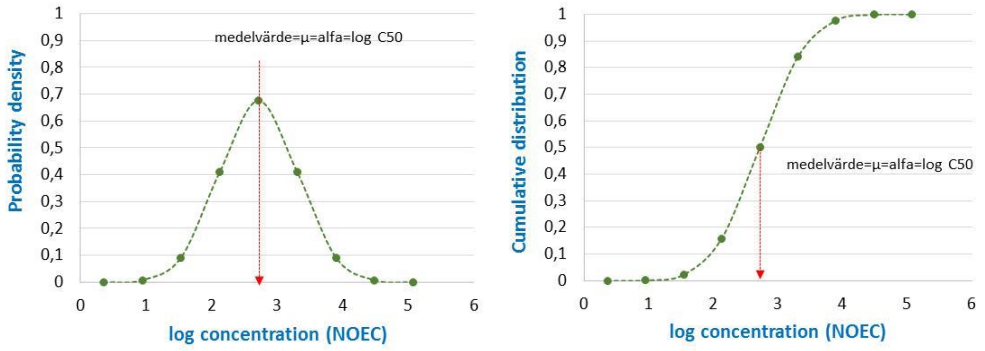
$$TP = \frac{1}{1+e^{-log\left(\frac{uppmätt\ halt}{riktvärde}\right)\times\beta^{-1}}} \qquad \text{(Ekv. B4.1)}$$

där riktvärdet och parametern $\beta$ har bestämts för varje ämne genom framtagandet av en artkänslighetsfördelningskurva baserat på logaritmerade koncentrationer av ämnet (Figur B4.1). För PAH användes riktvärden för vatten (Verbruggen 2012), Tabell 3 i huvudrapporten. För metaller beräknades platsspecifika riktvärden, se huvudrapport. β-värden hämtades från beräkningsverktyget Sanscrit (https://www.risicotoolboxbodem.nl) och visas i Tabell B4.1. Resultatet redovisas i Tabell B4.2 (sammanfattas i huvudrapporten, Tabell 9).

Tabell B4.1. β-värden som användes för TP-beräkningar Sanscrit nedladdat februari 2018. (https://www.risicotoolboxbodem.nl)

| Ämnen | β |
|---|---|
| Cu | 0,39 |
| Pb | 0,49 |
| Zn | 0,40 |
| PAH | 0,39 |

Riktvärdet som används i TP-beräkningen ska motsvara ett skydd av 50 % av arterna (en skyddsnivå som motsvarar den svenska nivån *Mindre känslig markanvändning*). Ett riktvärde som skyddar 50 % av arterna är det samma som medelvärdet för populationen i artkänslighetsfördelningskurvan, (riktvärde =logHC50). Parametern β beskriver lutningen på kurvan (plottad som en kumulativ fördelning, den högra grafen i Figur B4.1).




Figur B4.1: Exempel på log-normalfördelning av en population med medelvärdet=2,69, vilket är lika med logHC50. Det anti-logaritmerade värdet motsvarar alltså en koncentration som ger ett skydd av 50 % av arterna (vilket är lika med den svenska skyddsnivån *Mindre känslig markanvändning*).

Enskilda ämnens $TP_i$ kan läggas ihop till ett gemensamt TP-värde för att få en uppskattning av den samlade toxiska potentialen:

$$TP \quad = 1 - ((1 - TP_1) \cdot (1 - TP_2) \cdot \ldots (1 - TP_n)) \qquad \text{(Ekv. B4.2)}$$

För ämnen som har samma toxiska verkningsmekanism, vilket kan antas att de 16 PAH har (Verbruggen, 2012), används additiv beräkning för att beräkna ett TP-värde för hela ämnesgruppen. Detta kan göras genom att utgå från toxiska enheter (Toxic Unit), TU, (också beskrivet i huvudrapporten, se avsnitt 3.5.5) för varje enskild PAH:

$$TU_{PAH(i)} = \frac{C_{pw,PAH(i)}}{Riktvärde_{PAH(i)}} \qquad \text{(Ekv. B4.3)}$$

Och sedan summera de 16 toxiska enheterna för samtliga 16 PAH:

$$TU_{PAH16} = \sum_{i=1}^{16} \frac{C_{pw,PAH(i)}}{Riktvärde_{PAH(i)}} \qquad \text{(Ekv. B4.4)}$$

Det sammanlagda TU-värdet för de 16 PAH används sedan i Ekv. B1 som då kan skrivas om till:

$$TP_{PAH16} = \frac{1}{1+e^{-log(TU_{PAH16})\times\beta^{-1}}} \qquad \text{(Ekv. B4.5)}$$

Artkänslighetsfördelningskurvor baseras vanligen på NOEC-värden (det vill säga den lägsta testade koncentration som inte ger någon effekt på testorganismen). Våra svenska riktvärden utgår också från NOEC-värden. För $TP_{bio}$ har vi valt riktvärden som baseras på NOEC.

Värt att notera är att det holländska beräkningsprogrammet för TP (Sanscrit; (https://www.risicotoolboxbodem.nl)) använder sig av modifierade riktvärden som är 10 gånger högre än riktvärden baserade på NOEC. Dessa är tänkta att motsvara riktvärden som härleds från EC50-värden (den koncentration som ger 50 % effekt på testorganismen). En beräkning av den toxiska potentialen som baseras på riktvärden härledda från artkänslighetsfördelningskurvor baserade på EC50-värden ger avsevärt lägre TP-värde än om man utgår från NOEC (eftersom det riktvärde man relatera till då är ca 10 ggr högre).

Tabell B4.2. Biotillgänglighetskorrigerade HC50-värden för Cu, Pb och Zn. Beräkningarna gjordes med programmet ”Soil PNEC calculator”. Vid beräkningarna antogs en bakgrundshalt på 15 mg/kg för Pb, 30 mg/kg för Cu och 70 mg/kg för Zn (NV Rapport 5976).

| Provpunkt | HC50 Pb (mg/kg) | HC50 Cu (mg/kg) | HC50 Zn (mg/kg) |
|---|---|---|---|
| **FF 17:1** | 2760 | 518 | 1225 |
| **FF 17:2** | 2035 | 321 | 942 |
| **FF 17:3** | 2770 | 481 | 1325 |
| **FF 17:4** | 2160 | 333 | 1055 |
| **FF 17:5** | 1880 | 273 | 926 |
| **FF 17:6** | 3360 | 627 | 1585 |
| **FF 17:7** | 1368 | 179 | 640 |
| **FF 17:8** | 5490 | 1275 | 2330 |
| **FF 17:9** | 4380 | 984 | 1800 |
| **FF 17:10** | 1290 | 168 | 616 |
| **FF 17:11** | 2085 | 314 | 1032 |
| **FF 17:12** | 2240 | 364 | 1044 |
| **FF 17:13** | 2680 | 448 | 1316 |
| **FF 17:14** | 1925 | 281 | 933 |
| **FF 17:15** | 2060 | 339 | 918 |
| **FF 17:16** | 2232 | 354 | 1070 |
| **FF 17:17** | 2040 | 307 | 995 |
| **FF 17:18** | 1892 | 275 | 925 |
| **FF 17:19** | 1925 | 295 | 906 |
| **FF 17:20** | 1455 | 201 | 680 |
| **FF 17:21** | 1820 | 283 | 815 |
| **FF 17:22** | 1336 | 197 | 559 |
| **FF 17:23** | 1735 | 288 | 732 |
| **FF 17:24** | 2720 | 504 | 1123 |
| **FF 17:25** | 2025 | 316 | 910 |
| **FF 17:26** | 1110 | 140 | 504 |
| **FF 17:27** | 1430 | 210 | 630 |
| **FF 17:28** | 1046 | 130 | 482 |
| **FF 17:29** | 3322 | 635 | 1430 |
| **FF 17:30** | 3180 | 644 | 1306 |

| Provpunkt | HC50 Pb (mg/kg) | HC50 Cu (mg/kg) | HC50 Zn (mg/kg) |
|---|---|---|---|
| **FF 17:31** | 2818 | 479 | 1366 |
| **FF 17:32** | 1372 | 177 | 682 |
| **FF 17:33** | 1126 | 147 | 511 |
| **FF 17:34** | 1990 | 299 | 932 |
| **FF 17:35** | 3466 | 672 | 1590 |
| **FF 17:36** | 2155 | 369 | 947 |
| **FF 17:37** | 1118 | 122 | 604 |
| **FF 17:38** | 1575 | 204 | 798 |
| **FF 17:39** | 1690 | 232 | 858 |
| **FF 17:40** | 3210 | 602 | 1485 |
| **FF 17:41** | 2300 | 371 | 1108 |
| **FF 17:42** | 2340 | 370 | 1108 |
| **FF 17:43** | 900 | 92 | 473 |
| **FF 17:44** | 1175 | 140 | 582 |
| **FF 17:45** | 2045 | 304 | 1014 |
| **FF 17:46** | 1840 | 277 | 850 |
| **FF 17:47** | 3610 | 685 | 1635 |
| **FF 17:48** | 2220 | 350 | 1090 |
| **FF 17:49** | 1525 | 192 | 813 |
| **FF 17:50** | 1293 | 153 | 686 |

# 5. Bilaga – Skalning av index för nematoder

Nematodindex MI(2-5) skalades genom följande ekvationer:

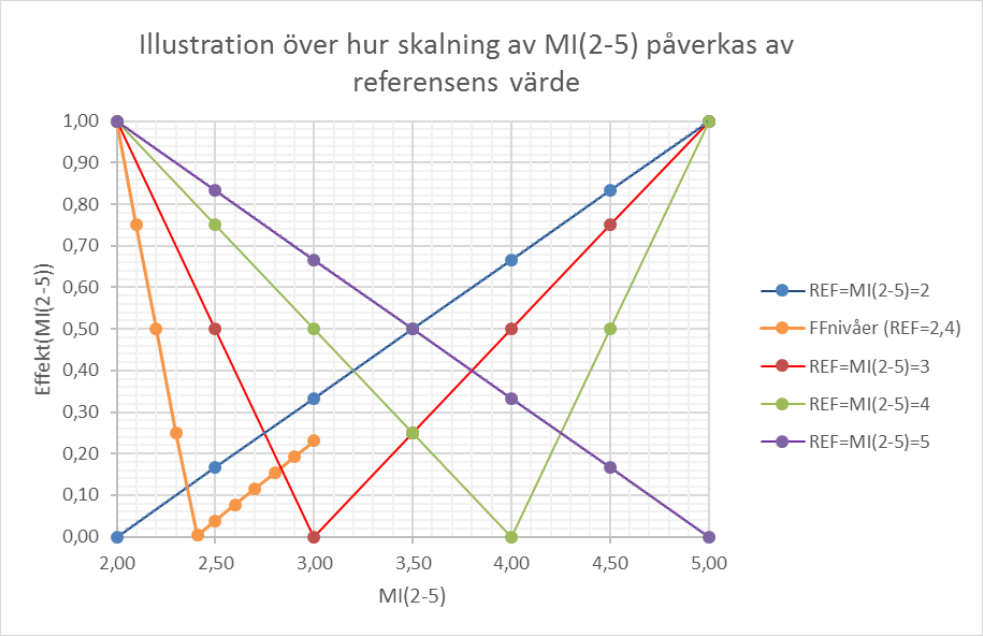
$$Effekt(MI(2-5)) = \frac{MI_{Ref} - MI_{Prov}}{MI_{Ref} - 2}$$ (Ekv. 10a i huvudrapport)

då $MI_{Prov} < MI_{Ref}$

$$Effekt(MI(2-5)) = \frac{MI_{Ref} - MI_{Prov}}{MI_{Ref} - 5}$$ (Ekv. 10b i huvudrapport)

då $MI_{Prov} > MI_{Ref}$

I Figur B5.1 illustreras hur skalningen med Ekvation 10 påverkas av referensprovets värde.




Figur B5.1. Risktalet som Effekt(MI(2-5)) mot olika MI(2-5)-värden för olika referensvärden (2, 3, 4 och 5), samt nivåer som liknar de på Skönsmon 2:12 (gula cirklar) med ref-värde på 2,4.

Ett lägre MI-värde än referensen indikerar ett mer stört system än referensens. Därför bör provpunkter med negativa avvikelser få större risktal än provpunkter med liknande positiva avvikelser. Skalningen med Ekvation 10 är utformad för att ta hänsyn till detta i de fall referensen är mindre än 3,5. Skalningsekvationen har inte någon direkt vetenskaplig grund, utan är pragmatiskt framtagen för att tillåta att negativa avvikelser får ett större bidrag till risktalet än positiva. Den röda linjen i Figur B5.1. representerar en markklass som har en referens-jord med MI(2-5)-värdet=3,0. Ett prov som avviker 0,5 enheter negativt från referensen (dvs har värdet 2,5) får risktalet=0,5. En prov som avviker 0,5 enheter positivt från referensen får också ett risktal, men bara hälften så stort: Effekt(MI(2-5)=0,25. Den gröna linjen illustrerar att metoden inte fungerar för referenser som har

MI(2-5) >3,5. De gula linjen illustrerar prover som har MI(2-5)-värden i nivå med värden på Skönsmon 2:12 (som varierade från 2,0 till 3,0) i relation till ett ansatt referensvärde på 2,4.

Skalning av andelen bakterieätare (bacterial feeders) av det totala antalet nematoder (BF%) gjordes med hjälp av följande ekvationer:

$$Effekt(BF\%) = \frac{BF_{Prov} - BF_{Ref}}{100 - BF_{Ref}}$$ (Ekv. 11a i huvudrapport)

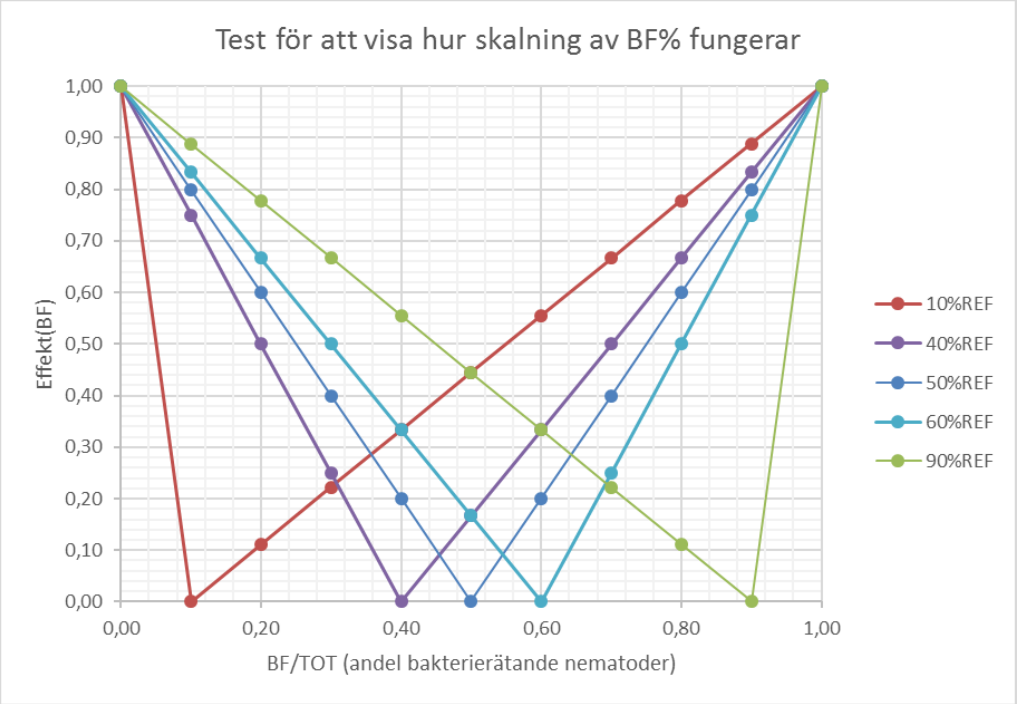
då $BF_{Prov} > BF_{Ref}$

eller genom:

$$Effekt(BF\%) = \frac{BF_{Prov} - BF_{Ref}}{0 - BF_{Ref}}$$ (Ekv. 11b i huvudrapport)

då $BF_{Prov} < BF_{Ref}$

I Figur B5.2 illustreras hur skalningen med Ekv. 11 ovan påverkas av referensprovets värde. Om referensen har 50 % bakterieätare får positiva och negativa avvikelser samma vikt (om de är lika stora) till riskvärdet. Om referensen är mindre än 50 % får negativa avvikelser större vikt än positiva avvikelser. Om referensen är större än 50 % ger positiva avvikelser upphov till högre risktal än negativa avvikelser. På Skönsmon 2:12 varierade referensmedeltalen mellan ca 40 % - 60 % för de olika markklasserna och därmed blir skillnaden i risktalen för positiva kontra negativa avvikelser inte särskilt extrema.




Figur B5.2. Skalning med Ekvation 11. $BF_{ref}$ är lika med 0,1, 0,4, 0,5 0,6 eller 0,9.

# 6. Bilaga – Resultat markkvalitetsparametrar

Tabell B6.1. Resultat för markvalitetsparametrar vilka används som indata i SF-box.

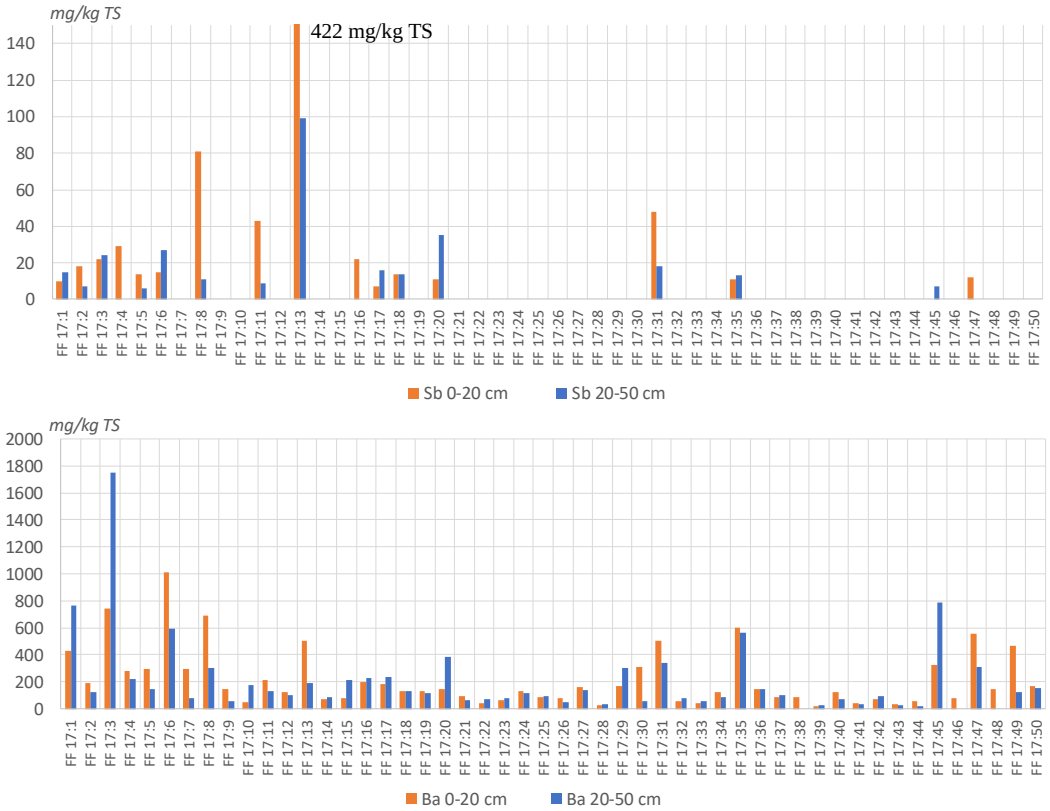
| Provpunkt | Org-C (%) | Tot-N (%) | pH ($H_2O$) | Olsen-P (mg/kg) | C/N | Ler (%) | Silt (%) | Sand (%) | Grus (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **FF 17:1** | 7,3 | 0,27 | 7,3 | 24 | 27 | 12 | 17 | 57 | 15 |
| **FF 17:2** | 4,6 | 0,17 | 7,4 | 16 | 27 | 6 | 14 | 74 | 7 |
| **FF 17:3** | 6,7 | 0,25 | 8,3 | 78 | 27 | 10 | 14 | 68 | 8 |
| **FF 17:4** | 4,4 | 0,16 | 8,2 | 37 | 28 | 6 | 12 | 70 | 11 |
| **FF 17:5** | 3,4 | 0,16 | 8,1 | 30 | 21 | 6 | 7 | 81 | 5 |
| **FF 17:6** | 10,3 | 0,29 | 8,4 | 50 | 36 | 9 | 18 | 59 | 14 |
| **FF 17:7** | 2,7 | 0,11 | 6,9 | 11 | 25 | 2 | 2 | 82 | 13 |
| **FF 17:8** | 30,1 | 0,46 | 7,8 | 22 | 65 | 6[1] | 10[1] | 70[1] | 13[1] |
| **FF 17:9** | 22,6 | 0,39 | 7 | 11 | 58 | 6[1] | 10[1] | 70[1] | 13[1] |
| **FF 17:10** | 1,7 | 0,094 | 7,1 | 15 | 18 | 4 | 10 | 66 | 20 |
| **FF 17:11** | 4 | 0,16 | 8,3 | 32 | 25 | 6 | 6 | 72 | 16 |
| **FF 17:12** | 5,5 | 0,22 | 7,6 | 20 | 25 | 5 | 5 | 78 | 11 |
| **FF 17:13** | 6,1 | 0,18 | 8,6 | 50 | 34 | 8 | 15 | 60 | 16 |
| **FF 17:14** | 4,1 | 0,2 | 7,9 | 34 | 21 | 4 | 19 | 67 | 10 |
| **FF 17:15** | 5,2 | 0,14 | 6,9 | 7,3 | 37 | 5 | 7 | 70 | 18 |
| **FF 17:16** | 4,9 | 0,19 | 8 | 40 | 26 | 6 | 8 | 73 | 12 |
| **FF 17:17** | 4,1 | 0,15 | 8,1 | 32 | 27 | 5 | 8 | 75 | 11 |
| **FF 17:18** | 3,7 | 0,2 | 8 | 13 | 19 | 4 | 6 | 69 | 19 |
| **FF 17:19** | 4 | 0,17 | 7,5 | 14 | 24 | 5 | 12 | 71 | 12 |
| **FF 17:20** | 2,6 | 0,13 | 7 | 26 | 20 | 3 | 8 | 68 | 21 |
| **FF 17:21** | 4,2 | 0,16 | 6,8 | 9,7 | 26 | 3 | 7 | 56 | 33 |
| **FF 17:22** | 3,3 | 0,22 | 5,4 | 2 | 15 | 3 | 9 | 85 | 4 |
| **FF 17:23** | 3,9 | 0,22 | 5,9 | 25 | 18 | 7 | 22 | 58 | 13 |
| **FF 17:24** | 11,1 | 0,19 | 6,3 | 10 | 58 | 3 | 20 | 74 | 2 |
| **FF 17:25** | 5,5 | 0,14 | 7 | 14 | 39 | 3 | 11 | 72 | 15 |
| **FF 17:26** | 2 | 0,091 | 6,2 | 2,0 | 22 | 2 | 17 | 62 | 19 |
| **FF 17:27** | 2,5 | 0,13 | 6,2 | 10 | 19 | 5 | 22 | 58 | 15 |

| Provpunkt | Org-C (%) | Tot-N (%) | pH ($H_2O$) | Olsen-P (mg/kg) | C/N | Ler (%) | Silt (%) | Sand (%) | Grus (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **FF 17:28** | 1,5 | 0,088 | 6,3 | 4,3 | 17 | 3 | 29 | 54 | 12 |
| **FF 17:29** | 13,4 | 0,31 | 7,2 | 11 | 43 | 3 | 22 | 48 | 26 |
| **FF 17:30** | 13,6 | 0,28 | 6,5 | 22 | 49 | 6 | 23 | 69 | 2 |
| **FF 17:31** | 7,3 | 0,19 | 8,5 | 37 | 38 | 7 | 15 | 70 | 7 |
| **FF 17:32** | 1,6 | 0,056 | 7,7 | 2,0 | 29 | 5 | 22 | 54 | 18 |
| **FF 17:33** | 1,4 | 0,054 | 6,2 | 2,0 | 26 | 5 | 15 | 76 | 3 |
| **FF 17:34** | 4,9 | 0,23 | 7,5 | 18 | 21 | 3 | 12 | 79 | 7 |
| **FF 17:35** | 11,3 | 0,31 | 8,1 | 57 | 36 | 8 | 18 | 46 | 29 |
| **FF 17:36** | 5,2 | 0,17 | 6,8 | 7,8 | 31 | 8 | 15 | 70 | 7 |
| **FF 17:37** | 0,8 | 0,025 | 8,5 | 2,0 | 32 | 3 | 14 | 47 | 37 |
| **FF 17:38** | 2,7 | 0,074 | 8,2 | 2,0 | 36 | 2 | 13 | 50 | 36 |
| **FF 17:39** | 2 | 0,085 | 8,3 | 13 | 24 | 8 | 19 | 61 | 11 |
| **FF 17:40** | 9,6 | 0,26 | 8,1 | 11 | 37 | 7 | 12 | 46 | 35 |
| **FF 17:41** | 4,8 | 0,2 | 8,1 | 26 | 24 | 8 | 11 | 69 | 11 |
| **FF 17:42** | 6,1 | 0,13 | 7,9 | 2,0 | 47 | 4 | 13 | 78 | 5 |
| **FF 17:43** | 0,9 | 0,025 | 7,8 | 8,2 | 36 | 2 | 10 | 75 | 13 |
| **FF 17:44** | 1,8 | 0,025 | 7,4 | 2,0 | 72 | 2 | 10 | 82 | 7 |
| **FF 17:45** | 4 | 0,19 | 8,3 | 38 | 21 | 6 | 17 | 71 | 7 |
| **FF 17:46** | 4,2 | 0,24 | 7,2 | 6,5 | 18 | 3 | 8 | 56 | 33 |
| **FF 17:47** | 13,6 | 0,17 | 8 | 22 | 80 | 4 | 11 | 62 | 23 |
| **FF 17:48** | 3,7 | 0,2 | 8,3 | 23 | 19 | 10 | 18 | 57 | 14 |
| **FF 17:49** | 1,6 | 0,08 | 8,8 | 30 | 20 | 6 | 13 | 69 | 11 |
| **FF 17:50** | 1,3 | 0,067 | 8,5 | 10 | 19 | 4 | 10 | 71 | 15 |

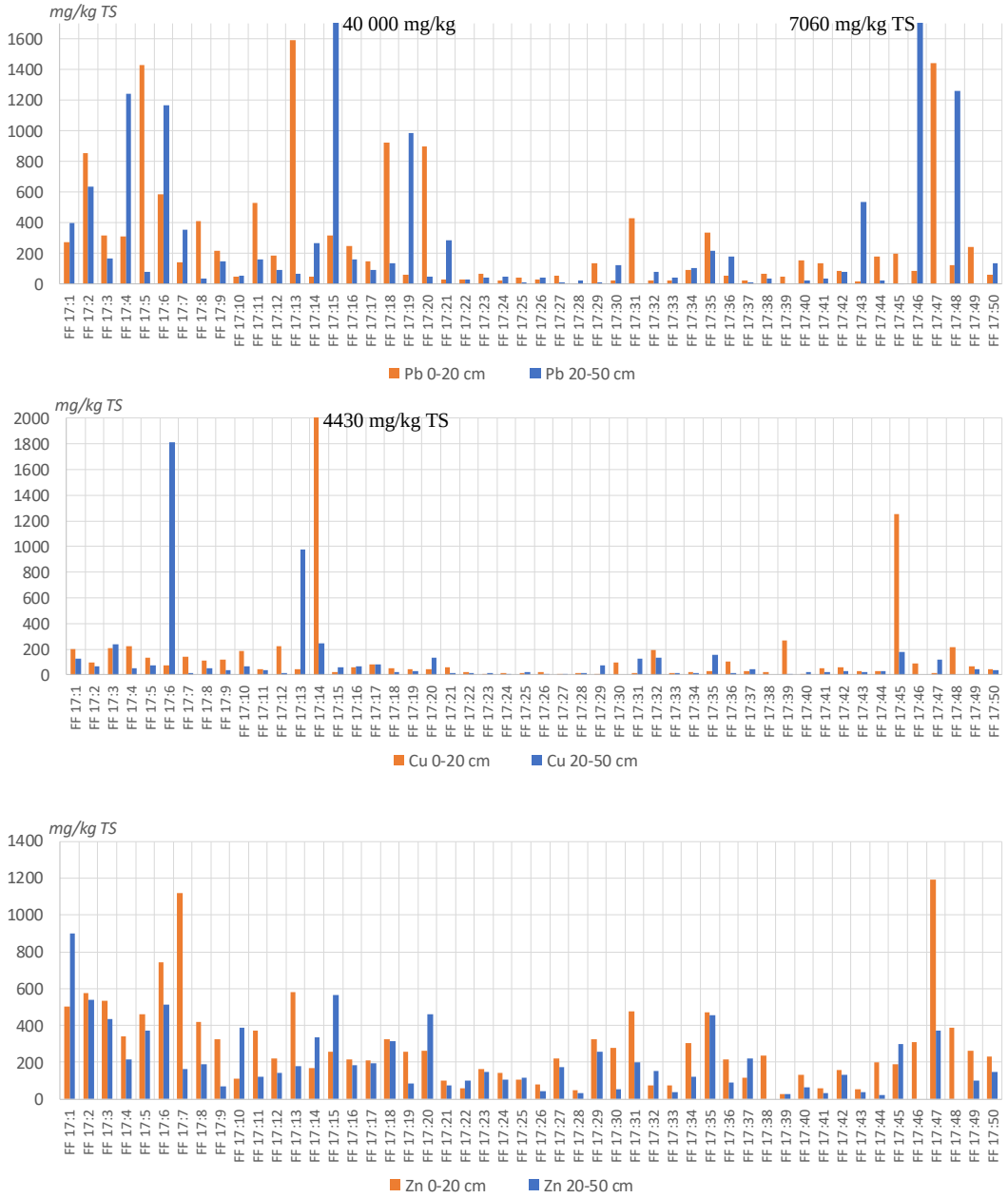
[1] Medelvärden av resultat från övriga prover FF 17:1 till FF 17:20 då textur inte kunde analyseras på grund av för hög halt organiskt material.

# 7. Bilaga – Halter av Ba, Sb, Cu, Pb och Zn på olika djup

I Figur B7.1 och B7.2 jämförs koncentrationer (totalkoncentrationer) av barium, antimon, koppar, bly och zink på 2 olika djup. Generellt är halterna lägre på 20-50 cm djup än i den ytligare jorden (0-20 cm djup).




Figur B7.1. Jämförelse av koncentrationer i ytlig jord (0-20 cm) och djupare jordlager (20-50 cm) på Skönsmon 2:12. Övre diagram visar antimon (Sb), undre barium (Ba). Observera att en stapel kapats och egentligen sträcker sig utanför diagrammet. Halten för denna stapel anges bredvid densamma.




Figur B7.2 Jämförelse av koncentrationer i ytlig jord (0-20 cm) och djupare jordlager (20-50 cm) på Skönsmon 2:12. Övre diagram visar bly (Pb), mittre visar koppar (Cu) och undre zink (Zn). Observera att ett par staplar kapats och egentligen sträcker sig utanför diagrammet. Koncentrationer för dessa prover anges bredvid stapeln.

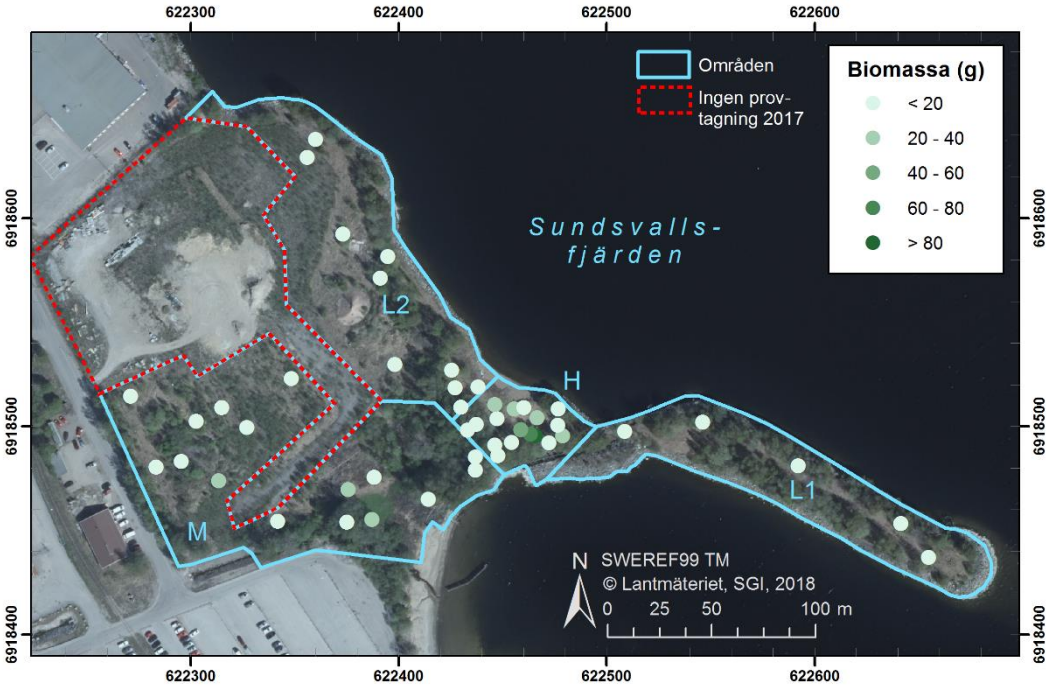
# 8. Bilaga - Vegetation och biomassa i provrutor

Resultat från undersökning av biomassa i provrutor redovisas i Tabell B8.1 och Figur B8.1.

Tabell B8.1. Vegetationstyper och vikter i provtagningsrutor på Skönsmon 2:12.

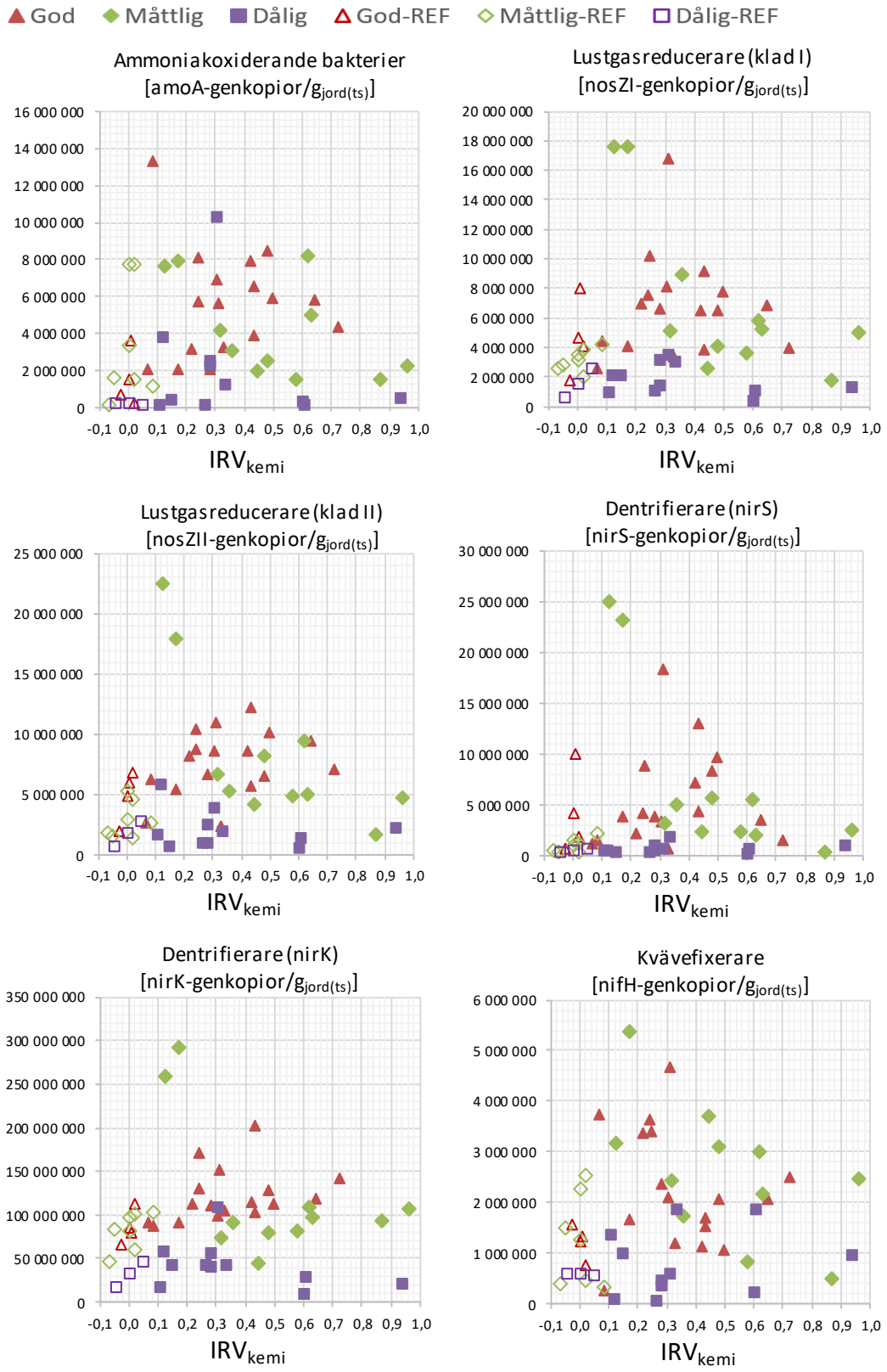
| | Gräs (g) | Örter (g) | Mossa (g) | Klöver (g) | Summa (g) | Kommentar |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **FF 17:1** | x | 2,52 | x | x | 2,52 | |
| **FF 17:2** | 3,22 | 14,46 | 68,70 | x | 86,38 | |
| **FF 17:3** | 7,68 | x | x | x | 7,68 | |
| **FF 17:4** | 16,08 | 0,51 | x | x | 16,59 | |
| **FF 17:5** | 10,27 | 0,37 | 66,58 | x | 77,22 | |
| **FF 17:6** | 7,81 | 6,99 | x | x | 14,8 | |
| **FF 17:7** | 1,88 | 1,35 | 21,30 | x | 24,53 | |
| **FF 17:8** | x | 3,58 | x | x | 3,58 | Kirskål |
| **FF 17:9** | x | 2,92 | x | x | 2,92 | Kirskål |
| **FF 17:10** | 9,59 | 7,27 | x | x | 16,86 | |
| **FF 17:11** | 21,51 | 31,63 | x | x | 53,14 | |
| **FF 17:12** | 32,42 | 6,55 | x | x | 38,97 | |
| **FF 17:13** | 6,36 | 2,96 | x | 1,49 | 10,81 | |
| **FF 17:14** | x | 6,91 | x | x | 6,91 | Bara örter |
| **FF 17:15** | 19,25 | 8,12 | x | x | 27,37 | |
| **FF 17:16** | 20,84 | 13,92 | x | x | 34,76 | |
| **FF 17:17** | 18,78 | 0,98 | x | x | 19,76 | |
| **FF 17:18** | 8,83 | 1,61 | x | 2,99 | 13,43 | |
| **FF 17:19** | 7,92 | 1,21 | x | x | 9,13 | |
| **FF 17:20** | 1,90 | 0,60 | x | x | 2,5 | |
| **FF 17:21** | 2,42 | 6,58 | x | x | 9 | |
| **FF 17:22** | x | 0,09 | x | x | 0,09 | |
| **FF 17:23** | x | 26,62 | x | x | 26,62 | Bara örter |

| | Gräs (g) | Örter (g) | Mossa (g) | Klöver (g) | Summa (g) | Kommentar |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **FF 17:24** | 2,04 | 2,95 | x | x | 4,99 | |
| **FF 17:25** | 24,12 | x | x | x | 24,12 | |
| **FF 17:26** | 21,76 | 2,21 | x | x | 23,97 | |
| **FF 17:27** | 1,85 | 2,73 | x | x | 4,58 | |
| **FF 17:28** | 1,09 | 10,28 | x | x | 11,37 | |
| **FF 17:29** | 0,86 | 2,78 | x | x | 3,64 | |
| **FF 17:30** | 0,37 | 1,05 | x | x | 1,42 | |
| **FF 17:31** | 16,99 | 1,86 | x | x | 18,85 | |
| **FF 17:32** | 0,58 | 0,77 | x | x | 1,35 | |
| **FF 17:35** | x | 19,99 | x | x | 19,99 | Bara örter |
| **FF 17:36** | 13,84 | 6,01 | x | x | 19,85 | |
| **FF 17:37** | 4,93 | 2,64 | x | x | 7,57 | |
| **FF 17:38** | 1,17 | 1,38 | x | x | 2,55 | |
| **FF 17:39** | x | 0,07 | x | x | 0,07 | |
| **FF 17:40** | 1,72 | 0,56 | x | 2,43 | 4,71 | |
| **FF 17:41** | 1,32 | x | x | x | 1,32 | Bara gräs |
| **FF 17:42** | 0,81 | 2,56 | x | x | 3,37 | |
| **FF 17:43** | 0,46 | x | x | x | 0,46 | |
| **FF 17:44** | 0,79 | 0,35 | x | x | 1,14 | |
| **FF 17:45** | 7,67 | x | x | x | 7,67 | |
| **FF 17:46** | 2,23 | 1,29 | x | x | 3,52 | |
| **FF 17:47** | 5,22 | 7,34 | x | x | 12,56 | |
| **FF 17:48** | 1,15 | 15,84 | x | x | 16,99 | |
| **FF 17:49** | 1,59 | 9,48 | x | x | 11,07 | |
| **FF 17:50** | 0,27 | 19,19 | x | x | 19,46 | |

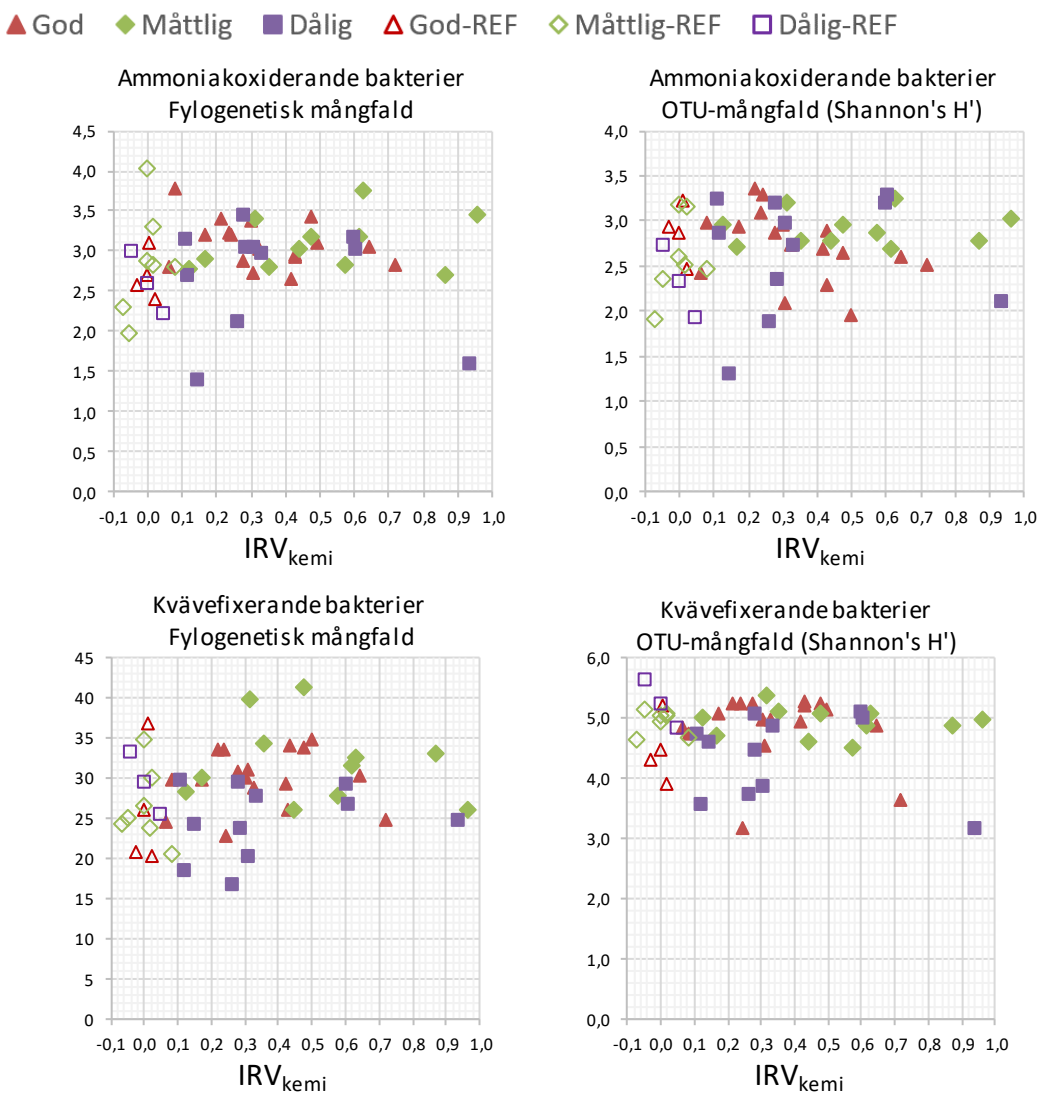



Figur B8.1. Mängd biomassa (g) i olika provrutor.

# 9. Bilaga – Resultat från DNA-baserad kväveomsättning




Figur B9.1. Responsvariabler för kvävecykeln versus integrerat risktal för kemi ($IRV_{kemi}$).




Figur B9.2. Fylogenetisk och OTU- mångfald för ammoniakoxiderande och kvävefixerande bakterier.

**Statens geotekniska institut**
581 93 Linköping

E-post: sgi@swedgeo.se
Växeln: 013–20 18 00