RAPPORT

Riskbedömning markmiljön och utvärdering TRIAD-metoden

Miljö- och hälsoriskbedömning för f.d. plantskola, Kårehogen, Orust kommun

Framställd för:

Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Insänd av:

Golder Associates AB

Lilla Bommen 6

411 04, Göteborg, Sverige

031-700 82 30

1671497

2020-03-27

Distributionslista

Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Sveriges geotekniska institut (SGI)

Innehållsförteckning

1.0 INLEDNING 1

1.1 Syfte och uppdrag 2

2.0 OMRÅDESBESKRIVNING 3

3.0 TRIAD-METODEN 4

3.1 Orsak-effektanalys 5

3.2 Riskindex 5

4.0 GENOMFÖRANDE 7

4.1 Undersökningsområden 7

4.2 Undersökningar TRIAD 9

4.2.1 Kemi 9

4.2.2 Ekotoxikologi 11

4.2.3 Ekologi 13

4.2.3.1 Mineraliseringstester 13

4.2.3.2 Faunaundersökningar 13

4.3 Statistisk utvärdering 14

4.4 Riskbedömning (sammanvägning av TRIAD-resultaten) 15

4.4.1 Orsak-verkananalys 15

4.4.2 Riskindexberäkning 19

4.4.2.1 Kemi 19

4.4.2.2 Ekotoxikologi 20

4.4.2.3 Ekologi 21

4.4.2.4 Riskindex för TRIADen 22

5.0 RESULTAT 24

5.1 Undersökningar TRIAD 24

5.1.1 Kemi 24

5.1.2 Ekotoxikologi 25

5.1.2.1 Daggmask 25

5.1.2.2 Hoppstjärt 26

5.1.3 Ekologi 27

5.1.3.1 Mineraliseringstester 27

5.1.3.2 Daggmaskar 28
5.1.3.3 Hoppstjärtar 29
5.1.3.4 Nematoder 30
5.2 Statistisk utvärdering 31
5.3 Riskbedömning (Utvärdering TRIAD-metoden) 34
5.3.1 Orsak-verkananalys 34
5.3.2 Riskindexberäkning 37
6.0 OSÄKERHETER 39
6.1 Undersökningsområdenas representativitet 39
6.2 Val av undersökningsparametrar 41
6.3 Antalet replikat 41
6.4 Resultatens tillförlitlighet 42
7.0 SAMMANFATTANDE RISKBEDÖMNING 43
8.0 DISKUSSION TRIAD-METODEN 44
9.0 SLUTSATSER 46
10.0 REFERENSER 47
10.1 Litteratur 47
10.2 Databaser och hemsidor 48
10.3 Personlig kommunikation 48

TABELLFÖRTECKNING

Tabell 1: Analysresultat jord (0-0,3 m.u.my.) från Kårehogen 1:3 och referensområde: diverse kemisk-fysikaliska parametrar. 7
Tabell 2: Siktanalys i Kårehogen 1:3 och Referensområde (0-0,3 m.u.my.): fördelning fraktioner (%). 8
Tabell 3: Ingående bevislinjer i TRIADen. 9
Tabell 4: Kemisk-fysikaliska egenskaper kontrolljord (Lufa 2.2). 12
Tabell 5: Bedömningsmatris för orsak-verkananalysen. 17
Tabell 6: Bedömningsmatris för beräkning av riskindex (RI) för kemilinjen. 20
Tabell 7: Bedömningsmatris för beräkning av riskindex (RI) för ekotoxlinjen. 21
Tabell 8: Bedömningsmatris för beräkning av riskindex (RI) för ekologilinjen. 22
Tabell 9: Analyserade halter (mg/kg TS) av DDT, DDE och DDD samt TOC- (% av TS) och torrviktshalten (TS i %) i jord från undersökningspunkterna inom Kårehogen 1:3 (Figur 1 & Figur 4). 24
Tabell 10: Analyserade halter (mg/kg VS) av DDT, DDE och DDD samt torrviktshalten (TS i %) i daggmask från undersökningspunkterna inom Kårehogen 1:3 (Figur 1& Figur 4). 25

Tabell 11: Resultat av de statistiska testerna (ANOVA) på resultaten från de ekotoxikologiska testerna. 31

Tabell 12: Resultat av de statistiska testerna (ANOVA alt. ANOSIM) på resultaten från de ekologiska testerna. Resultat som skiljer sig statistiskt (p<0,05 och R>0,6) är markerade med grått och fet stil. 32

Tabell 13: Resultat orsak-verkananalys. För betydelsen av +, 0 och -, se Tabell 5. 36

Tabell 14: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna. 37

Tabell 15: Sammanvägda riskindex (RI) för de olika bevislinjerna samt RI för TRIADen samt beräknad standardavvikelse (SD) och deviationsfaktor (D). 38

FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: Undersökningsområden inom f.d. plantskola i Kårehogen. 1

Figur 2: Medelhalter summa DDT, DDE och DDD för ytor inom Kårehogen 1:3. Blå linje anger undersökningsområdet för TRIADen. 3

Figur 3: Triad-metodens olika delar. 4

Figur 4: Lokalisering undersökningspunkter inom Kårehogen 1:3. 10

Figur 5: Lokalisering undersökningspunkter inom Referensområdet. 11

Figur 6: Antalet juvenila daggmaskar (medel av n=4, n=3 för GA077; ±SD) efter 56 dagars exponering i ett antal jordprover från Referensområdet (REF2, 5-8) och Kårehogen 1:3 (GA068-69, GA074-75, GA077). En stjärna anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,05; ** p<0,01) jämfört med kontrolljorden (Lufa 2.2). 26

Figur 7: Antalet juvenila hoppstjärtar (medel av n=4; ±SD) efter 28 dagars exponering i ett antal jordprover från Referensområdet (REF2, 5-8) och Kårehogen 1:3 (GA068-69, GA074-75, GA077). En stjärna anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,05) jämfört med kontrolljorden (Lufa 2.2). 27

Figur 8: Abundansen (medelvärde, n=10) av daggmaskar i Referensområdet respektive Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. Stjärnor anger en statistiskt signifikant skillnad (*** p<0,001) jämfört med Referensområdet. 28

Figur 9: Antalet arter per prov (medelvärde, n=10) inom Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. Stjärnor anger en statistiskt signifikant skillnad (** p<0,01) jämfört med Referensområdet. ..28

Figur 10: Abundansen (medelvärde, n=10) av hoppstjärtar i Referensområdet respektive Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. 29

Figur 11: Antalet arter per prov (medelvärde, n=10) inom Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. 29

Figur 12: Abundansen (medelvärde, n=10) av nematoder i Referensområdet respektive Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. Stjärnor anger en statistiskt signifikant skillnad (*** p<0,001) jämfört med Kårehogen 1:3. ...30

Figur 13: Antalet släkten/familjer per prov (medelvärde, n=10) inom Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. 31

Figur 14: Nitratbildningshastigheten i Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. En stjärna anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,05) jämfört med Referensområdet. 33

Figur 15: Plot av dimension 1 (x-axeln) och dimension 2 (y-axeln) från non-parametric multidimensional scaling (MDS)-analysen på artsammansättningen av hoppstjärtar i undersökningspunkter från Kårehogen 1:3 (svarta punkter) och Referensområdet (blå fyrkanter). Svart linje motsvarar en 40%-ig similaritet och blå linje en 50%-ig similaritet. 34

Figur 16: DDT i jord inom Kårehogen 1:3 vs effekter på daggmaskars reproduktion. 35

Figur 17: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna kemi, ekotoxikologi (etox) och ekologi (eko). 38

Figur 18: Låddiagram av uppmätta DDT-koncentrationer i jord i undersökningsområdet inom Kårehogen 1:3. Horisontella linjer anger 25-, 50- respektive 75-percentilen och vertikala linjer minimum och maximum. X=medelhalten. 40

BILAGOR

BILAGA A
Statistisk utvärdering

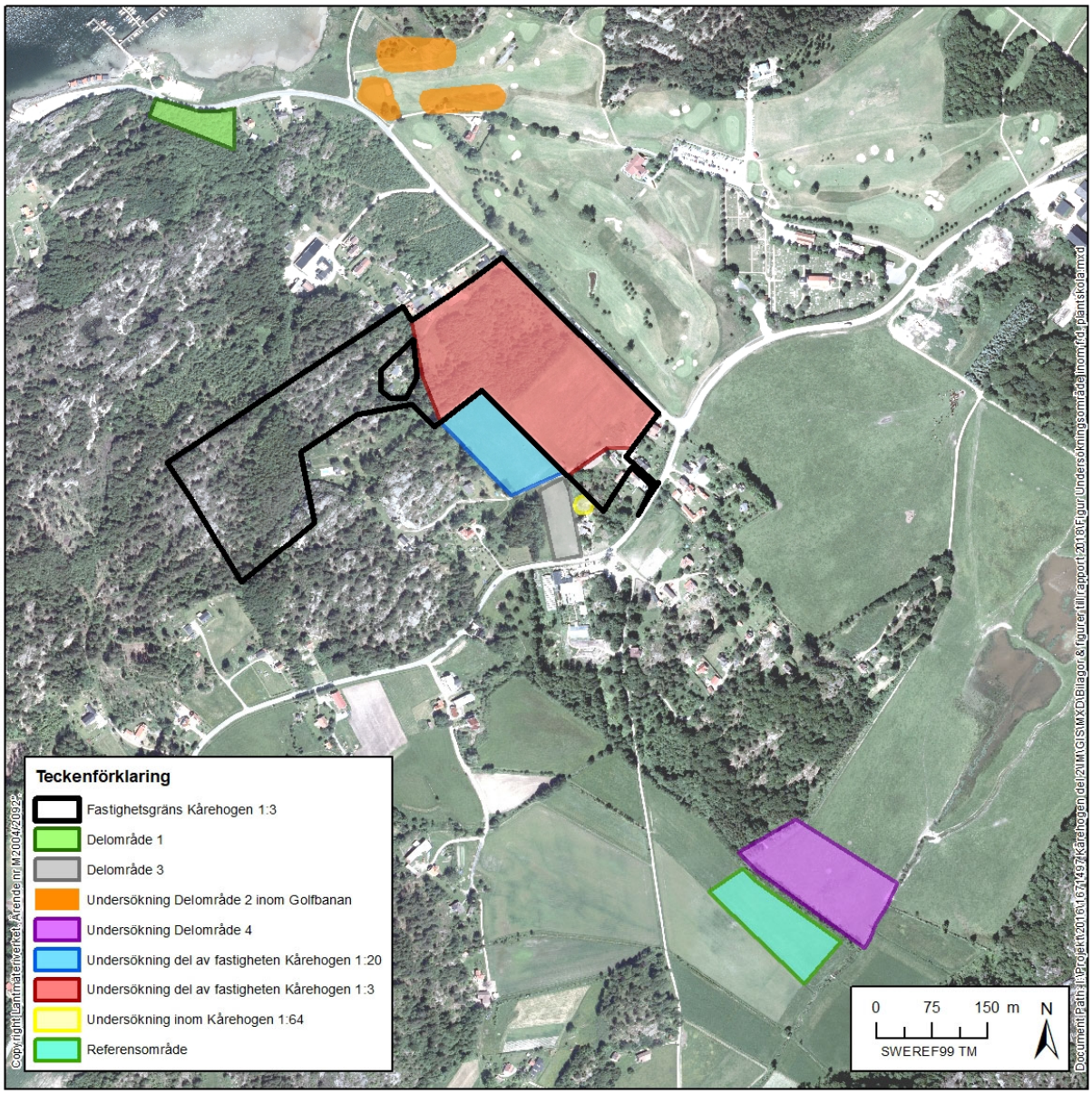
BILAGA B
Orsak-verkananalys

BILAGA C
Riskindexberäkningar

1.0 INLEDNING

I Kårehogen som är beläget inom Orust kommun har Skogsvårdsstyrelsen tidigare bedrivit en plantskola för att uppdriva granplantor för skogsbruk. Verksamheten bedrevs från 1957 fram till 1980-talet. Inom verksamheten har en rad bekämpningsmedel nyttjats, däribland DDT.

Den f.d. plantskolan har delats in i delområden baserat på tidigare verksamhet och undersökningar har tidigare gjorts inom dessa delområden (Figur 1). Resultaten av undersökningarna visade att halterna inom relativt stora ytor är högre än Naturvårdsverkets (NV) generella riktvärde för känslig markanvändning (NV-KM), men även mindre känslig markanvändning (NV-MKM). Styrande för riktvärdet är skydd av markmiljön. Området kring delområde 3 och ekonomibyggnaden har därefter sanerats, men relativt stora ytor med halter över NV-MKM kvarstår.



Figur 1: Undersökningsområden inom f.d. plantskola i Kårehogen.

Sveriges geologiska undersökning (SGU) har ansvaret att utreda och vid behov åtgärda ett flertal f.d. plantskolor, däribland Kårehogen. Om NV:s generella riktvärden (RV) för markmiljön används som utgångspunkt för att bedöma risken, kommer den dimensionerande risken att vara skydd av markekosystemets funktion för Kårehogen och sannolikt flertalet av de aktuella plantskolorna. Det övergripande målet med projektet är därför att hitta en metodik som gör det möjligt att prioritera åtgärdsbehovet mellan de olika plantskolorna samt att göra en platsspecifik riskbedömning m.a.p. markekosystemets funktion. TRIAD-metoden har potential att vara en sådan metodik. TRIAD-metoden utgår ifrån föroreningens kemi, toxicitet och ekologiska effekt (dvs. olika delar i en beviskedja, s.k. ”lines of evidence”) med syfte att hitta orsak-verkan av en förorenings förekomst och observerade effekter.

1.1 Syfte och uppdrag

Förutom att hitta en metodik som gör det möjligt att prioritera åtgärdsbehovet mellan de olika plantskolorna så har Golder också fått i uppdrag av SGU att utföra en platsspecifik miljö- och hälsoriskbedömning m.a.p. den f.d. plantskolan vid Kårehogen, med utgångspunkt från den riskbedömning som tidigare gjorts av Sweco (2015).

Med syfte att fylla identifierade kunskapsluckor som identifierats i underlaget till den tidigare utförda riskbedömningen har kompletterande provtagningar och undersökningar gjorts. Identifierade kunskapsluckor och förslag till kompletterande undersökningar redovisas i provtagningsplanen (Golder 2018). Förutom undersökningar som syftar till att fylla identifierade kunskapsluckor har även undersökningar gjorts med syfte att göra en platsspecifik riskbedömning av markekosystemets funktion (med hjälp av TRIAD-metoden).

Syftet med uppdraget är sammanfattningsvis följande:

- Att göra en platsspecifik riskbedömning av markekosystemets funktion inom den f.d. plantskolan vid Kårehogen m.h.a. TRIAD-metoden.
- Att utvärdera om TRIAD-metoden kan användas som en metodik att prioritera åtgärdsbehovet mellan olika plantskolor.
- Att göra en platsspecifik miljö- och hälsoriskbedömning m.a.p. den f.d. plantskolan vid Kårehogen.

För att med hjälp av TRIAD-metoden bedöma om markekosystemets funktion är negativt påverkat av DDT så behöver undersökningar göras dels i ett förorenat område, dels i ett oförorenat område (referensområde). Som förorenat område valdes ett mindre område av den f.d. plantskolan (Kårehogen 1:3) och som referensområde ett område som ligger söder om delområde 4 (Figur 1). Motiv till val av undersökningsområden och övergripande strategi beskrivs i provtagningsplanen (Golder 2018 och i Avsnitt 4.1). Provtagningsplanen har arbetats fram tillsammans med SGU och SGI.

I föreliggande dokument presenteras följande:

- En kort beskrivning av genomförande och resultat av de undersökningar som ingått i TRIAD-metoden.
- En platsspecifik riskbedömning av om markekosystemets funktion är negativt påverkat av DDT.
- En utvärdering av TRIAD-metoden som metodik för att prioritera åtgärdsbehovet mellan olika plantskolor

I föreliggande rapport presenteras således endast riskbedömningen m.a.p. markekosystemets funktion. Hälsoriskbedömningen och riskbedömningen m.a.p. högre stående djur presenteras i en separat rapport.

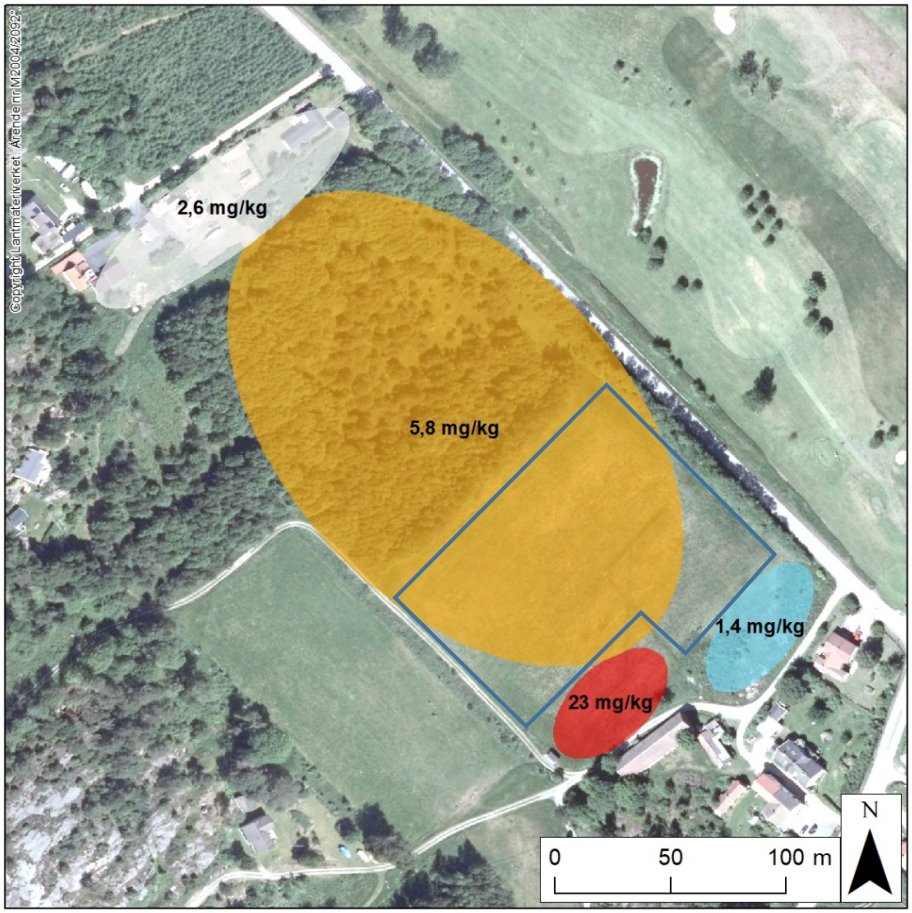
2.0 OMRÅDESBESKRIVNING

Kårehogen är beläget på Orust, nordost om Ellös. Området utgörs av åkermark, skogsmark och hällmarker samt tomter med bostadshus. Delar av Kårehogen 1:3 och tidigare verksamhetsområde för plantskolan ligger inom skyddsområde för Korskällans vattentäkt.

Det finns uppgifter om att DDT spridits genom besprutning av plantor ute på odlingsfälten, men också genom doppning av plantorna. Var doppning har skett är inte känt. Såvitt känt har bekämpningsmedel lagrats dels i en ekonomibyggnad inom Kårehogen 1:3 (nu riven och jorden efterbehandlad), dels i en tidigare kontor- och lagerbyggnad inom Kårehogen 1:28 inom delområde 4, som även omfattar mark på fastigheten Morlanda 2:1. Uppdrivning av plantor ska ha skett inom åkermark på Kårehogen 1:3 samt inom delområde 4.

Baserat på resultaten av de tidigare undersökningarna var medelhalten av summa DDT, DDE och DDD inom uppdrivningsytan 5,8 mg/kg TS (SD=±3; n=12) inom Kårehogen 1:3, men halterna var högre (medelhalt=23 mg/kg TS; SD=±30,5; n=8) i det sydvästra hörnet av uppdrivningsytan, i anslutning till den tidigare ekonomibyggnaden (som låg söder om vägen), och lägre (medelhalt=1,4 mg/kg TS; SD=±0,7; n=4) i den sydöstra delen (Figur 2). Utmed uppdrivningsytans nordvästliga gräns var medelhalten 2,6 mg/kg TS (SD=±1,5; n=6) och föroreningen är inte avgränsad mot angränsande bostadsfastigheter i denna riktning.

Idag används de f.d. åkermarkerna inom Kårehogen 1:3 främst som betesmark eller för vallodling, men delar har även vuxit igen med skog. Delområde 4 nyttjas idag som betesmark.



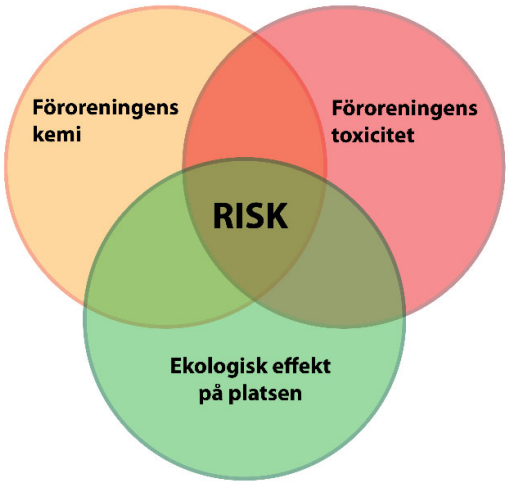
Figur 2: Medelhalter summa DDT, DDE och DDD för ytor inom Kårehogen 1:3. Blå linje anger undersökningsområdet för TRIADen.

3.0 TRIAD-METODEN

Namnet TRIAD relaterar till de tre bevislinjerna kemi, (eko)toxikologi och ekologi (Figur 3; ISO 2017). Ursprungligen beskrevs den för sediment (Chapman 1990, men har sedan utvecklats även för jord. År 2017 togs en internationell standard fram (ISO 19204:2017 (E)). TRIADen behöver inte bestå av tre bevislinjer, utan två eller fler kan också förekomma. Anledning till att använda flera bevislinjer är att minska osäkerheten och öka styrkan i riskbedömningen. Om alla bevislinjer pekar i en riktning så är bevisningen starkare än om bara uppmätta halter är högre än ett riktvärde. Om de olika bevislinjerna inte pekar i samma riktning så föreligger fortfarande osäkerheter som behöver utredas (ISO 2017).

Standarden beskriver ett stegvis (1-3) förfarande och rekommenderar olika metoder för olika steg (ISO 2017). Det första steget omfattar enklare och mer generell metodik. Exempel på metodik som ges för kemilinjen är beräkning av den toxiska potentialen (”toxic pressure”)[1], för ekotoxlinjen Microtox® (ISO 11348-3) och för ekologilinjen en växtinventering. För steg 2-3 kan mer specifika tester och analyser användas. Exempel på metodik som ges för kemilinjen för steg 2 är biotillgänglighetsmetoder, för ekotoxlinjen reproduktionstester på olika organismgrupper och för ekologilinjen kol- och kvävemineraliseringstester. Exempel på metodik för steg 3 för ekotoxlinjen är flerartstester. Varje bevislinje kan omfatta en eller flera olika metoder, tester eller analyser.

Motivet till det stegvisa förfarandet är framförallt att det är kostnadseffektivt. Då komplexiteten ökar för varje steg så ökar också kostnaderna, men också den ekologiska relevansen då metoderna som används för de olika bevislinjerna mäter närmare ekosystemnivån. Om osäkerheten är låg redan vid de lägre stegen behöver man inte gå vidare till nästa steg enligt ISO-standarden (ISO 2017). Om det däremot råder en osäkerhet, vilket indikeras av att de olika bevislinjerna ger olika resultat, så kan det vara motiverat att göra undersökningar motsvarande en högre nivå.



Figur 3: Triad-metodens olika delar.

[1] Ett mått på hur mycket ett ämne avviker från ett riktvärde. Ett ämnes halt divideras med ämnets riktvärde och normaliseras sedan så att värdet hamnar mellan 0 och 1. Om den toxikologiska potentialen (TP) är nära 0 så är halten av ämnet långt under riktvärdet och om det är nära 1 så är det nära riktvärdet. TP kan också räknas ut för en blandning och ger då ett mått på blandningens toxiska potential.

3.1 Orsak-effektanalys

Resultaten av de olika bevislinjerna integreras sedan till ett resultat av själva TRIADen. Utvärderingen av de olika bevislinjerna och TRIADen kan antingen göras kvalitativt såsom en orsak-effektanalys eller kvantitativt i form av beräkning av ett riskindex. Amerikanska naturvårdsverket (USEPA) och kanadensiska regeringen (Environment Canada 2013) vägleder om hur en orsak-verkananalys kan göras. Den amerikanska vägledningen är främst designad för att vägleda om orsaksbedömningar för ekosystem i vattendrag. Baserat på vägledningen har USEPA utvecklat ett online-verktyg kallat Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS). Båda vägledningarna ger vägledning om vilka typer av evidens som kan utredas, hur man kan tolka resultaten och vilken poäng (”weight of evidence”) resultatet ska få. Poängen är kvalitativa såsom +, 0 och -. Exempel på evidens är ”sammanträffande (plats-eller tidsmässigt)” såsom att effekten uppkommer där eller när föroreningen finns närvarande. Om detta stämmer så tillskrivs beviset ett ”+”. Om motsatsen gäller så ges ett ”–” och om det är osäkert/oklart ”0”. Ett annat exempel på typ av evidens är ”förorening-effekt-samband”, såsom att det finns ett samband mellan ökande exponering av föroreningen och ökande effekt. Är sambandet starkt kan beviset tillskrivas ett ”++”, mindre starkt ett ”+”, råder motsatt förhållande ett ”–” eller om resultatet är osäkert/oklart ”0”.

3.2 Riskindex

ISO-standarden rekommenderar beräkning av riskindex då den menar att färre information går förlorad om man använder nummer istället för + och -, och att man får ett mått på riskens storlek (ISO 2017). Ingen vägledning om vilken nivå som innebär en risk ges dock. USEPA (2016) anser dock att symboler är bättre, då de inte ger intryck av att de kan kombineras numerärt. Som exempel anger USEPA att två studier som ger starka bevis (++) inte är detsamma som fyra studier som ger måttliga bevis (+).

För att kunna beräkna ett index måste resultaten av de olika metoderna, testerna och analyserna skalas så att resultaten blir jämförbara. ISO-standarden rekommenderar att skalningen av resultaten görs från 0 till 1, där 1 innebär högst risk (ISO 2017). Man kan också välja att vikta resultaten olika beroende på t.ex. tillförlitligheten i data eller att vissa funktioner eller bevislinjer tillsätts en högre tyngd i bevislinjen. Till exempel kan resultat från ekologilinjen viktas högre än kemilinjen p.g.a. att effekter på ekosystemet har en högre ekologisk relevans än om t.ex. uppmätta halter är högre än ett riktvärde. ISO-standarden rekommenderar dock inte att någon viktning görs, då ISO menar att varje bevislinje har sina olika styrkor och svagheter. Som exempel så nämner ISO att om antalet replikat är för få i fältundersökningar av mycket dynamiska ekosystem så kan det leda till att man inte kan detektera några ekologiska skillnader även om de finns. Beslut om viktning måste dock enligt ISO göras från fall till fall.

ISO-standarden ger ingen vägledning om hur skalningen av olika metoder, tester och analyser ska göras, men hänvisar till en rapport av Jensen och Mesman (2006) samt även till en artikel av Niemeyer m.fl. (2010). Niemeyer m.fl. (2010) har gjort motsvarande en steg 1-TRIAD och beräkningarna av index i enlighet med Jensen och Mesman (2006). Till skillnad från Jensen och Mesman (2006) ger Niemeyer m.fl. (2010) inte några exempel på hur beräkningarna är gjorda. En variant på beräkningssätt ges av t.ex. Dagnino m.fl. (2008). Den övergripande skillnaden är att Dagnino m.fl. (2008) för ekotox- och ekologilinjen inledningsvis bedömer om det undersökta området skiljer sig statistiskt från ett referensområde eller inte. Om det inte gör det sätts riskindexet för den undersökta parametern till ”0”. Jensen och Mesman (2006) beräknar ett riskindex för varje parameter, oaktat om skillnaderna är statistiskt signifikanta eller inte. För kemilinjen beräknas en s.k. ”toxic pressure” med båda metoderna, om än på lite olika sätt. I Jensen och Mesman (2006) är det en av metoderna för kemilinjen som beskrivs, men i Dagnino m.fl. (2008) är det den enda metod för beräkning av riskindex för kemilinjen som beskrivs. Jensen och Mesman (2006) ger också exempel på två olika sätt att beräkna ”toxic pressure”, dels genom användandet av artfördelningar av effektdata (s.k. ”Species Sensitivity

Distributions”), dels genom användandet av miljökvalitetskriterier såsom riktvärden. I Dagnino m.fl. (2008) är den sistnämnda metodiken den enda som beskrivs. Som en del av skalningen av olika undersöknings-parametrar för ekotoxikologi- och ekologilinjen beräknas en relativ effekt/respons för den undersökta parametern med båda metoderna, med Dagnino m.fl. (2008) metod dock endast om det finns en statistiskt signifikant skillnad. Den andra större skillnaden med Dagnino m.fl. (2008) är att två tröskelvärden tas fram, ett lägre (Th’) under vilket man inte förväntar sig några effekter och ett högre (Th’’) där man förväntar sig maximal effekt. Om den beräknade relativa effekten/responsen för den aktuella parametern blir lägre än det lägre tröskelvärdet sätts riskindexet för den aktuella parametern till 0, om det blir högre sätts det till 1. Om den beräknade relativa effekten/responsen är högre än det lägre värdet, men lägre än det högre räknar man ut ett riskindex som hamnar mellan 0 och 1 enligt en ekvation. Därefter räknar man med båda metoderna ut ett medelriskindex för respektive bevislinje (kemi, ekotox och ekologi) och därefter ett övergripande riskindex för hela TRIADen, men på något olika sätt. Till skillnad från Jensen och Mesman (2006) så gör Dagnino m.fl. (2008) också en viktning med ökad viktning från kemi<ekotox<ekologi.

Enligt ISO-standarden så kan inget värde som motsvarar en acceptabel risk ges, utan detta måste beslutas från fall till fall. Dagnino m.fl. (2008) valde 0,5 som ett acceptabelt värde, dvs. ett riskindex under 0,5 motsvarade en acceptabel risk. Jensen och Mesman (2006) anger exempel på olika acceptabla riskindex beroende markanvändning. För jordbruksmark, som den aktuella, anger man i exemplet 0,5 som ett acceptabelt riskindex.

En deviationsfaktor (avvikelse) beräknas också med båda metoderna. Deviationsfaktorn är ett mått på TRIADens osäkerhet, dvs. om bevislinjerna pekar åt samma håll eller inte. Jensen och Mesman (2006) och Dagnino m.fl. (2008) anger båda 0,4 som ett acceptabelt värde. Om deviationsfaktorn är högre än 0,4 så bör kompletterande undersökningar göras.

4.0 GENOMFÖRANDE

I kapitlet beskrivs val av undersökningsområden samt de olika undersökningsparametrarna som ingått i de olika bevislinjerna kemi, ekotoxikologi och ekologi samt de statistiska metoder som använts för att utvärdera resultaten av de ekotoxikologiska och ekologiska undersökningarna. Vidare beskrivs den metodik som använts i riskbedömningen m.a.p. markekosystemets funktion.

4.1 Undersökningsområden

Undersökningarna gjordes dels inom betesmark-/vallodlingsområdet i Kårehogen 1:3, dels inom ett Referensområde (Figur 1). Referensområdets jämförbarhet med Kårehogen 1:3 vad gäller markanvändning, jordtyp och vegetationsskikt har utvärderats i Provtagningsplanen och i Resultatrapporten (Golder 2018 och 2019a). Nedan ges en sammanfattning av utvärderingen.

En okulär och mycket översiktlig bedömning av markanvändningen och fältskiktet gjordes i maj 2018 (Golder 2019a). Referensområdet observerades inte nyttjas för bete, vilket bedömdes som bra då betande djur kan påverka näringsförhållandena och modifiera växtligheten. Både Referensområdet och Kårehogen 1:3 bedömdes ha nyttjats som odlingsmark, Kårehogen 1:3 dock inte på flera årtionden. Artsammansättningen bedömdes inom båda områdena domineras av gräs med rödsvingel som dominerande art. Blomväxter förekom mer eller mindre rikligt på olika ytor inom de båda områdena. Fältskiktet inom Referensområdet bedömdes dock vara något frodigare och diversiteten av gräs och blomväxter något högre än inom Kårehogen 1:3. Inom vissa ytor i Kårehogen 1:3 var förekomsten av gräs och örter sparsam, medan mossa istället bredde ut sig.

En screeninganalys av bekämpningsmedel och analys av metaller gjordes på tre jordprover. Resultaten av dessa visade att halterna av samtliga analyserade bekämpningsmedel inklusive DDT, DDE och DDD var lägre än rapporteringsgränserna och analyserade metaller var lägre än Naturvårdsverkets generella riktvärde för känslig markanvändning (NV-KM). Analysresultaten från innevarande undersökning bekräftade att halterna av DDT, DDE och DDD var lägre än rapporteringsgränserna (Golder 2019a).

Utöver nämnda potentiella föroreningar analyserades jordens sammansättning (jordartsfördelning), TOC, pH, konduktivitet, torrsubstanshalt (TS), alkalinitet, klorid och sulfat (Golder 2018). En jämförelse av resultaten med ett samlingsprov från Kårehogen 1:3 ges i Tabell 1 och Tabell 2.

Tabell 1: Analysresultat jord (0-0,3 m.u.my.) från Kårehogen 1:3 och referensområde: diverse kemisk-fysikaliska parametrar.

Parametrar	Enhet	Provpunkter			
		Kårehogen 1:3	Referensområde		
			Ref 1	Ref 2	Ref 3
pH		5,2	5,3	5,4	5,3
konduktivitet	mS/m	6,3	1,6	1,5	1,4
alkalinitet	mg HCO3/kg TS	11,3	55,7	35,5	138
TS_105°C	%	81,5	90,4	96,2	93,9

Parametrar	Enhet	Provpunkter			
		Kårehogen 1:3	Referensområde		
			Ref 1	Ref 2	Ref 3
klorid	mg/kg TS	11	14	12	11
sulfat	mg/kg TS	12	5,6	<5,0	<5,0

Tabell 2: Siktanalys i Kårehogen 1:3 och Referensområde (0-0,3 m.u.my.): fördelning fraktioner (%).

Jordart	Kårehogen 1:3	Referens 1	Referens 2	Referens 3
Lera och silt	12	13	10	7
Finsand	44	39	52	88
Mellan och grov	41	47	36	3
Grus	3	1	1	1

De parametrar som bedömdes skilja sig beaktansvärt från Kårehogen 1:3 var konduktivitet, alkalinitet och sulfat. Konduktiviteten och sulfathalten var generellt lägre än i samlingsprovet som var taget inom Kårehogen 1:3, medan alkaliniteten generellt var högre. Alkaliniteten varierade dock en hel del inom Referensområdet. Även jordartssammansättningen varierade inom Referensområdet. Då endast ett samlingsprov av ytjord analyserades inom Kårehogen 1:3 så är det inte känt hur variationen i detalj såg ut. Oaktat dessa skillnader, vilka kan förväntas i naturliga jordar, så bedömdes området utgöra ett lämpligt Referensområde. Detta då halterna av bekämpningsmedel, inklusive DDT och dess nedbrytningsprodukter, var lägre än rapporteringsgränserna och metallhalterna var lägre än NV-KM (såsom inom Kårehogen 1:3), liksom generellt jordartssammansättningen och typen av växtlighet.

I aktuell undersökning analyserade också TS-halten och jordartssammansättningen, men även TOC-halten, totalkväve- och totalfosforhalten. Resultaten visade att TS-halten var ungefär densamma inom Referensområdet som inom Kårehogen 1:3 (80-89 % vs. 80-88 %). Detsamma gäller för TOC- (1-3 % av TS-halten vs. ca 2-3,5 % av TS-halten) och totalkvävehalten (1 000-2 000 mg/kg TS vs. 1 300-2 100 mg/kg TS). Kvävet utgörs i båda områdena till största delen av ammoniumkväve. Totalfosforhalten var dock något lägre i Referensområdet än i Kårehogen 1:3 (470-670 mg/kg TS vs. 670-880 mg/kg TS), men i samma storleksordning. Precis som i den inledande undersökningen så varierade jordartssammansättningen något inom Referensområdet, medan den i Kårehogen 1:3 var relativt lika mellan samtliga undersökningspunkter. Generellt (4 av 5 undersökningspunkter) bestod jordartssammansättningen inom Referensområdet till största delen av finsand, men även av en relativt stor andel silt, medan andelen finsand var högre och andelen silt lägre lokalt. Precis som inom Referensområdet var andelen finsand högst inom Kårehogen 1:3, men den var något lägre än inom Referensområdet (40-54 % i Kårehogen 1:3 vs. 53-85 % i Referensområdet). Detsamma gäller andelen silt (16-23 % i Kårehogen 1:3 vs. 8-36 % i Referensområdet). Till skillnad från Referensområdet innehöll Kårehogen 1:3 relativt mycket mellansand (25-38 % i Kårehogen 1:3 vs. 4-7 % i Referensområdet). Jordartsammansättningen i den inledande undersökningen liknade generellt (2 av 3 provpunkter) den i Kårehogen 1:3.

Sammanfattningsvis visar resultaten av undersökningarna att markförhållandena generellt sett är relativt lika inom Referensområdet och Kårehogen 1:3, men att det föreligger vissa skillnader. Viktiga parametrar för bedömning av markkvalitet såsom pH, TOC- och näringshalterna är dock i samma storleksordning och jordarterna utgörs inom båda områdena till största delen av sand.

4.2 Undersökningar TRIAD

I Tabell 3 presenteras de olika undersökningarna (bevislinjerna) som ingått i TRIADen. Undersökningarna har generellt motsvarat steg 2 enligt ISO-standarden (ISO 2017). Kemilinjen motsvarar dock steg 1. Visserligen så gjordes biotillgänglighetsundersökningar (upptag av DDT i daggmask), vilket motsvarar steg 2, men då det föreligger en osäkerhet i hur mycket av de analyserade halterna som verkligen utgör upptag så användes endast analyserade halter i jord för kemilinjen för beräkning av riskindex. En närmare förklaring till detta ges i Avsnitt 4.2.1.

De olika undersökningarna som gjorts inom ramen för respektive bevislinje beskrivs i kommande avsnitt. För detaljer avseende genomförande hänvisas till Resultatrapporten (Golder 2019).

Tabell 3: Ingående bevislinjer i TRIADen.

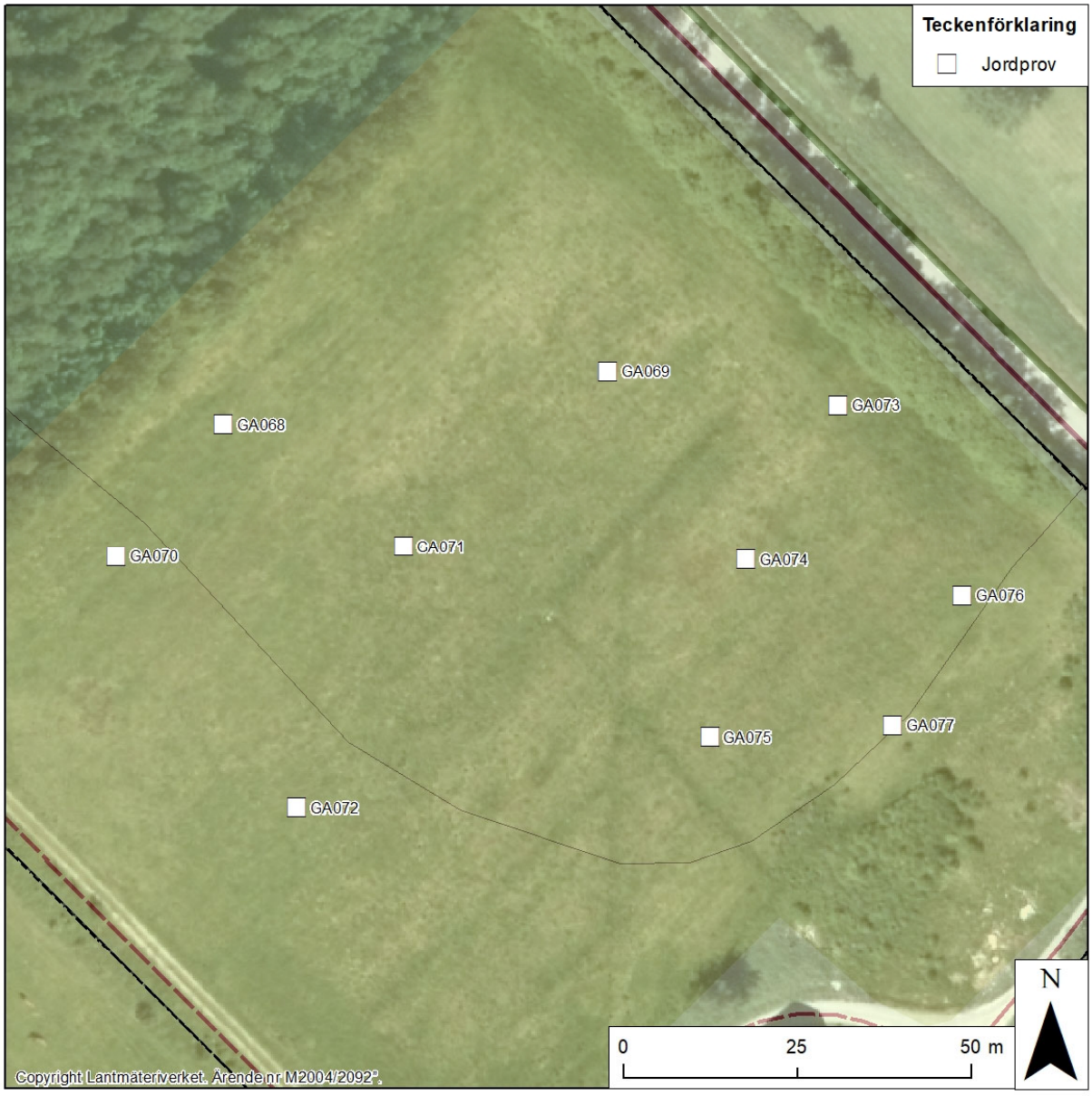
Bevislinje (övergripande)	Undersökningar (bevislinjer)
Kemi	DDT i jord
	DDT i daggmask (ingick ej vid beräkning av riskindex)
Ekotoxikologi	Reproduktionstest daggmask
	Reproduktionstest hoppstjärt
Ekologi	Mineraliseringstest kol
	Mineraliseringstest kväve
	Daggmask
	Hoppstjärtar
	Nematoder

4.2.1 Kemi

I kemilinjen ingick undersökningarna kemisk analys av DDT och nedbrytningsprodukterna DDD och DDE på jord och daggmask.

Provtagningen på jord för kemisk analys gjordes i 10 st. undersökningspunkter inom Kårehogen 1:3 och i 10 st. undersökningspunkter inom Referensområdet i oktober 2018. För lokalisering av undersökningspunkternas lägen, se Figur 4 och Figur 5. Provtagning av daggmask för kemisk analys gjordes endast på prov från de 10 undersökningspunkterna i Kårehogen 1:3. Ingen provtagning av daggmask gjordes inom Referensområdet då uppmätta halter i jorden var lägre än rapporteringsgränsen och inget mätbart upptag i daggmask förväntades.

De kemiska analyserna gjordes av Eurofins. Den kemiska analysen på daggmask gjordes på hela maskar. Vid biotillgänglighetsstudier ska egentligen tarmen avlägsnas eller tömmas då det kan finnas jordpartiklar kvar i denna. Då resultaten på daggmask även skulle användas i riskbedömningen av högre stående djur som äter daggmask, och då med tarm, så avlägsnades inte tarmen.



Figur 4: Lokalisering undersökningspunkter inom Kårehogen 1:3.

Figur 5: Lokalisering undersökningspunkter inom Referensområdet.

4.2.2 Ekotoxikologi

I ekotoxikologilinjen ingick undersökningarna reproduktionstest på daggmask och hoppstjärt. Effekter på reproduktionen kan t.ex. medföra ett minskat individantal och därmed påverka daggmasksamhällets struktur. Reproduktion är en kronisk effektparameter. Kroniska tester varar ofta längre och man kan därmed generellt se effekter vid lägre koncentrationer än i akuttoxtester.

Toxicitetstesterna gjordes på jord från fem av provpunkterna för jord från Kårehogen 1:3 respektive Referensområdet (GA68-69, GA74-75 och GA77 resp. REF1 och REF5-8; se Figur 4 och Figur 5). Undersökningspunkterna valdes ut slumpvist.

Reproduktionstest på daggmask gjordes enligt ISO-metoden “ISO 11268-2 Part 2 (2012) "Soil Quality – Effects of Pollutants on Earthworms – Part 2: Determination of Effects on Reproduction to *Eisenia fetida/Eisenia andrei*" och reproduktionstest på hoppstjärt gjordes enligt ISO-metoden ISO 11267 (1999) “Soil Quality – Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants”. Testerna utfördes av ECT Oekotoxikologie GmbH i Tyskland (ECT).

Testet på daggmask utfördes under 56 dagar (21 november 2018 – 16 januari 2019) på fyra replikat från varje prov. Vid testets start lades tio vuxna daggmaskar i respektive testkärl/replikat. Av misstag lades dock 11 maskar i ett av replikaten till jordprov GA077. Den här avvikelsen bedömdes av ECT inte ha någon påverkan på testets tillförlitlighet. Biomassan (färskvikten) bestämdes dag 0 och efter 28 dagars exponering då daggmaskarna togs upp ur testkärlen. Antalet döda maskar bestämdes också. Efter 56 dagar bestämdes antalet juvenila maskar. Förändringar i biomassa och reproduktion i prover från Referensområdet och Kårehogen 1:3 jämfördes med en kontrolljord (en ”standardjord”) och utvärderades statistiskt av ECT genom att jämföra fyra replikat från varje prov med fyra replikat från kontrolljorden.

Testet på hoppstjärt utfördes under 28 dagar (23 januari - 20 februari 2019). Testet utfördes precis som på daggmask på fyra replikat på varje prov. Vid testets start lades tio hoppstjärtar i respektive testkärl/replikat. Efter 28 dagars exponering bestämdes antalet döda och juvenila hoppstjärtar. Dödligheten och reproduktionen i prover från Referensområdet och Kårehogen 1:3 jämfördes med kontrolljorden och utvärderades statistiskt av ECT på samma sätt som testerna på daggmask.

Kontrolljorden (Lufa Standard typ 2.2) har av ECT erhållits från Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer i Tyskland och kommer från en plats som ej har odlats under de senaste fem åren och som är okontaminerad. 2014 gödslades platsen med 2000 kg/ha CaO and 833 kg/ha MgO. Jorden motsvarar nivån 0-0,2 m.u.my. Jorden har lufttorkats och siktats till 2 mm partikelstorlek. I Tabell 4 nedan redovisas några kemisk-fysikaliska egenskaper. Vid jämförelse med motsvarande data på jord från Referensområdet och Kårehogen 1:3 (Avsnitt 4.1) framgår att de kemisk-fysikaliska egenskaperna är likartade som inom dessa områden. Det var också anledningen till att den aktuella jorden valdes som kontrolljord i testet.

Tabell 4: Kemisk-fysikaliska egenskaper kontrolljord (Lufa 2.2).

Parametrar	Enhet	Lufa 2.2
pH		5,1
TOC	%	1,7 (±0,27)
Totalkväve	%	0,19 (±0,03)
Lera (<0,002 mm)	%	8,3 (±1,8)
Silt (0,002-0,05 mm)	%	14,9 (±3,0)
Sand (0,05-2 mm)	%	76,8 (±4,0)

4.2.3 Ekologi

I ekologilinjen ingick följande undersökningar:

- Kvävemineraliseringstest
- Kolmineraliseringstest
- Undersökning av daggmask (makrofauna)
- Undersökning av hoppstjärtar (mesofauna)
- Undersökning av nematoder (mikrofauna)

4.2.3.1 Mineraliseringstester

Mineralisering av kol och kväve är viktiga processer för markens funktion och de mikroorganismer som utför dessa viktiga processer. Effekter på kol- och kvävemineraliseringen kan därför leda till minskad primärproduktion och effekter högre upp i näringskedjan.

Mineraliseringstesterna gjordes på delprover från samma jordprover som ekotoxtesterna (Avsnitt 4.2.2). Kvävemineraliseringstestet gjordes enligt metoden " OECD Guideline for the Testing of Chemicals No. 216 “Soil Microorganisms: Nitrogen Transformation Test” och kolmineraliseringstestet gjordes enligt metoden ”OECD Guideline for the Testing of Chemicals No. 217 Soil Microorganisms: Carbon Transformation Test”. Testerna utfördes av ECT.

Kvävemineraliseringstestet utfördes under 28 dagar (21 november - 19 december 2018) och gjordes på fyra replikat på varje prov. Till varje delprov tillsattes finmalda Lucerne grönt gräspellets (C/N=12,6) som kvävekälla. Efter 0, 14 och 28 dagar mättes nitratkoncentrationen och nitratbildningshastigheten bestämdes.

Kolmineraliseringstestet utfördes under 12 h i december 2018. Testet utfördes på fyra replikat på varje prov. Till varje delprov/replikat tillsattes glukos som kolkälla. Den substratinducerade respirationen (SIR) beräknades sedan som mg O_2/h, kg.

Statistiska skillnader mot kontrolljorden (samma som i ekotoxtesterna, se Avsnitt 4.2.2) utvärderades av ECT.

4.2.3.2 Faunaundersökningar

Riskbedömningen avser att bedöma risken för att markekosystemet är negativt påverkat av DDT. Antal individer (abundans) och artsammansättning är därför parametrar som kan ge ett direkt mått på påverkan på markekosystemet. Markekosystemet omfattar t.ex. daggmaskar, nematoder, protozoer, svampar, bakterier och olika leddjur (t.ex. insekter och spindeldjur). Bara inom dessa organismgrupper finns det en mängd olika arter. Då det är svårt att undersöka alla organismgrupper som kan förekomma i jord, så valdes tre grupper ut som representerar olika habitat i marken: daggmask som en representant för makrofauna (bredd 2-20 mm), hoppstjärtar som en representant för leddjuren och mesofauna (0,1-2 mm) och nematoder som en representant för mikrofauna (1 -100 µm) (Coleman m.fl. 2004). ”Samtliga av 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” (komm. M. Viketoft, SLU).

Undersökningen gjordes på prover från samtliga provtagningspunkter (10 st.) från Kårehogen 1:3 respektive Referensområdet (Figur 4 och Figur 5). Provtagningen gjordes av SLU och Golder i oktober 2018, dvs. samma datum som jordprovtagningen. Provtagningen av daggmask gjordes genom att gräva upp de översta 30 cm jord inom en 0,3 x 0,3 m^2 stor ruta och sedan sortera ut maskarna för hand. För provtagning av hopp-

stjärtar och nematoder användes en jordborr. Utsorteringen av hoppstjärtar och nematoder gjordes av SLU på laboratoriet. Abundansen och antalet individer per identifierad art bestämdes för daggmaskar och hoppstjärtar av SLU. För daggmaskar bestämdes även biomassan (torrvikten) av SLU. Nematoder bestämdes av SLU till släkte alternativt till familj. Dessutom bestämdes abundansen och ett s.k. Maturity Index (MI). Indexet baseras på ”coloniser”- (opportunister) – ”persister”- (konservativa överlevare[2]; c-p-) värden för de olika nematod-familjerna och ger ett mått på hur stört systemet är. Opportunister reagerar relativt snabbt på förändringar i miljön, medan ”persisters” är mer känsliga för föroreningar och andra störningar. En större andel ”persisters” i nematodsamhället indikerar således att samhället är mer ostört, medan en större andel opportunister i nematodsamhället indikerar att ekosystemet blivit stört, t.ex. av föroreningar. ”MI kan ha ett värde mellan 1 och 5, och ju högre värde desto mer stabilt och ostört system.” (Bilaga D i Golder 2019), dvs. ett högre värde motsvarar en större andel ”persister”, medan ett lägre värde motsvarar en större andel opportunister. SLU föreslår för bedömning av förorenade områden att utesluta nematoderna med MI-värde 1 och istället beräkna MI 2-5. Detta då nematodsamhällen med MI-värde 1 visat sig reagera snabbt på förhållanden som inte alls är relaterade till föroreningar t.ex. näringstillgång. Av den anledningen anser SLU och andra europeiska nematodforskare att det är bättre att utesluta dessa från beräkningen av MI när man vill se långsiktiga effekter av föroreningar.

4.3 Statistisk utvärdering

För att undersöka om Kårehogen 1:3 skiljer sig från Referensområdet så gjordes statistiska analyser av resultaten av ekotoxtesterna och de ekologiska undersökningarna. I den statistiska utvärderingen ingick följande variabler:

- Ekotoxikologiska variabler
  - Daggmask: Tillväxt (förändring i biomassa i mg) och Reproduktion (antal juveniler)
  - Hoppstjärtar: Mortalitet (%) och Reproduktion (antal juveniler)
- Ekologiska variabler
  - Kvävemineralisering (nitratbildningshastighet i mg NO_3^-/kg jord)
  - Kolmineralisering (substratinducerad respiration i mg O_2/kg jord)
  - Daggmask: Abundans, Artantal och Artsammansättning
  - Hoppstjärt: Abundans, Artantal och Artsammansättning
  - Nematoder: Abundans, Artantal, Artsammansättning och Maturity index (MI)

Antalet replikat som ingick i den statistiska analysen var 5 från vardera Kårehogen 1:3 respektive Referens-området avseende de ekotoxikologiska variablerna samt de ekologiska variablerna kväve- och kolmineralisering. För övriga ekologiska variabler var antalet replikat som ingick i den statistiska analysen 10 från vardera Kårehogen 1:3 respektive Referensområdet.

[2] http://www.nemlab.co.za/index.php/services/microbe-bio-test/

För analysen av statistiska skillnader mellan Kårehogen 1:3 och Referensområdet och de ekotoxikologiska variablerna samt de ekologiska variablerna abundans, artantal och MI användes det parameteriska testet[3] univariat variansanalys (ANOVA). Skillnaderna bedömdes vara statistiskt signifikanta på nivån $p<0,05$. Före analysen testades om data var normalfördelade, dvs. om data kunde användas i ett parametriskt test såsom ANOVA, m.h.a. Shapiro-Wilk-testet och Levenes test. Data som inte var normalfördelade log-transformerades alternativt log (1+x)-transformerades.

För analysen av statistiska skillnader mellan Kårehogen 1:3 och Referensområdet och den ekologiska variabeln artsammansättning användes den multivariata statistiska analysen ”non-parametric multidimensional scaling” (MDS). Daggmaskdata och nematoddata √-transformerades och hoppstjärtsdata log (1+x)-transformerades för att minska påverkan av de vanligaste förekommande arterna. Transformerade data användes sedan för att beräkna Bray-Curtis-indexmatriser. Bray-Curtis beräknar hur mycket två dataset/provpunkter skiljer sig åt i sammansättning utifrån antal per art. Med hjälp av MDS ordinerades sedan Bray-Curtis-datats relativa position i två dimensioner. Provpunkter/replikat som ordineras relativt nära varandra har liknande artsammansättning och de som ordineras relativt långt ifrån varandra har relativt olika. En ”goodness-of-fit” av data gjordes där stress-värden[4] <0,10 indikerar en större ”goodness-of-fit” och stress-värden >0,2 är osäkra och behöver fler dimensioner för att beskriva data mer korrekt. Stress-värdet för daggmaskdata var relativt lågt (0,15), varför ”metric”[5] MDS användes. Stress-värdena för hoppstjärts- och nematoddata var däremot högre (0,18 respektive 0,17), varför ”non-metric” MDS användes. För att identifiera kluster av provpunkter/replikat som varierar på samma sätt så användes SIMPROF. För att testa om skillnaderna i artsammansättning mellan Kårehogen 1:3 och Referensområdet var signifikanta eller inte användes ”one-way analysis of variance” (ANOSIM). En relativt stor skillnad i artsammansättning indikeras av ett R-värde lika med 1 och ingen skillnad av ett R-värde lika med 0. Om R-statistiken var signifikant testades på nivån $p<0,05$.

För mer information om den statistiska utvärderingen, se BILAGA A.

4.4 Riskbedömning (sammanvägning av TRIAD-resultaten)

Riskbedömningen, dvs. sammanvägningen av resultaten av de olika bevislinjerna i TRIADen, gjordes på två olika sätt, dels kvalitativt genom en orsak-verkananalys, dels kvantitativt genom beräkning av ett riskindex. Syftet med detta var att undersöka om de olika utvärderingsmetoderna gav samma resultat, och om inte vad som i så fall skiljer dem åt. En orsak-verkananalys rekommenderas av USEPA och Environment Canada, medan indexberäkning rekommenderas i ISO-standarden (Kapitel 3.0). Således har ledande myndigheter/dokument inom området olika syn på vad som är den bästa utvärderingsmetoden. För- och nackdelar med de olika metoderna är därför lämpligt att förstå för att kunna rekommendera en metodik för att prioritera åtgärdsbehovet mellan olika plantskolor.

4.4.1 Orsak-verkananalys

I orsak-verkananalysen användes fyra olika evidens: Biologisk gradient, Samförekomst, Analogi och Specificitet.

[3] Parametriska test antar att observationen/mätdata kommer från en population som kan beskrivas med en sannolikhetsfördelning som har samma generella fördelning (normalfördelning) med ett medel och en standardavvikelse.

[4] En ”goodness-of-fit” mellan skillnader i avstånd mellan data (här skillnader i Bray-Curtis index) och avstånd i MDS-konfigurationen görs (Manly 1994). Ett sätt att göra det på är att räkna fram ett s.k. stress-värde som är ett mått på hur mycket den spatiella konfigurationen måste tvingas att anpassas till avståndet mellan data.

[5] Som en del i en MDS görs en regression mellan avståndet mellan individuella mätdata och avståndet mellan individuella mätdata i konfigurationen (”Euclidian distance”) (Manly 1994). Regressionen kan vara linjär, polynomial eller monoton. En monoton regression antar att konfigurationsavståndet ökar med dataavståndet eller förblir konstant, men ingen direkt anpassning görs. Med en linjär eller polynomial regression görs däremot en sådan anpassning. I en ”metric” MDS görs en linjär eller polynomial regresssion och i en ”non-metric” görs en monoton regression.

Evidens för en biologisk gradient är att effekter ökar med DDT-exponeringen. Det ska också föreligga ett spatialt orsak-effektsamband, dvs. effekten ska uppträda där DDT förekommer (evidens Samförekomst). Resultaten ska vara överensstämmande med andra studier (evidens Analogi) och effekterna ska vara specifika för DDT (evidens Specificitet).

För att bedöma graden av evidens togs en bedömningsmatris fram. Matrisen är baserad på den amerikanska (USEPA) och kanadensiska vägledningen (Environment Canada 2013), men anpassad till aktuell studie. Matrisen redovisas i Tabell 5 nedan.

Bedömning av om det föreligger en biologisk gradient och om det finns en samförekomst baseras på de undersökningar som gjorts på plats, medan evidensen Analogi och Specificitet är baserade på litteratur-studier. Olika skalor ansattes för de olika evidensen. Det beror på att olika evidens viktades olika beroende på dataunderlaget. Till exempel bedömdes dataunderlaget för evidens Samförekomst vara bra, varför denna evidens getts en bredare skala (från - - till ++). Dataunderlaget för evidens Biologisk gradient bedömdes dock vara sämre och en snävare skala (från – till +) användes därför. Anledningen till det är att undersökningarna fokuserades till att undersöka evidens Samförekomst och inte att undersöka koncentrationsgradienter. Det i sin tur berodde på att haltfördelningen inom det förenade området är relativt homogent. I utvärderingen av de enskilda bevislinjerna ingick även evidens Rimlighet. Evidensen bygger på litteraturdata om det finns en mekanistisk förklaring till resultatet. Skalan som användes för denna evidens är +, 0 eller -. Anledningen till att evidensen inte redovisas i tabellen nedan är att det endast funnits relevanta litteraturstudier för ett fåtal bevislinjer (Reproduktion, Abundans och Artantal daggmask samt Artsammansättning hoppstjärt), och i ingen av dessa fanns någon information rörande denna evidens.

Tabell 5: Bedömningsmatris för orsak-verkananalysen.

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**. Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referens-området (ANOVA: $p<0,05$ alt. ANOSIM: $R>0,6$) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak.** DDT är den enda orsaken till observerade effekter
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effekt-gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter.** Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3.	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert.** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient. Effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0.	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt.** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r^2<0,2$ alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade, dvs. gradienten skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från 0 och $r^2 \geq 0,2$, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration.		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter.** Effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3.	

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Analogi	Specificitet
--		**Inte överensstämmande.** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade, dvs. effekten uppkommer inte där DDT förekommer.		

4.4.2 Riskindexberäkning

Beräkning av riskindex gjordes i enlighet med Dagnino m.fl. (2008). Motivet till detta är framförallt att metoden som de använder är relativt enkel, vilket är en fördel om den ska användas praktiskt som en metodik för att prioritera åtgärdsbehovet mellan olika plantskolor. Den tar även hänsyn till statistiska skillnader.

Nedan beskrivs hur indexberäkningen gjorts för de olika bevislinjerna.

4.4.2.1 Kemi

Enligt Dagnino m.fl. (2008) är det första steget att utvärdera om ämnet är ett naturligt förekommande ämne eller inte. Om det är det ska bakgrunden dras av. Därefter görs en jämförelse med kvalitetskriterier och en kemisk specifik risk för det enskilda ämnet beräknas som totalkoncentrationen i jorden dividerat med kvalitetskriteriet. Därefter beräknas ”toxic pressure” som summan av alla kemiskt specifika risker. Beräkningen gjordes i enlighet med Dagnino m.fl. (2008), men då den aktuella undersökningen endast görs för ett ämne, DDT, blir ”toxic pressure” lika med den kemiskt specifika risken, dvs.”toxic pressure” beräknades som:

$$TPC = \frac{TC}{EQS}$$

TPC = ”Toxic pressure coefficient”

TC = Totalkoncentration=medelvärde summa DDT, DDE och DDD=5,5 mg/kg TS (Golder 2019)

EQS = Riskbaserat kriterium=Naturvårdsverkets riktvärde för känslig markanvändning=0,1 mg/kg TS

Som EQS valdes Naturvårdsverkets riktvärde (RV) för känslig markanvändning. Styrande för riktvärdet är skydd av markmiljö. Det bedöms rimligt att använda RV för känslig markanvändning. Detta då markanvändningen bedöms vara ”känslig”, då området används för betesmark eller odling (Kapitel 2.0) och markens ekologiska funktion därför bör skyddas.

Det beräknade TPC jämfördes sedan med två olika tröskelvärden (Th’ och Th’’) och ett riskindex beräknades enligt Tabell 6. Det lägre värdet, Th’, har Dagnino m.fl. (2008) satt till 1 och det högre, Th’’, till 10, dvs. Th’ kan sägas motsvara en riskkvot[6] om 1, medan Th’’ motsvarar en riskkvot om 10. En riskkvot på 1 är en vanlig gräns för bedömning av om det föreligger en risk eller inte. En riskkvot på 10 motsvarar bedömningen att det föreligger en hög risk vid en riskkvot som överstiger denna (TPC>Th’’). Golder bedömer att värdena är rimliga för det aktuella fallet.

För att inte underskatta risken i de fall TPC för flera ämnen är i nivå med Th’ så har, som Golder tolkar det, Dagnino m.fl. (2008) lagt till en faktor alfa för att inte TPC i dessa fall ska bli 0. Alfa har Dagnino m.fl. (2008) som default satt till 0,5.

[6] koncentration dividerat med ett toxikologiskt referensvärde, i det aktuella fallet NV-KM.

Tabell 6: Bedömningsmatris för beräkning av riskindex (RI) för kemilinjen.

TPC-kriterier	Beräkning av RI	RI-intervall
TPC≤Th' (TPC≤1)	$\frac{TPC}{Th'} \times \alpha$ $[\frac{TPC}{1} \times 0{,}5]$	0≤RI≤α (0≤RI≤1)
Th'<TPC≤Th" (0,1<TPC≤1) $0{,}5 + \frac{(TPC-1)}{10-1} \times (1-0{,}5)$	$\alpha + \frac{(TPC-Th')}{Th''-Th'} \times (1-\alpha)$ $[0{,}5 + \frac{(TPC-1)}{10-1} \times (1-0{,}5)]$	α<RI≤1 (0,5<RI≤1)
TPC>Th" (TPC>1)	RI=1	RI=1

4.4.2.2 Ekotoxikologi

När det gäller undersökningslinjen ekotoxikologi och övriga biologiska undersökningslinjer så görs enligt Dagnino m.fl. (2008) först en utvärdering av data såsom om antalet prover är tillräckligt för att mäta effekter. Någon utredning av om antalet prover är tillräckligt eller inte har inte gjorts, men signifikanta skillnader har mätts (Avsnitt 5.1.2), vilket indikerar att antalet prover är tillräckligt åtminstone för dessa parametrar. Det ska också tilläggas att baserat på tillgänglig information (Cook m.fl. 1980 i CCME 1999 och Khund-Rinke & Simon 2004) så är hypotesen att markekosystemet inte är negativt påverkat vid de uppmätta koncentrationerna (se under evidens Analogi i BILAGA B och Tabell 13).

I enlighet med Dagnino m.fl. (2008) gjordes därefter en statistisk jämförelse av resultaten från Kårehogen 1:3 med resultaten från Referensområdet m.h.a. ANOVA på nivån p<0,05 (Avsnitt 4.3). För undersökningsparametrar/variabler som inte skiljde sig statistiskt åt så sattes riskindex i enlighet med Dagnino m.fl. (2008) till 0. För de som skiljde sig statistiskt åt så beräknades en s.k. relativ toxisk respons enligt ekvationen:

$$RTR = \frac{(TR - TR^{ref})}{TR^{ref}}$$

RTR = Relativ toxisk respons

TR = Toxisk respons för Kårehogen 1:3

TR^{ref} = Toxisk respons för Referensområdet

Därefter jämfördes det beräknade RTR med tröskelvärdena Th' och Th'' som Dagnino m.fl. (2008) ansatt och ett riskindex beräknades enligt Tabell 7. Th' har Dagnino m.fl. (2008) satt till 0,2 (-20 % skillnad jämfört med Referensområdet) och Th'' till 0,8 (-80 % skillnad jämfört med Referensområdet). Th' är satt att motsvara en naturlig variation i ekotoxikologiska studier, medan Th'' är satt av en expertpanel (Dagnino m.fl. 2008).

Tabell 7: Bedömningsmatris för beräkning av riskindex (RI) för ekotoxlinjen.

RTR-kriterier	Beräkning av RI	RI-intervall
RTR≤Th' (RTR≤0,2)	RI=0	RI=0
Th'<RTR≤Th" (0,2<RTR≤0,8)	$\frac{(RTR - Th')}{Th'' - Th'}$ $(\frac{(RTR - 0{,}2)}{0{,}8 - 0{,}2})$	0<RI≤1
RTR>Th" (RTR>0,8)	RI=1	RI=1

RI för bevislinjen beräknades enligt följande ekvation:

$$RI_{ekotox} = \frac{\sum_{i=1}^{n} RI_i}{n}$$

RI_{ekotox} = Riskindex för bevislinjen ekotoxikologi

RI_i = Riskindex för respektive variabel/undersökningsparameter *i*

n = Antalet variabler/undersökningsparametrar

4.4.2.3 Ekologi

Utvärderingen av data gjordes i enlighet med den för ekotoxikologi (Avsnitt 4.4.2.2).

Därefter gjordes i enlighet med Dagnino m.fl. (2008) en statistisk jämförelse av resultaten från Kårehogen 1:3 med resultaten från Referensområdet på nivån p<0,05. Vilken statistik som användes beskrivs i Avsnitt 4.3. För parametrar/undersökningsvariabler som inte skiljde statistiskt åt så sattes riskindex i enlighet med Dagnino m.fl. (2008) till 0. För de som skiljde sig statistiskt åt så beräknades en s.k. relativ ekologisk respons enligt ekvationen:

$$RER = \frac{(ER - ER^{ref})}{ER^{ref}}$$

RER = Relativ ekologiska respons

ER = Ekologisk respons för Kårehogen 1:3

ER^{ref} = Ekologisk respons för Referensområdet

Därefter jämfördes det beräknade RER med tröskelvärdena Th' och Th'' som Dagnino m.fl. (2008) ansatt och ett riskindex beräknades enligt Tabell 7. Th' har Dagnino m.fl. (2008) satt till 0 (varje statistisk signifikant skillnad jämfört med Referensområdet) och Th'' till 0,8 (-80 % skillnad jämfört med Referensområdet).

Tabell 8: Bedömningsmatris för beräkning av riskindex (RI) för ekologilinjen.

RER-kriterier	Beräkning av RI	RI-intervall
RER≤Th' (RER≤0)	RI=0	RI=0
Th'<RER≤Th" (0<RER≤0,8)	$\frac{(RER - Th')}{Th'' - Th'}$ $[\frac{(RER - 0)}{0{,}8 - 0}]$	0<RI≤1
RER>Th" (RER>0,8)	RI=1	RI=1

RI för bevislinjen beräknades enligt följande ekvation:

$$RI_{eko} = \frac{\sum_{i=1}^{n} RI_i}{n}$$

RI_{eko} = Riskindex för bevislinjen ekologi

RI_i = Riskindex för variabel/undersökningsparameter *i*

n = Antalet variabler/undersökningsparametrar

4.4.2.4 Riskindex för TRIADen

Dagnino m.fl. (2008) viktar de olika undersökningslinjerna och använder följande viktningsfaktorer (wf): wf_{kemi}=1, wf_{ekotox}=1,5 och wf_{eko}=2. Ett riskindex beräknades både med och utan viktning.

RI för TRIADen inklusive viktning beräknades enligt ekvationen (Dagnino m.fl. 2008):

$$RI_{TRIAD} = \frac{(wf_{kemi} \times RI_{kemi}) + (wf_{ekotox} \times RI_{ekotox}) + (wf_{eko} \times RI_{eko})}{wf_{kemi} + wf_{ekotox} + wf_{eko}}$$

RI för TRIADen utan viktning beräknades enligt ekvationen:

$$RI_{TRIAD} = \frac{\sum_{i=1}^{n} RI_i}{n}$$

RI_{TRIAD} = Riskindex för TRIADen

RI_i = Riskindex för bevislinje *i*

n = Antalet bevislinjer (3)

Om $RI_{TRIAD} \leq 0{,}5$ bedömdes risken vara acceptabel.

Slutligen beräknades en deviationsfaktor (avvikelse; Avsnitt 3.2) i enlighet med Jensen och Mesman (2006) enligt ekvationen:

$$D = s \times \sqrt{3}$$

D = Deviationsfaktor

s = Standardavvikelsen för bevislinjerna

Om D ≤ 0,4 bedöms resultaten peka i samma riktning (Jensen och Mesman 2006).

5.0 RESULTAT

I kapitlet beskrivs resultaten av de olika undersökningarna som ingått i de olika bevislinjerna kemi, ekotoxikologi och ekologi, resultaten av de statistiska analyserna samt resultatet av riskbedömningen.

5.1 Undersökningar TRIAD

I avsnittet redovisas en sammanfattning av resultaten av de olika undersökningarna som gjorts inom ramen för respektive bevislinje. För mer detaljerade resultat, se Resultatrapporten (Golder 2019).

5.1.1 Kemi

I Tabell 9 och Tabell 10 redovisas uppmätta halter av DDT och nedbrytningsprodukterna DDE och DDD i jord respektive daggmask från samtliga provtagna undersökningspunkter inom Kårehogen 1:3 (Figur 4). Inga prover på daggmask togs från Referensområdet. Samtliga analyserade halter i jord i Referensområdet var lägre än rapporteringsgränserna (<0,012-<0,013).

Tabell 9: Analyserade halter (mg/kg TS) av DDT, DDE och DDD samt TOC- (% av TS) och torrviktshalten (TS i %) i jord från undersökningspunkterna inom Kårehogen 1:3 (Figur 1 & Figur 4).

Parameter	GA068	GA069	GA070A*	GA071	GA072	GA073	GA074	GA075	GA076	GA077
p,p'-DDT	7,5	4,1	4,2	2,9	2,4	1,7	1,5	2,1	2,3	3,7
o,p'-DDT	1,5	0,95	0,985	0,72	0,62	0,37	0,35	0,49	0,58	0,92
p,p'-DDE	1,3	0,64	1,1	0,57	0,48	0,39	0,37	0,52	0,68	1
o,p'-DDE	0,033	0,029	0,0215	0,018	0,017	0,02	0,018	0,018	0,015	0,026
p,p'-DDD	1,3	0,89	0,715	0,57	0,5	0,44	0,37	0,49	0,35	0,76
o,p'-DDD	0,21	0,18	0,115	0,11	0,083	0,13	0,073	0,083	0,071	0,16
Σ DDT, DDE, DDD	**12**	**6,8**	**7,1**	**4,9**	**4,1**	**3,1**	**2,7**	**3,7**	**4,0**	**6,6**
TOC	2,4	3,5	2,0	2,7	1,9	2,3	2,0	2,3	2,1	1,9
TS	84	80	87	82	88	84	84	85	86	88

* medelhalt av duplikat.

Tabell 10: Analyserade halter (mg/kg VS) av DDT, DDE och DDD samt torrviktshalten (TS i %) i daggmask från undersökningspunkterna inom Kårehogen 1:3 (Figur 1& Figur 4).

Para-meter	GA068	GA069	GA070A	GA071	GA072	GA073	GA074	GA075	GA076	GA077
p,p'-DDT	3,2	1	2,3	1,3	1,1	0,87	0,68	0,72	1,5	1,6
o,p'-DDT	0,45	0,18	0,34	0,24	0,18	0,15	0,093	0,11	0,3	0,3
p,p'-DDE	0,76	0,25	0,94	0,33	0,3	0,35	0,24	0,3	0,72	0,71
p,p'-DDD	0,28	0,14	0,41	0,13	0,11	0,18	0,066	0,096	0,2	0,18
Σ DDT, DDE, DDD	**4,7**	**1,6**	**4,0**	**2,0**	**1,7**	**1,6**	**1,1**	**1,2**	**2,7**	**2,8**
TS	28	30	34	19	36	35	33	24	35	28

Det beräknade aritmetiska medelvärdet av beräknad summa DDT, DDE och DDD i jord är 5,5 mg/kg TS (SD=±2,7) och i daggmask 2,3 mg/kg VS (SD=±1,2). Med ett beräknat aritmetiskt medelvärde på uppmätta torrviktshalter i daggmask på 30 % kan medelvärdet summa DDT, DDE och DDD i daggmask räknas om till 7,7 mg/kg TS. Det i sin tur ger en bioackumulationsfaktor[7] på 1,4. Det indikerar ett relativt begränsat upptag. Då tarmen på daggmasken inte avlägsnats före provtagning eller tömdes på förorenad jord, av skäl som beskrivs i Avsnitt 4.2.1, så kan det inte uteslutas att uppmätta halter främst speglar uppmätta halter i jordpartiklar i tarmen. Av den anledningen inkluderades inte analysresultaten på daggmask i TRIADen.

5.1.2 Ekotoxikologi

I avsnittet redovisas resultaten av de ekotoxikologiska testerna på daggmask och hoppstjärt. Testerna gjordes på jord från Referensområdet och från Kårehogen 1:3, vilka jämfördes med en laboratoriekontrolljord (se närmare beskrivning av denna i Avsnitt 4.2.2). För detaljerade resultat, se Bilaga C i Resultatrapporten (Golder 2019).

5.1.2.1 Daggmask

Mortaliteten i jord från Referensområdet var 0 % och i jord från Kårehogen 1:3 3,3 %. Det motsvarades av 1 död mask i jord från undersökningspunkten GA077 av 10 undersökningspunkter (Figur 1). Halten summa DDT, DDE och DDD var strax över medelhalten i denna provpunkt (Tabell 9), men inte högst, vilket indikerar att halten DDT inte är orsaken. Av den anledningen inkluderades inte parametern dödlighet i TRIADen.

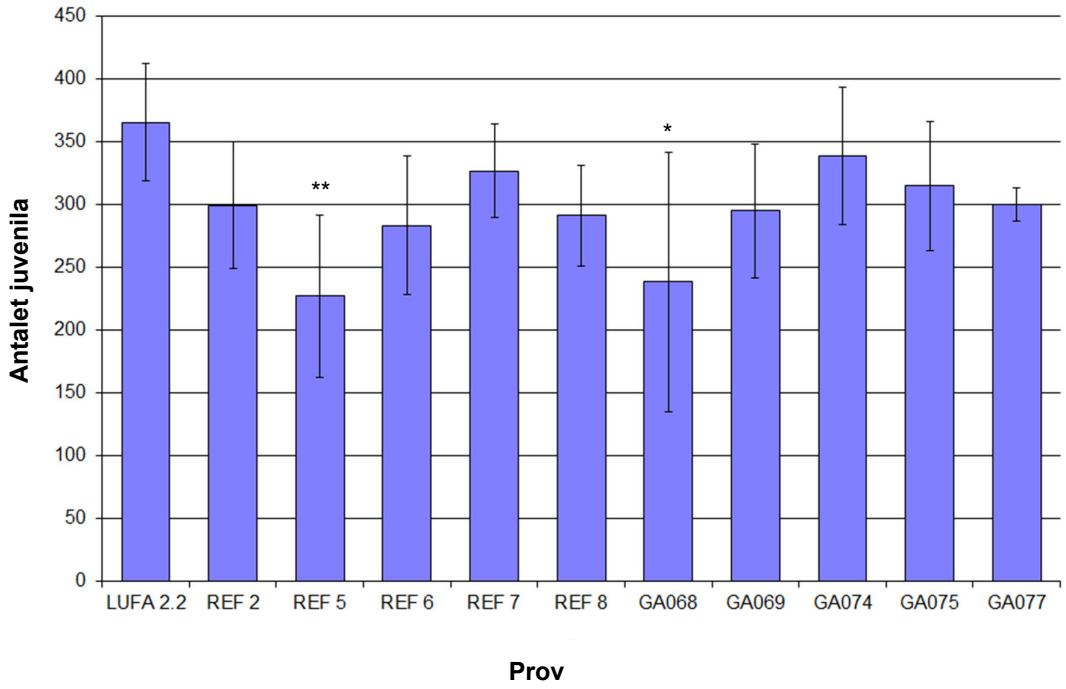
Det var ingen statistiskt signifikant skillnad (α = 0,05)[8] i tillväxt (förändring i biomassa av daggmaskar) i jord från Referensområdet jämfört med tillväxten i kontrolljorden (standardjorden), medan det var en statistiskt signifikant (p<0,01)[9] lägre biomassaökning i jord från Kårehogen 1:3 jämfört med kontrolljorden, men bara för en undersökningspunkt (GA075) inom Kårehogen 1:3. Halten summa DDT, DDE och DDD var inte heller den högsta i denna provpunkt (Tabell 9), vilket indikerar att halten DDT inte är orsaken.

[7] BAF=[biota]/[jord]

[8] Signfikansnivå. En signfikansnivå på 0,05 indikerar en 5 %-ig risk att dra slutsatsen att det föreligger en skillnad fast det inte gör det, dvs. en 5 %-ig risk att förkasta nollhypotesen..

[9] P-värdet är sannolikheten att erhålla ett resultat som ligger inom populationens normalfördelning med antagandet att nollhypotesen är sann. Om p-värdet är mindre eller detsamma som signifikansnivån så förkastas nollhypotesen.

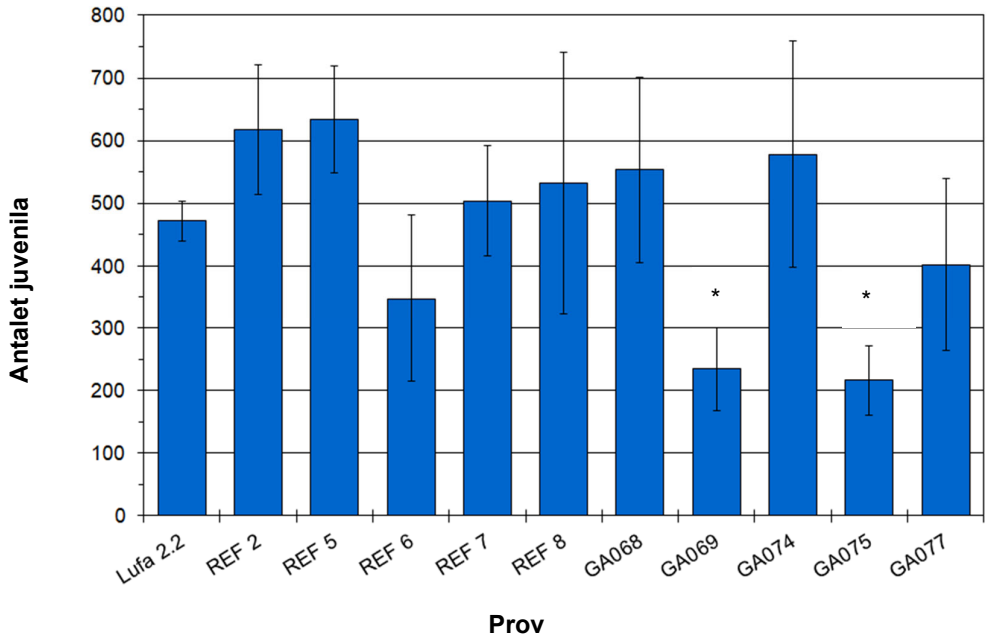
Det var en statistiskt signifikant (p<0,01) lägre reproduktion (antal juveniler) i jord från en undersökningspunkt inom Referensområdet (REF5) jämfört med kontrolljorden (standardjorden) och i jord från en undersöknings-punkt inom Kårehogen 1:3 (GA068; p<0,05; Figur 6). Visserligen var halten summa DDT, DDE och DDD högst i GA068, men i REF5 var den lägre än rapporteringsgränsen. Den statistiska skillnaden i REF5 var också säkrare belagd än den i GA068 (p<0,01 jmf. med p<0,05). Det indikerar att halten DDT inte är orsaken till det lägre antalet juveniler, åtminstone inte i REF5.



Figur 6: Antalet juvenila daggmaskar (medel av n=4, n=3 för GA077; ±SD) efter 56 dagars exponering i ett antal jordprover från Referensområdet (REF2, 5-8) och Kårehogen 1:3 (GA068-69, GA074-75, GA077). En stjärna anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,05; ** p<0,01) jämfört med kontrolljorden (Lufa 2.2).

5.1.2.2 Hoppstjärt

Det var ingen statistiskt signifikant skillnad (α = 0,05) i mortalitet eller reproduktion (antal juveniler) i jord från Referensområdet jämfört med kontrolljorden (standardjorden), medan det var en statistiskt signifikant (p<0,05) högre mortalitet och lägre reproduktion (antal juveniler) i jord från Kårehogen 1:3 jämfört med kontrolljorden, men bara i en (GA075) respektive två undersökningspunkter (GA069 och GA075; Figur 7). Uppmätta halter summa DDT var inte högst i dessa provpunkter (Tabell 9.



Figur 7: Antalet juvenila hoppstjärtar (medel av n=4; ±SD) efter 28 dagars exponering i ett antal jordprover från Referensområdet (REF2, 5-8) och Kårehogen 1:3 (GA068-69, GA074-75, GA077). En stjärna anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,05) jämfört med kontrolljorden (Lufa 2.2).

5.1.3 Ekologi

I avsnittet redovisas resultaten av undersökningarna som ingår i den ekologiska bevislinjen. För detaljerade resultat avseende mineraliseringstesterna och faunaundersökningarna, se Bilaga C respektive Bilaga D i Resultatrapporten (Golder 2019).

5.1.3.1 Mineraliseringstester

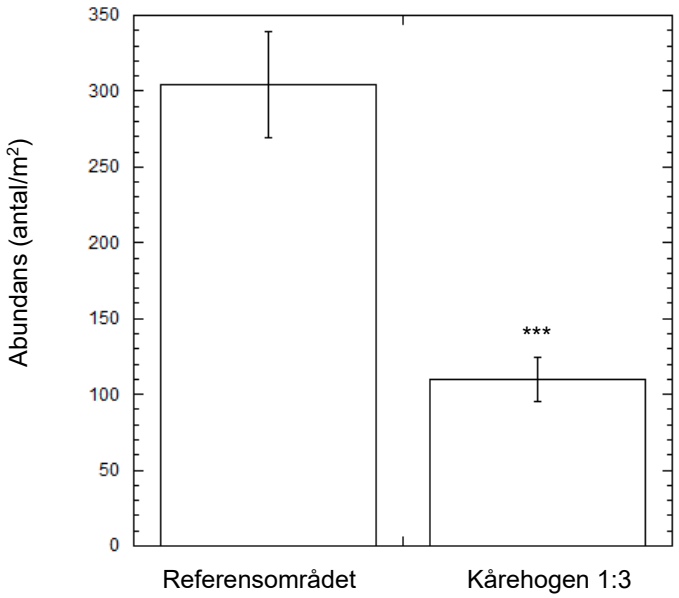
Kvävmineraliseringen mättes som nitratbildningshastighet och kolmineraliseringen som substratinducerad respiration (SIR). Mineralisteringstesterna gjordes på samma jordprover som ekotoxtesterna och jämfördes på samma sätt med en laboratoriekontrolljord (Avsnitt 4.2.2).

Nitratbildningshastigheten var statistiskt signifikant högre ($p<0,001$-$0,01$) i jord från Referensområdet jämfört med kontrolljorden (standardjorden). Detsamma gäller jord från undersökningspunkterna GA074 ($p<0,05$) och GA077 ($p<0,001$) från Kårehogen 1:3. Uppmätta halter av summa DDT i dessa provpunkter var vare sig lägst eller högst (Avsnitt 5.1.1). Jord från övriga undersökningspunkter inom Kårehogen 1:3 var inte statistiskt signifikant lägre eller högre ($\alpha = 0,05$) jämfört med kontrolljorden.

Kolmineraliseringen, mätt som SIR (mg O_2/kg jord), var statistiskt signifikant högre i jord från REF6 ($p<0,001$) och 7 ($p<0,01$) från Referensområdet samt från GA068 ($p<0,05$) och 69 ($p<0,01$) från Kårehogen 1:3 jämfört med kontrolljorden (standardjorden). Uppmätta halter av summa DDT i dessa provpunkter var bland de högst uppmätta, men samtidigt var även SIR högre i provpunkter inom Referensområdet där halterna av summa DDT var lägre än rapporteringsgränsen (Avsnitt 5.1.1). Jord från övriga undersökningspunkter inom Referensområdet och Kårehogen 1:3 var inte statistiskt signifikant lägre eller högre ($\alpha = 0,05$) jämfört med kontrolljorden.

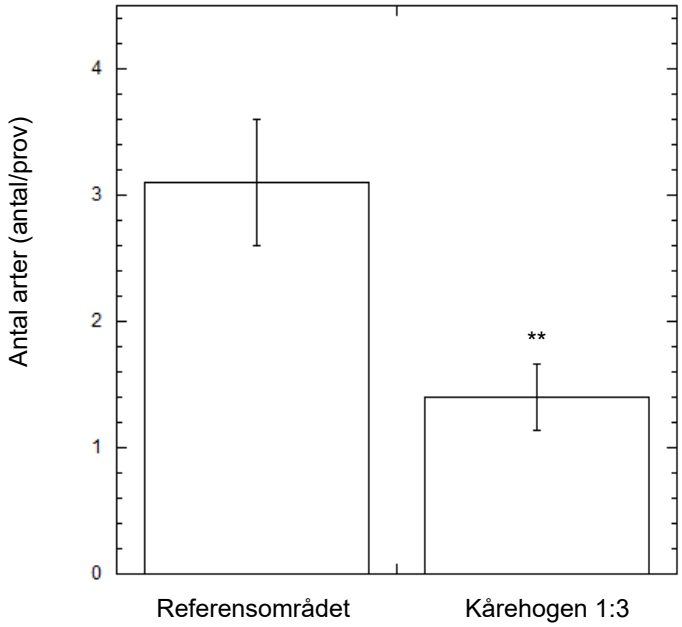
5.1.3.2 Daggmaskar

Abundansen av daggmaskar i Kårehogen 1:3 var i medeltal lägre än i Referensområdet (110 st./m^2 jmf. med 304 st./m^2; Figur 8).



Figur 8: Abundansen (medelvärde, n=10) av daggmaskar i Referensområdet respektive Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. Stjärnor anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,001) jämfört med Referensområdet.**

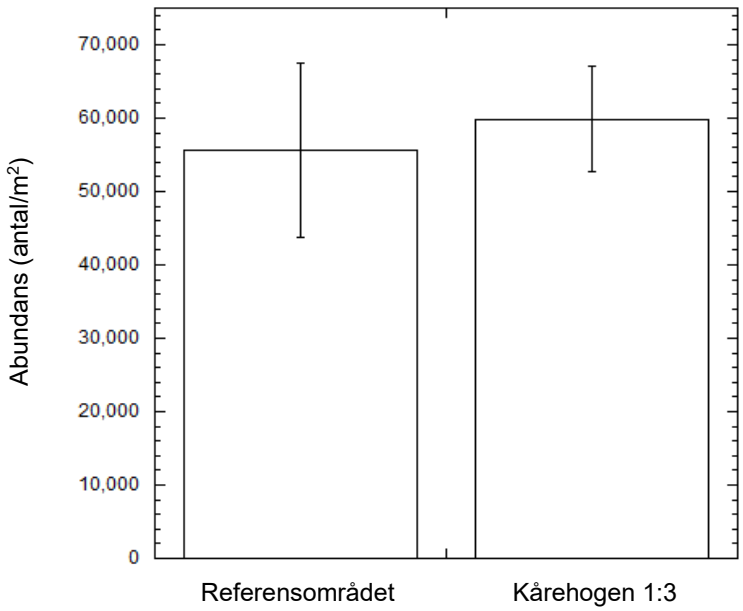
Artantalet inom Kårehogen 1:3 varierade mellan 1 och 3 st./prov och inom Referensområdet varierade det mellan 2 och 5 st./prov, dvs. artantalet var något lägre inom Kårehogen 1:3 (Figur 9).



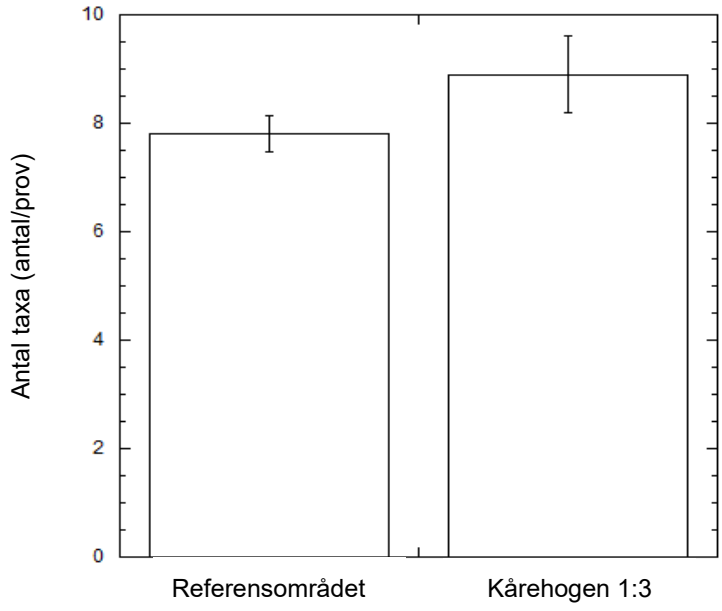
Figur 9: Antalet arter per prov (medelvärde, n=10) inom Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. Stjärnor anger en statistiskt signifikant skillnad (p<0,01) jämfört med Referensområdet.**

5.1.3.3 Hoppstjärtar

Abundansen och artantalet hoppstjärtar i Kårehogen 1:3 var ungefär desamma som i Referensområdet (Figur 10 och Figur 11).



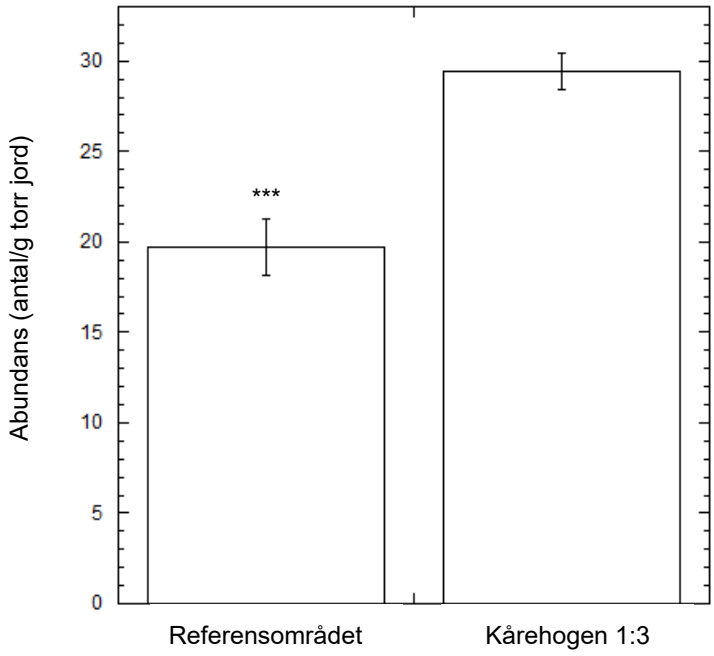
Figur 10: Abundansen (medelvärde, n=10) av hoppstjärtar i Referensområdet respektive Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE.



Figur 11: Antalet arter per prov (medelvärde, n=10) inom Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE.

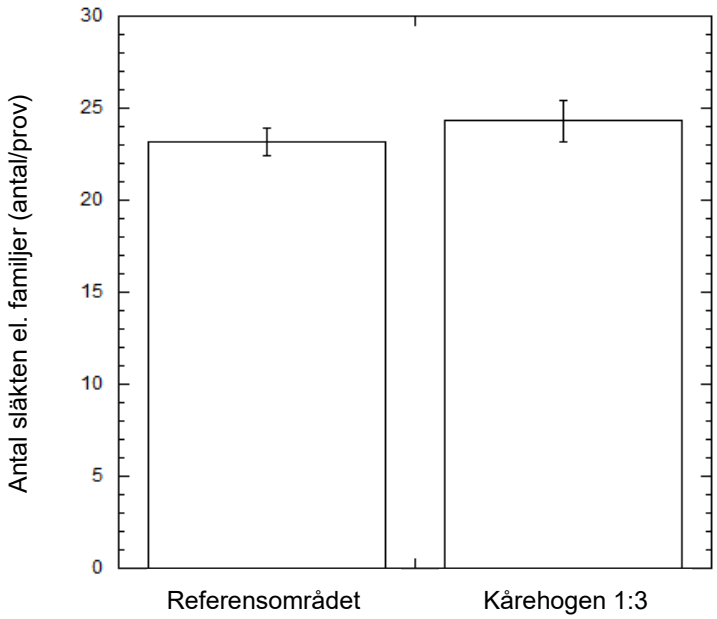
5.1.3.4 Nematoder

Abundansen av nematoder i Kårehogen 1:3 var i medeltal högre än i Referensområdet (29 st./g torr jord jmf. med 20 st./g torr jord; Figur 12). Abundansen bedömdes av SLU generellt vara låg och troligen bero på den mycket torra sommaren samt att proverna togs relativt sent på säsongen (Bilaga D i Golder 2019).



Figur 12: Abundansen (medelvärde, n=10) av nematoder i Referensområdet respektive Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. Stjärnor anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,001) jämfört med Kårehogen 1:3.**

Antalet släkten/familjer i Kårehogen 1:3 var däremot i nivå med det i Referensområdet liksom Maturity index (2,5 jmf. med 2,4). Enligt SLU är MI i överensstämmelse med andra undersökningar i andra gräsmarker (Bilaga D i Golder 2019).



Figur 13: Antalet släkten/familjer per prov (medelvärde, n=10) inom Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE.

5.2 Statistisk utvärdering

I Tabell 11 och Tabell 12 nedan presenteras resultaten av de statistiska analyserna av resultaten från ekotox-testerna respektive de ekologiska undersökningarna. För mer information om resultaten, se BILAGA A. En statistiskt signifikant skillnad mellan resultaten från Kårehogen 1:3 jämfört med Referensområdet ansattes föreligga om p<0,05. När det gäller artsammansättningen så ansattes en statistisk signifikant skillnad föreligga om R>0,6. Resultat som skiljer sig statistiskt är markerade med grått och/eller fet stil.

Tabell 11: Resultat av de statistiska testerna (ANOVA) på resultaten från de ekotoxikologiska testerna.

Variabler	p-värde
Daggmask	
Tillväxt	0,32
Reproduktion	0,62
Hoppstjärtar	
Mortalitet	0,48
Reproduktion	0,19

Av Tabell 11 framgår följande:

- Tillväxten för daggmaskar och antalet juveniler var inte signifikant lägre eller högre i jord från Kårehogen 1:3 jämfört med jord från Referensområdet.
- Mortaliteten för hoppstjärtar och reproduktionen (antalet juveniler) var inte signifikant lägre eller högre i jord från Kårehogen 1:3 jämfört med jord från Referensområdet.

Tabell 12: Resultat av de statistiska testerna (ANOVA alt. ANOSIM) på resultaten från de ekologiska testerna. Resultat som skiljer sig statistiskt (p<0,05 och R>0,6) är markerade med fet stil, om R>0,6 även med grått.

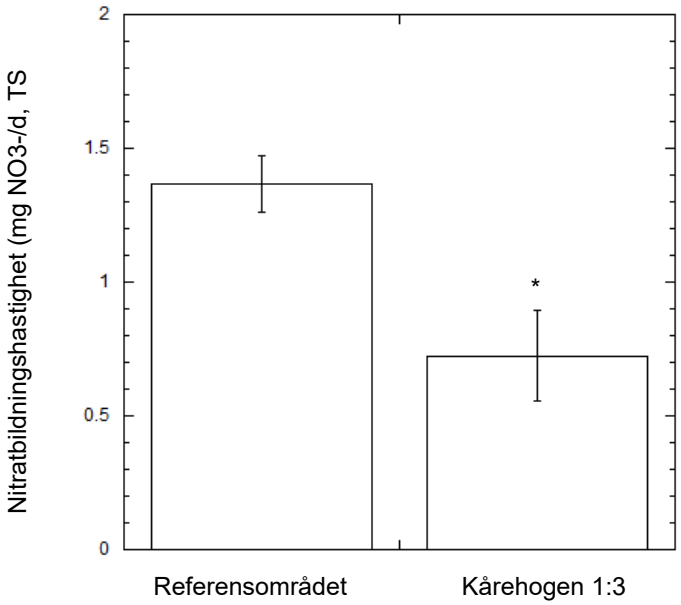
Variabler	p-värde	R-värde
Kvävemineralisering	**0,012**	EA
Kolmineralisering	0,50	EA
Daggmask		
Abundans	**<0,001**	EA
Artantal	**0,002**	EA
Artsammansättning	**0,001**	0,41
Hoppstjärt		
Abundans	0,43	EA
Artantal	0,17	EA
Artsammansättning	**0,001**	**0,73**
Nematoder		
Abundans	**<0,001**	EA
Artantal	0,43	EA
Artsammansättning	**0,001**	0,45
Maturity index	0,10	EA

EA=ej applicerbart

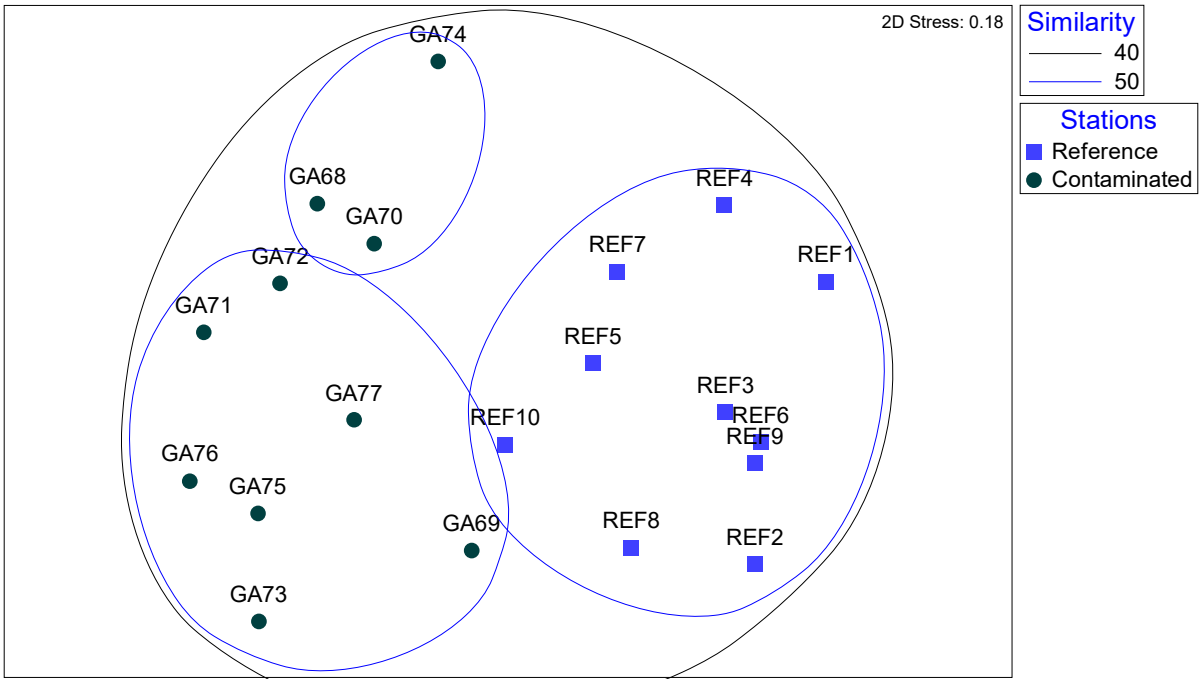
Av Tabell 12 framgår följande:

- Kvävemineraliseringen (nitratbildningshastigheten) i jord från Kårehogen 1:3 är signifikant lägre än i jord från Referensområdet (se även Figur 14) medan kolmineraliseringshastigheten (SIR) inte skiljer sig signifikant.
- R-statistiken på artsammansättningsdata är signifikant (p<0,05) för samtliga tre organismgrupper.

- Abundansen och artantalet av daggmaskar i jord från Kårehogen 1:3 är signifikant lägre än i jord från Referensområdet (se även Figur 8 och Figur 9), men artsammansättningen skiljer sig inte signifikant.
- Artsammansättningen av hoppstjärtar i jord från Kårehogen 1:3 skiljer sig signifikant från den i jord från Referensområdet. Artsammansättningen i undersökningspunkterna GA68, 70 och 74 skiljer sig dock från övriga undersökningspunkter i Kårehogen 1:3 (Figur 15). Artsammansättningen i Kårehogen 1:3 och Referensområdet var dock till 40 % lika och abundansen och artantalet skiljer sig inte signifikant (Tabell 12).
- Abundansen av nematoder i jord från Kårehogen 1:3 är signifikant högre än i jord från Referensområdet (se även Figur 12). Artantal och artsammansättning skiljer sig inte signifikant.



Figur 14: Nitratbildningshastigheten i Referensområdet och Kårehogen 1:3. Felstaplar=±SE. En stjärna anger en statistiskt signifikant skillnad (* p<0,05) jämfört med Referensområdet.



Figur 15: Plot av dimension 1 (x-axeln) och dimension 2 (y-axeln) från non-parametric multidimensional scaling (MDS)-analysen på artsammansättningen av hoppstjärtar i undersökningspunkter från Kårehogen 1:3 (svarta punkter) och Referensområdet (blå fyrkanter). Svart linje motsvarar en 40%-ig similaritet och blå linje en 50%-ig similaritet.

5.3 Riskbedömning (Utvärdering TRIAD-metoden)

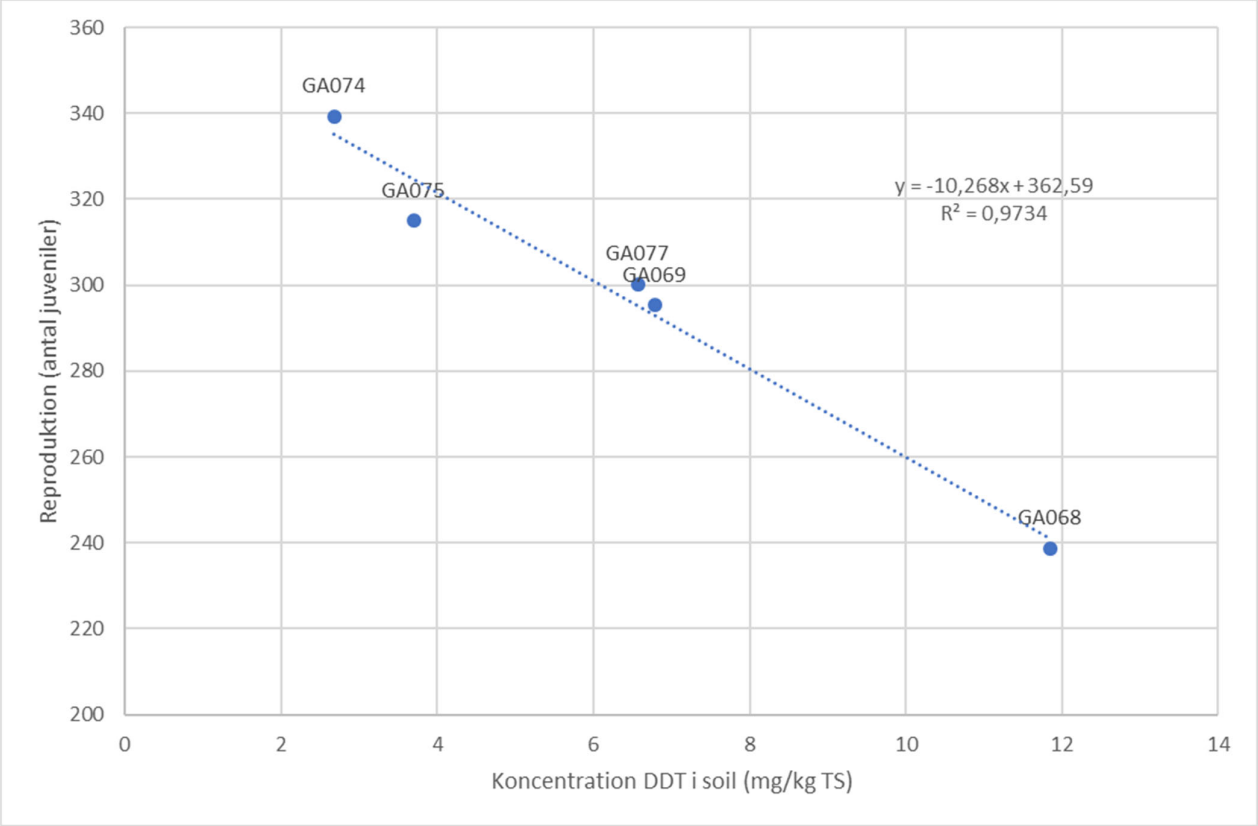
Nedan redovisas resultaten av orsak-verkananalysen respektive riskindexanalysen. För- och nackdelar med de olika metoderna diskuteras i Kapitel 8.0.

5.3.1 Orsak-verkananalys

I Tabell 13 nedan presenteras resultaten av orsak-verkananalysen för de olika bevislinjerna. En bedömning enligt matrisen som presenteras i Avsnitt 4.4.1 har gjorts för varje bevislinje. Samtliga dessa bedömningar presenteras i BILAGA B.

Av tabellen framgår följande:

- Inga signifikanta effekter på näringsomsättningen, hoppstjärt- eller nematodsamhället som kan kopplas till uppmätta DDT-halter i Kårehogen 1:3.
- Endast avseende daggmaskars reproduktion kunde ett starkt koncentrations-effektsamband ses (Figur 16), men reproduktionen var inte statistiskt signifikant lägre i Kårehogen 1:3 jämfört med i Referens-området.
- Abundansen och antalet arter av daggmask var visserligen signifikant lägre i Kårehogen 1:3 jämfört med i Referensområdet, men inte artsammansättningen.



Figur 16: DDT i jord inom Kårehogen 1:3 vs effekter på daggmaskars reproduktion.

Tabell 13: Resultat orsak-verkananalys. För betydelsen av +, 0 och -, se Tabell 5.

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samföre-komst	Analogi	Specificitet	Sammanfattande bedömning
Närings-omsättning	Ekologi	Kväveminera-lisering	-	0	EA	EA	• Inga effekter på kolmineraliseringen • Osäkert om effekter på kvävemineraliseringen. Signifikant lägre nitratbildningshastigheten vid Kårehogen 1:3 jmf. m. Ref, men bara en statistiskt lägre hastighet jmf. m. labkontrolljorden i den provpkt. med lägst konc. summa DDT.
		Kolminera-lisering	-	--	EA	EA	
Daggmask	Kemi[j]	DDT i maskar	0	EA	EA	EA	• DDT i mask (BSAF=1,5*), men reflekterar både konc. i tarm och vävnader • Mortalitet endast uppmätt i 1 provpkt. och inte i den med högst konc. summa DDT. • Inga effekter på tillväxten • Koncentrations-effektgradient i förväntad riktning m.a.p. reproduktionen, men ingen statistiskt lägre reproduktion i Kårehogen 1:3 jmf. m. Ref. Effekter observeras inte vid uppmätta halter av summa DDT inom Kårehogen 1:3. • Lägre abundans och artantal, men liknande artsammansättning i Kårehogen 1:3 jmf. m. Ref. Effekter har inte observerats vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3 och DDT är inte den enda möjliga orsaken till observerade effekter
	Ekotoxikologi	Mortalitet	-	0	EA	EA	
		Tillväxt	-	--	EA	EA	
		Reproduktion	+	--	-	0	
	Ekologi	Abundans	-	++	-	0	
		Artantal	0	++	-	0	
		Artsamman-sättning	EA	--	EA	EA	
Hoppstjärt	Ekotoxikologi	Mortalitet	-	--	EA	EA	• Ingen ökad dödlighet och inga effekter på reproduktionen • Ungefär samma abundans och artantal, men artsammansättningen i Kårehogen 1:3 skiljer sig signifikant från Ref. Effekter förväntas inte vid de uppmätta DDT-konc. DDT är inte den enda möjliga orsaken till observerade effekter
		Reproduktion	-	--	EA	EA	
	Ekologi	Abundans	-	--	EA	EA	
		Artantal	-	--	EA	EA	
		Artsamman-sättning	EA	++	-	0	
Nematoder	Ekologi	Abundans	0	--	EA	EA	• Ungefär samma abundans, antal taxa och sammansättning av taxa i Kårehogen 1:3 som i Ref
		Antal taxa	-	--	EA	EA	
		Sammansättning av taxa	EA	--	EA	EA	

EA=Ej applicerbart alt. Ej bedömt

* Biota-to-soil accumulation factor. Medelvärde av beräknade BSAF per prov.

5.3.2 Riskindexberäkning

I Tabell 14 nedan presenteras de beräknade riskindexen för respektive bevislinje. I Tabell 15 presenteras de sammanvägda riskindexen för bevislinjerna kemi, ekotoxikologi och ekologi samt det beräknade riskindexet för TRIADen, med och utan viktning av de olika bevislinjerna (Avsnitt 4.4.2.4). Beräkningarna av riskindex presenteras i BILAGA C.

Tabell 14: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna.

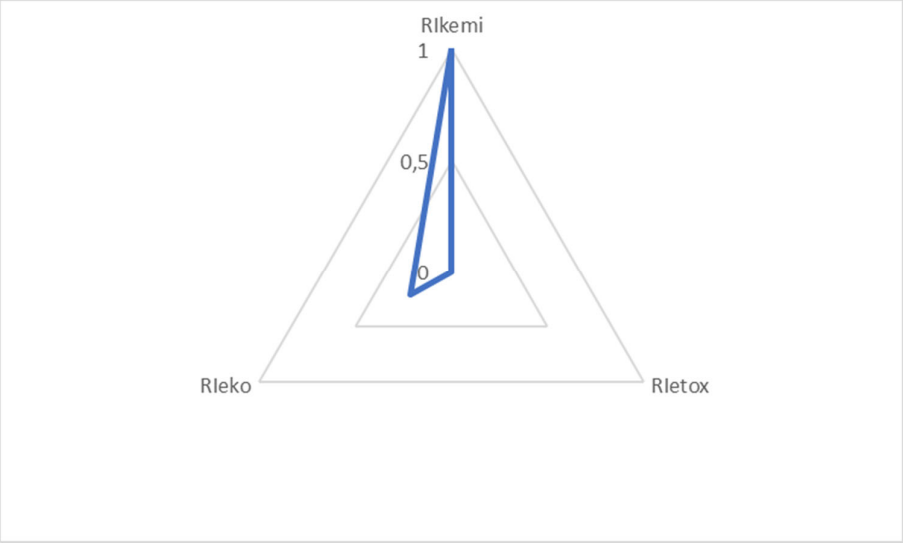
Bevislinjer			RI	
Kemi		Totalkoncentration	1	1
Ekotoxikologi	Daggmask	Mortalitet	0	0
		Tillväxt	0	
		Reproduktion	0	
	Hoppstjärt	Mortalitet	0	0
		Reproduktion	0	
Ekologi	Näringsomsättning	Kväveminera-lisering	0,6	0,3
		Kolmineralisering	0	
	Daggmask	Abundans	0,8	0,4
		Artantal	0,5	
		Artsamman-sättning	0	
	Hoppstjärt	Abundans	0	0,1
		Artantal	0	
		Artsamman-sättning	0,4	
	Nematoder	Abundans	0	0
		Artantal	0	
		Maturity index	0	
		Artsamman-sättning	0	

Tabell 15: Sammanvägda riskindex (RI) för de olika bevislinjerna samt RI för TRIADen samt beräknad standardavvikelse (SD) och deviationsfaktor (D).

Bevislinjer	RI
RI_{kemi}	1
RI_{etox}	0
RI_{eko}	0,2
RI_{TRIAD}, utan viktning	**0,4**
RI_{TRIAD}, med viktning	**0,3**
SD	0,5
D	**0,9**

Av tabellerna framgår följande:

- RI för TRIADen är lägre än 0,5, dvs. risken bedöms vara acceptabel. Detta gäller både med och utan viktning av RI för de olika bevislinjerna.
- Styrande för RI för ekologilinjen är RI för daggmask och näringsomsättning.
- Deviationsfaktorn (D) är högre än 0,4, vilket indikerar ett behov av kompletterande undersökningar (Avsnitt 3.2 och 4.4.2). Styrande för D är RI för kemilinjen, medan RI för ekotox- och ekologilinjen pekar i samma riktning (Figur 17).



Figur 17: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna kemi, ekotoxikologi (etox) och ekologi (eko).

6.0 OSÄKERHETER

De flesta riskbedömningar är behäftade med någon grad av osäkerhet. Ett syfte med att göra fördjupade riskbedömningar såsom den aktuella riskbedömningen är just att minska osäkerheten. I den aktuella riskbedömningen har därför fördjupade undersökningar gjorts, istället för att enbart basera bedömningen på uppmätta totalhalter i jord och jämföra med ett generellt riktvärde, vilket är ett förenklat tillvägagångssätt. För att ytterligare minska osäkerheten har också riskbedömningen baserats på flera bevislinjer med syfte att undersöka orsakssamband, vilket också är ett angreppssätt som nämns i Naturvårdsverkets vägledning (NV 2009) som ett sätt att minska osäkerheterna. Även om angreppssättet i sig minskar osäkerheterna så återstår det dock vissa osäkerheter. De osäkerheter som identifierats rör följande:

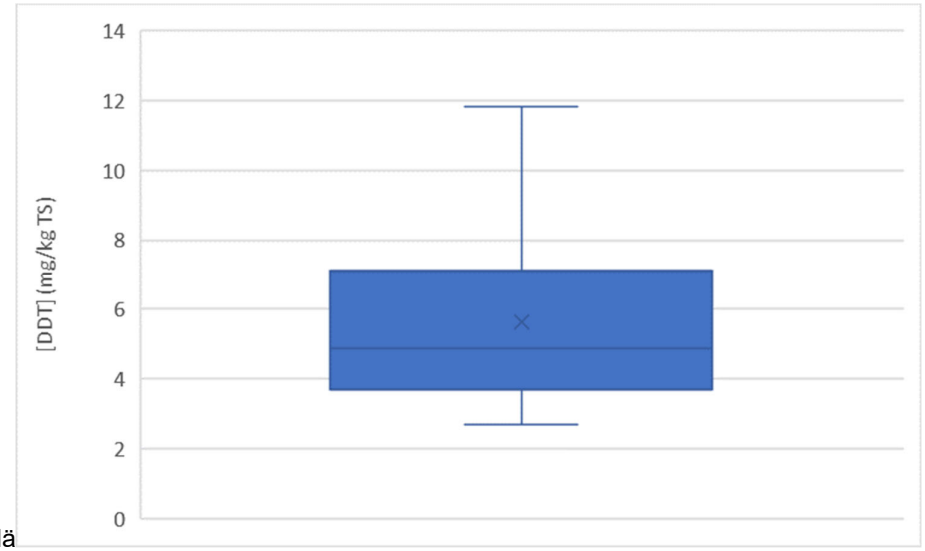
- Undersökningsområdenas representativitet
- Val av undersökningsparametrar
- Antalet replikat
- Resultatens tillförlitlighet

Osäkerheterna diskuteras nedan i ovanstående ordning.

6.1 Undersökningsområdenas representativitet

Området inom vilket den f.d. plantskolan låg är betydligt större än den del som ingått i undersökningen (se Figur 1). Endast den del som ligger inom fastigheten Kårehogen 1:3 och som har åkerkaraktär har ingått i riskbedömningen. En anledning till att välja denna del var att halterna inom området skulle vara relativt homogena och att resultaten skulle kunna jämföras med ett lämpligt referensområde. Det område som bedömdes vara lämpligt som referensområde har också åkerkaraktär.

De uppmätta halterna av DDT inom den undersökta delen av Kårehogen 1:3 varierar mellan ca 3 och 12 mg/kg TS med en medelhalt om ca 5,5 mg/kg TS. Av Figur 18 framgår att DDT är relativt jämnt fördelat över området då medelhalten ligger relativt nära medianhalten. Således bör replikaten från området vara representativa för området vad gäller effekter av DDT-föroreningen. Resultaten av riskbedömningen bör därför även vara representativa vad gäller effekter av DDT inom andra områden med motsvarande föroreningsspann och medelhalt. Detta dock förutsatt att markförhållandena är likartade såsom det sannolikt är i den sydöstra delen av undersökningsområdet (Figur 2). Därmed är det inte säkert att resultaten direkt kan extrapoleras till skogsområdet och det lågförorenade delområdet nordväst samt det mer förorenade delområdet sydväst om undersökningsområdet.

lä 

Figur 18: Låddiagram av uppmätta DDT-koncentrationer i jord i undersökningsområdet inom Kårehogen 1:3. Horisontella linjer anger 25-, 50- respektive 75-percentilen och vertikala linjer uppmätta min- och maxhalter. X=medelhalten.

Inom undersökningsområdet Kårehogen 1:3 förekommer även andra föroreningar. En analys av andra klorerade och polära bekämpningsmedel samt metaller har gjorts i en provpunkt inom området (Golder 2019b). I denna punkt uppmättes lindan i relativt låga halter (0,0013 mg/kg TS, under nyttjade jämförvärden). Punkten ligger relativt nära provpunkten med högst uppmätta halter (GA068, se Figur 4 och Tabell 9). Lindan är precis som DDT ett klorerat bekämpningsmedel och en insekticid. Då halten av lindan var relativt låg i förhållande till halten DDT (5,5 mg/kg TS) så borde den inte ha någon beaktansvärd påverkan på resultaten. Enligt Sweco (2013) så har även aldrin, AMPA, dikofol och kvintozen påträffats i ett fåtal provpunkter, dock inte i närheten av de undersökningspunkter som ingick i den aktuella undersökningen. Alla utom AMPA (herbicid) är insekticider och uppmättes generellt i låga halter (<0,01 mg/kg TS). Endast dikofol uppmättes i motsvarande halt som DDT, men i en punkt inom det högförorenade området (Figur 2) som inte ingått i aktuell undersökning.

Referensområdet undersöktes översiktligt innan TRIAD-undersökningarna. Området bedömdes baserat på den översiktliga undersökningen vara tillräckligt likt undersökningsområdet inom Kårehogen 1:3 för att området skulle kunna användas som referensområde. Vissa skillnader förekommer dock. Referensområdet är något frodigare och har något högre diversitet av gräs och blomväxter. För att undvika för stora skillnader i grästäckning justerades därför läget av en del provpunkter i fält (Golder 2019a). Det förekom också mer mossa, men även myror inom vissa ytor inom Kårehogen 1:3. Mossa och myror kan enligt SLU (Taylor muntlig komm.) ha en negativ effekt på abundansen av daggmaskar. Abundansen är också statistiskt signifikant lägre inom Kårehogen 1:3 jämfört med Referensområdet. Relativt mycket mossa förekom i GA068 och 69 och i GA069 samt 73 förekom myror (Bilaga B i Golder 2019a). Det är också i dessa undersökningspunkter som abundansen är lägst (Bilaga D i Golder 2019a). En relativt låg abundans förekom även i GA073, som hade ett kompaktare rotsystem än övriga undersökningspunkter (Bilaga B i Golder 2019a). Konduktiviteten och sulfathalten var också generellt högre inom Referensområdet jämfört med Kårehogen 1:3, medan alkaliniteten var generellt lägre (Golder 2018). Alkaliniteten varierade dock en hel del inom Referensområdet. Hur den varierar inom Kårehogen 1:3 är dock okänt då alkalinitet endast mätts på ett samlingsprov. Även jordartssammansättningen varierade inom Referensområdet och den skiljde sig också något (mer mellansand) från den i Kårehogen 1:3, även om den generella sammansättningen var relativt lika. Den undersökningspunkt i vilken jordartssammansättningen framförallt skiljde sig från övriga var REF2. Abundansen av daggmaskar var också lägre i

denna, men inte vad gäller övriga undersökningsparametrar. Vidare visade sig nitrathalten vara ca tre gånger högre i Kårehogen 1:3 jämfört med Referensområdet, men totalkvävehalten liksom halten totalfosfor var ungefär desamma (Golder 2019). Nitratbildningshastigheten var dock signifikant högre i Referensområdet jämfört med Kårehogen 1:3, men även jämfört med kontrolljorden som hade en signifikant högre nitrathalt än både Referensområdet och Kårehogen 1:3. Det indikerar att det inte är nitrathalten som är orsaken.

Sammanfattningsvis finns det vissa skillnader i kemisk-fysikaliska förhållanden mellan Referensområdet och Kårehogen 1:3 som kan ha haft en inverkan på resultaten. Framförallt verkar dock dessa faktorer generellt haft en påverkan på daggmaskar och främst då i Kårehogen 1:3. Risken verkar således främst vara att effekten av DDT överskattas för daggmask snarare än underskattas.

6.2 Val av undersökningsparametrar

Endast en mycket begränsad del av markekosystemet har undersökts och det kan inte uteslutas att andra delar av ekosystemet är påverkat av DDT. Det är dock svårt att undersöka alla delar av markekosystemet. De undersökta djurgrupperna förekommer i olika mikrohabitat i marken och har olika födostrategier samt är vanligt förekommande och artrika. De bedöms därför vara bra representanter för olika delar av markekosystemet och effekter på deras abundans och artsammansättning bör därför också teoretiskt lättare kunna detekteras än för mindre vanliga och mindre artrika djurgrupper.

Effekter på markfloran har inte ingått alls som en underökningsparameter, men DDT är en insekticid och den primära påverkan förväntas därför endast på djur, och då framförallt insekter såsom hoppstjärtar.

Indirekta effekter på markfloran (egentligen primärproduktionen) har undersökts i form av effekter på mineraliseringen av kol och kväve. Dessa processer är viktiga för markens funktion och därmed ett sorts övergripande mått på ”hela” markekosystemet. Negativa effekter på kol- och kvävemineraliseringen kan i sin tur ha negativa effekter på primärproduktionen.

Det kan inte heller uteslutas att DDT har effekter på andra parametrar än den undersökta effektparametern reproduktion. DDT har effekter på nervsystemet då DDT påverkar natriumkanalerna[10]. Reproduktion bedöms vara en relevant parameter att undersöka då effekter på reproduktionen t.ex. kan medföra ett minskat individantal och därmed påverka hoppstjärtsamhällets struktur. Om nervsystemet är påverkat på tillräckligt många individer bör det även ge genomslag på reproduktionen.

Det går inte att med säkerhet säga om uppmätta halter i daggmask reflekterar halter i mask och/eller halter i jord då tarmen inte avlägsnades eller tilläts tömmas innan analysen av DDT i daggmask gjordes. Medelhalten i daggmask på torrviktsbasis är i nivå med den i jord (7,7 jmf. med 5,5 mg/kg TS; Avsnitt 5.1.1). Å andra sidan är BSAF (”biota to soil accumulation factor” = 0,4 kg VS mask/kg TS jord), vilket är i nivå med vad som uppmätts i litteraturen (Rundegren 2019). Parametern upptag i mask har en större relevans än halt i jord, då den närmare reflekterar den verkliga exponeringen. Anledningen till att tarmen inte avlägsnades eller tömdes var för att uppmätta halter i hela maskar inklusive tarmen skall ingå i riskbedömningen av vilda djur.

6.3 Antalet replikat

Antalet replikat kan vara för få för att signifikanta skillnader ska kunna upptäckas. Detta gäller framförallt de ekologiska undersökningarna, där skillnader i t.ex. kemisk-fysikaliska förhållanden mellan undersökningspunkterna kan maskera eventuella effekter av DDT. Samtidigt kunde signifikanta skillnader detekteras i

[10] https://www.irac-online.org/modes-of-action/

samtliga undersökta ekologiska parametrar (näringsomsättning, abundans, artantal och artsammansättning), om än inte för samma djurgrupp. Det indikerar att antalet replikat ändå är tillräckligt för att detektera signifikanta skillnader.

6.4 Resultatens tillförlitlighet

Den beräknade deviationsfaktorn (D) för riskindexet för TRIADen indikerar ett behov av kompletterande undersökningar. Styrande för D är riskindex (RI) för kemilinjen. Den i sin tur baseras på en riskkvot av uppmätta halter i jord med Naturvårdsverkets riktvärde (RV) för känslig markanvändning. Underlaget som RV baseras på är dock bristfälligt (NV 2016). Värdet baseras på ett akuttoxvärde för en syrsaart (*Gryllus pennsylvanicus)* utifrån vilket RIVM sedan räknat fram ett riktvärde (med en modifierad EPA metod eller i enlighet med EU/TGD) som ska ge ett 95-procentigt skydd (”Maximum Permissible Concentration”) alternativt använt sig av en säkerhetsfaktor om 10 (för riktvärdet för ”Serious Risk Concentration”). NV:s RV för känslig markanvändning utgör det geometriska medelvärdet av dessa två värden. I USA har man valt att inte ta fram något RV p.g.a. bristande underlag och i Kanada är RV för direkta effekter på marklevande djur och växter 12 mg/kg TS och riktvärdet för primärkonsumenter 1,5 mg/kg TS, dvs. betydligt högre än NV:s RV på 0,1 mg/kg TS. Således baseras NV:s RV på ett mycket begränsat underlag, varför NV:s RV också bedöms som mycket osäkert. Tillförlitligheten i RI för kemilinjen bedöms därför vara relativt låg, och därmed kan det ifrågasättas om det finns ett behov av kompletterande undersökningar, särskilt då RI för ekotox- och ekologilinjen pekar i samma riktning (Figur 17). Det som styrker att RI för TRIADen är tillförlitligt är att resultaten i orsakverkananalysen (Avsnitt 5.3.1) pekar i samma riktning som beräknat RI för TRIADen.

Resultaten avseende upptag i daggmask bedöms inte vara tillförlitliga avseende vad som tas upp i själva vävnaden. Detta har dock diskuterats i avsnittet ovan.

Resultaten avseende koncentrations-effektsamband (evidens Biologisk gradient) bedöms ha en lägre tillförlitlighet jämfört med t.ex. statistiska skillnader mellan undersökningsområdena (evidens Samförekomst). Detta då ingen tillräckligt bred koncentrations-effektgradient ingått i undersökningen. För anledningen till detta, se Avsnitt 4.4.1. För att inte tillskriva resultaten för stort värde viktades resultaten lägre än t.ex. statistiska skillnader mellan undersökningsområdena.

Ett starkt koncentrations-effektsamband föreligger dock avseende effekter på daggmaskars reproduktion (Figur 16), men reproduktionen var inte statistiskt signifikant lägre i Kårehogen 1:3 jämfört med i Referensområdet. Det kan teoretiskt finnas ett samband mellan ökad halt DDT och ökade effekter på reproduktionen. Att ingen statistiskt signifikant skillnad detekteras mellan undersökningsområdena beror sannolikt på att reproduktionen i en undersökningspunkt inom Referensområdet också var signifikant lägre än testets kontrollprov. Det i sin tur bör ha naturliga orsaker. Antalet juveniler var ungefär detsamma i referenspunkten som i GA068, som också skiljde sig signifikant från testkontrollen. Således kan det finnas naturliga orsaker till den lägre reproduktionen även i GA068. Ett större koncentrations-effektsamband bör förväntas i tester på hoppstjärtar då DDT är en insekticid. Inga sådana signifikanta samband kunde detekteras. Inga signifikanta samband kunde heller detekteras för övriga undersökningsparametrar för daggmask. Sammantaget indikerar därför resultaten att DDT-halterna inom Kårehogen 1:3 inte har någon signifikant negativ effekt på daggmaskar.

7.0 SAMMANFATTANDE RISKBEDÖMNING

Sammanfattningsvis bedöms risken för negativa effekter av uppmätta halter summa DDT (summa DDT, DDE och DDD; i medeltal ca 6 mg/kg) på markekosystemets funktion inom del av Kårehogen 1:3 vara obetydlig och därmed acceptabel.

Kolmineraliseringen är inte signfikant lägre eller högre i det DDT-förorenade området jämfört med Referensområdet (Avsnitt 5.3.1). Nitratbildningshastigheten är visserligen signfikant lägre i det DDT-förorenade området, men inget tydligt koncentrations-effektsamband föreligger och de undersökningspunkter som skiljer sig statistiskt från testkontrollen (GA074 och 77) är inte de provpunkter med högst DDT-halter, utan bl.a. den med lägst (Avsnitt 5.1.1). Således bedöms den lägre nitratbildningshastigheten vara orsakad av annat än DDT. Risken för negativa effekter av uppmätta halter DDT på dessa två viktiga markprocesser bedöms därför inte vara beaktansvärd och därmed acceptabel.

Inga signfikanta negativa effekter på nematodsamhället detekterades. Vare sig antalet individer, antalet släkten/familjer eller sammansättningen av släkten/familjer skiljde sig signifikant från Referensområdet. Artsammansättningen av hoppstjärtar skiljer sig visserligen signfikant från Referensområdet, men den är ändå till 40 % lik den i Referensområdet (BILAGA A). Inga signifikanta skillnader mellan Kårehogen 1:3 och Referensområdet kunde heller detekteras vad gäller antal hoppstjärtar eller artantalet. Dödligheten var inte signifikant högre och reproduktionen var inte signifikant negativt påverkad i Kårehogen 1:3 jämfört med Referensområdet. Endast för jord från undersökningspunkten GA075 förekom en signfikant högre dödlighet och lägre reproduktion jämfört med laboratoriekontrolljorden. Även i GA069 var reproduktionen signifikant lägre. Inga koncentrations-effektsamband finns dock. Sammantaget tyder det på att de relativt små skillnaderna i artsammansättning är orsakade av något annat än DDT. Även när det gäller daggmaskar så indikerar resultaten att DDT-halterna inom Kårehogen 1:3 inte har någon signifikant negativ effekt på daggmaskar (se diskussion i Avsnitt 6.4). Sammantaget bedöms därför risken för negativa effekter av uppmätta halter DDT på dessa tre djurgrupper inte vara beaktansvärd och därmed acceptabel.

Beräknade riskindex för bevislinjerna ekotoxikologi och ekologi är relativt låga (Avsnitt 5.3.1), dvs. indikerar låg risk, och pekar alltså i samma riktning som resultaten från orsak-verkananalysen.

8.0 DISKUSSION TRIAD-METODEN

TRIAD-metoden bedöms generellt vara en bra metod för att platsspecifikt utvärdera risken för markekosystemet. Detta då metoden nyttjar flera bevislinjer och inte bara en, såsom jämförelse av uppmätta halter med ett generellt eller platsspecifikt riktvärde alternativt enbart skillnader i artsammansättning. Om utvärderingen enbart gjorts enligt kemilinjen hade bedömningen landat på en oacceptabel risk. En utvärdering som enbart inkluderar ekologi riskerar att missa eventuella risker p.g.a. stor naturlig variation. Genom att inkludera bevislinjen ekotoxikologi så förbättras orsak-verkananalysen, och kopplingen mellan exponering och effekt stärks. Utvärderingen av TRIADen i sig följer också en systematik som har fördelen av att den utgår från samma bedömningskriterier och att den därigenom blir transparent. Nackdelen med metodiken är att den kan vara tidskrävande att utvärdera och relativt dyr då den omfattar relativt många undersökningar. Visserligen kan metodiken även användas för färre bevislinjer, men fördelen med fler bevislinjer är att det är just antalet bevislinjer som ökar bevisningen. Om färre bevislinjer används så är det viktigt att välja rätt bevislinjer. Det bör också finnas en koppling mellan de olika bevislinjerna, t.ex. att alla görs på daggmask. Man bör då också känna till giftverkan av de aktuella föroreningarna så att inte fel/missvisande bevislinje används. Till exempel när det gäller DDT så har DDT framförallt effekter på insekter, varför undersökningarna bör fokusera på denna djurgrupp. Men även relativt få bevislinjer medför mer utvärdering och högre kostnader än om enbart platsspecifika riktvärden för jord används. Det gör att metodiken framförallt bedöms vara aktuell om behov av en platsspecifik bedömning finns. Det kan dock diskuteras om det är nödvändigt att göra steg 1 i TRIADen enligt ISO-standarden, då dessa undersökningar (t.ex. olika toxicitetstester och växtinventering) också bedöms medföra relativt stora utredningskostnader. Det bedöms istället vara bättre att utforma metodiken så platsspecifikt som möjligt och att använda lämpliga undersökningsparametrar.

Att studera metodens lämplighet utgående från DDT som förorening bedöms dock vara mindre lämpligt. Detta då DDT:s effekter framförallt har dokumenterats för fåglar och studier på markekosystemets funktion är starkt begränsade. För att studera metodens lämplighet hade det varit bättre att utgå från en förorening med kända negativa effekter vid uppmätta halter i miljön. De få studier som erhållits på DDT:s effekter på markmiljön indikerade att DDT inte har några negativa effekter vid uppmätta halter i Kårehogen 1:3. Att det finns relativt få studier på DDT:s effekter på markekosystemet var dock en av anledningarna till att valda undersökningar ändå gjordes. Vidare bör en utvärdering av metodiken helst inbegripa en koncentrationsgradient så att koncentrations-effektsamband kan studeras, vilket bedöms vara en viktig bevislinje. I aktuell studie var detta dock inte en del av frågeställningen, utan det var i det aktuella fallet viktigare att belägga skillnader mellan två områden med relativt homogen fördelning av DDT. I det aktuella fallet var det möjligt att hitta ett lämpligt Referensområde, men det är inte säkert att det är lika lätt på andra ställen. Metodiken som använts i aktuell riskbedömning kräver ett lämpligt Referensområde. Om skillnaderna i t.ex. kemisk-fysikaliska faktorer är för stora kan det göra det svårare att upptäcka statistiska skillnader. Det är därför viktigt att dessa skiljer sig så lite som möjligt mellan undersökningsområdena. Om detta inte går, behöver man hitta en koncentrationsgradient. Det ska dock påpekas att Dagnino m.fl. (2008) metodik, som använts för att beräkna riskindex, bygger på att det finns en referens.

För det aktuella syftet, att bedöma om markekosystemets funktion inom den del av Kårehogen 1:3 som är förorenat av DDT i en medelhalt om ca 6 mg/kg TS är negativt påverkad av DDT eller inte, bedöms metodiken ha fungerat. Då statistiska skillnader kunnat detekteras både när det gäller ekotoxikologiska och ekologiska parametrar så bedöms dessa vara tillämpliga för att studera eventuella effekter. Dock kan man överväga att avlägsna/tömma tarmen på maskarna för att erhålla ett mer tillförlitligt mått på upptag. Visserligen får man då istället ansätta en halt som högre stående djur får i sig av jord via intag av mask, men detta måste delvis göras ändå då intag av jord vid själva intaget av föda måste ansättas. Resultaten av denna TRIAD kan inte användas för att bedöma risken för högre djur såsom fåglar, för vilka DDT bedöms utgöra den största risken. Enligt NV:s sammanställning (2016) så är risken för negativa effekter på fåglar minst lika styrande som effekter på markekosystemet. Således skulle det eventuellt räcka att undersöka denna risk när det gäller DDT.

För att utvärdera TRIADen har två olika utvärderingsförfaranden använts. Det bedöms finnas för- och nackdelar med båda. Den största fördelen med en orsak-verkananalys bedöms vara att den är mer transparent än beräkning av riskindex (RI). I en orsak-verkananalys kan man följa resonemanget som för fram till en bedömning, medan mycket information försvinner vid beräkning av ett index. Det bedöms också vara mindre risk att missa eventuella samband som finns. Om riskindexberäkningarna utgår från riktvärden/kriterier och dessa baseras på ett för dåligt underlag så kan RI för kemilinjen få ett alltför stort genomslag i RI för TRIADen. Detta är särskilt tydligt i denna studie. Fördelen med att beräkna riskindex är att den rekommenderas av ISO-standarden, vilket ger metodiken mer tyngd och underlättar en harmonisering. Det ska dock påpekas att en orsak-verkananalys verkar vara det som rekommenderas i Nordamerika (Kapitel 3.0) och bara för att den rekommenderas av ISO-standarden behöver den inte vara den bästa metodiken. Riskindexmetoden är också mer objektiv i och med att den inte baseras på en bedömningsmatris och bedömningar som kräver mer av expertbedömning. Det kan dock diskuteras vad som ska anses vara en acceptabel risk, dvs. vad det beräknade RI säger. Beroende på vilken RI-metod man använder så kan RI-metoden också vara mer eller mindre komplex. Används metodiken av Jensen och Mesman (2006) så har den nackdelen av att den inte tar hänsyn till om skillnaderna mellan det förorenade området är statistiskt belagda eller inte, dvs. man förutsätter att medelresponsen inom ett referensområde är den ”sanna” referensen, även om det finns en naturlig variation inom ett referensområde. Metoden kan också vara mer tidskrävande då man måste räkna ett index för varje parameter. Detta kan också hända med Dagnino m.fl. (2008) metod om många av undersökningsparametrarna skiljer sig statistiskt åt. Olika skalningsmetodik kan också behövas med båda metoderna, men den bedöms kunna bli mer komplicerad med Jensen och Mesmans (2006) metodik då den bygger mer på matematiska skalningsmetoder. Det finns i nuläget ingen skalningsmetodik i Dagnino m.fl. (2008) för hur uppmätta halter i organismer ska skalas.

Baserat på ovanstående så rekommenderar Golder en orsak-verkananalys om endast en utvärderingsmetod ska användas. RI bedöms framförallt vara bra för att jämföra risk mellan olika förorenade områden.

9.0 SLUTSATSER

Risken för negativa effekter av uppmätta halter DDT på markekosystemets funktion inom del av Kårehogen 1:3 bedöms inte vara beaktansvärd och därmed acceptabel.

TRIAD-metodiken bedöms kunna användas för att platsspecifikt bedöma risken m.a.p. markekosystemets funktion. För att metodiken ska kunna användas krävs dock att det finns ett lämpligt referensområde alternativt en tydlig koncentrationsgradient.

För att bedöma om en acceptabel risk föreligger eller inte bedöms orsak-verkananalysen vara den bästa utvärderingsmetoden, då den är mer transparent och risken att missa samband bedöms vara mindre än med riskindexmetoden. Om metoden ska användas för att enbart prioritera åtgärdsbehovet mellan olika plantskolor bedöms dock riskindexmetoden vara lämpligare då risknivån utgörs av en siffra som gör det lättare att jämföra vad som är en högre eller lägre risknivå.

Då effekter på fåglar är minst lika styrande för risken av DDT (om inte mer) så räcker det inte att bedöma risker på markekosystemet, utan en riskbedömning av DDT:s påverkan på högre stående djur bör göras. En platsspecifik riskbedömning där DDT är den dimensionerande föroreningen bör minst göras m.a.p. högre stående djur.

10.0 REFERENSER

10.1 Litteratur

Chapman PM. 1990. Sediment quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. Sci Total Environ. 97-98:815-825.

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

Dagnino A, Sforzini S, Dondero F, Fenoglio S, Bona E, Jensen J och Viarengo A. A ”weight-of-evidence” approach for the integration of environmental “Triad” data to assess ecological risk and biological vulberability. Integr. Environ. Assess. Manag. 4(3):314-326.

Environment Canada, Government of Canada. 2013. Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP). FCSAP Supplemental guidance for ecological risk assessment. Module 4. Causality assessment module. Determining the causes if impairment at contaminated sites: Are observed effects due to the exposure to site-related chemicals or due to other stressors? March 2013.

Golder Associates AB (Golder). 2018. Provtagningsplan. Miljö- och hälsoriskbedömning för f.d. plantskola, Kårehogen, Orust. Rapport daterad 2018-12-17.

Golder Associates AB (Golder). 2019a. Resultatrapport. Miljö- och hälsoriskbedömning för f.d. plantskola, Kårehogen, Orust. Rapport daterad 2019-06-25.

Golder Associates AB (Golder). 2019b. Kårehogen f.d. plantskola. Åtgärdsförberedande undersökningar. Rapport daterad 2018-06-18 reviderad 2019-02-28.

Hund-Rinkee K och Simon M. 2004. Terrestrial Ecotoxicity of Eight Chemicals in a Systematic Approach. J Soils & Sediments 2004: 1 – 7.

International Organization for Standardization (ISO). 2017. Soil quality – Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach). Reference number ISO 19204:2017.

Manly, B.F.J. 1994. Multivariate statistical methods. A primer. Second edition. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Florida.

Naturvårdsverket (NV). 2009. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977.

Naturvårdsverket (NV). 2016. Datablad för DDT, DDD och DDE. Juni 2016.

Rundegren, A. 2019. Probabilistic ecological risk assessment of secondary poisoning from DDT. A case study of the terrestrial ecosystem at Kolleberga plant nursery. Examensarbete för masterexamen 30 hp miljövetenskap, Lunds universitet.

Sweco. 2015. Kårehogen f.d. plantskola. Riskbedömning. Rapport daterad, 2015-02-16.

U.S. Environmental Protection Agency. 2000. Stressor identification guidance document. EPA-822-B-00-025.

U.S. Environmental Protection Agency. 2016. Weight of evidence in ecological risk assessment. EPA/100/R-16/001.

10.2 Databaser och hemsidor

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. DDT (Total). Fact sheet. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/265/.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). https://www.epa.gov/caddis. Sökt 12 juni 2019.

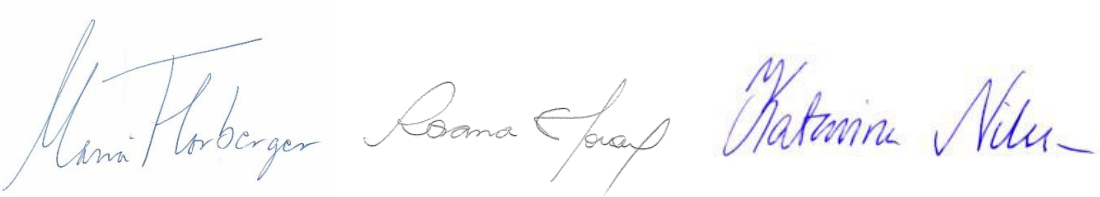
10.3 Personlig kommunikation

Maria Viketoft, SLU. E-post daterad 2018-05-18.

Astrid Taylor, SLU. Muntlig kommunikation 24 oktober 2018.

Signatur sida

Golder Associates AB



Maria Florberger/Rosana Moraes
Handläggare

Katarina Nilsson
Uppdragsledare

MF/RM//KN

Org.nr 556326-2418
VAT.no SE556326241801
Styrelsens säte: Stockholm

i:\projekt\2016\1671497 kårehogen del 2\21. risk bedömning\15. utvärderingsrapport triad\final_20200327\1671497_kårehogen - miljöriskbedömning triad_final_200327.docx

BILAGA A

Statistisk utvärdering

TECHNICAL MEMORANDUM

DATE May 17, 2019 **Project No.** 19121370

TO Maria Florberger, PhD, Golder Sweden

CC Rosana Moraes, Katarina Nilsson

FROM Jaewoo Kim, Kelly Hille, Zsolt Kovats **EMAIL** jaewoo_kim@golder.com

DATA ANALYSIS RESULTS FOR ECOTOXICOLOGICAL AND ECOLOGICAL DATA

Golder Associates (Golder) Sweden staff has requested that Golder Calgary staff complete statistical analysis of data collected at the site in Orust, Kårehogen, Sweden, to evaluate potential differences in selected ecological and ecotoxicological variables between a reference area and a DDT-contaminated area. As discussed and outlined in the scope (BWO: SE-P1/07), we have completed the data analysis and are providing the results in this memorandum. Methods and results are provided below, including tables and figures.

1.0 METHODS

1.1 Analyzed Variables

The dataset received consist of the following variables or datasets, for two sampling areas (reference and DDT-contaminated):

Ecotoxicological data:

- earthworm change in biomass (mg) and number of juveniles
- springtail mortality (%) and number of juveniles
- nitrogen mineralization as nitrate production rate (mg d^{-1} kg^{-1} soil, dry weight [dw])
- carbon mineralization (substrate induced respiration [SIR]) as oxygen production rate (mg O_2 kg^{-1} soil, dw)

Ecological data:

- earthworm (Oligochaeta: Lumbricidae) abundance (organisms per sample) and number of taxa
- earthworm community composition by abundance
- springtail (Collembola) abundance (organisms per sample) and number of taxa
- springtail community composition by abundance
- nematode (Nematoda) abundance (organisms per g soil) and number of taxa
- nematode maturity index
- nematode community composition by abundance

Golder Associates Ltd.
102, 2535 - 3rd Avenue S.E. Calgary, Alberta, T2A 7W5 Canada T: +1 403 299 5600 +1 403 299 5606

Golder and the G logo are trademarks of Golder Associates Corporation

Ten samples were collected in each of the reference area and the contaminated sampling area.

1.2 Taxonomic Richness Calculation

Taxonomic richness provides an indication of the diversity at each sampling location; a higher richness value typically indicates a more healthy and balanced community. Taxonomic richness was based on the lowest taxonomic level available: for earthworms and springtails, it was based on species-level and for nematodes it was based on genus- or family-level. For the earthworms, a large number of identifications were based on parts of organisms. If a taxon was identified based on entire organisms as well as parts of organisms, it was counted as a single taxon. If a new taxon was identified based on parts of an organism, it was included in the total count as a single taxon. Juvenile life stages were not included in the taxonomic richness calculation.

1.3 Univariate Statistical Analysis

Analysis of variance (ANOVA; Zar 1996) was used to evaluate whether there were statistically significant differences between the reference area and the contaminated area in earthworm, springtail and nematode variables from ecotoxicological and ecological test data. Statistical tests were considered significant at $P < 0.05$. Statistical analyses were completed using SYSTAT 13.1 (Systat 2009).

Prior to statistical analysis, data were evaluated for assumptions of parametric statistical tests (i.e., normal distribution and equality of variances) using the Shapiro-Wilk test and Levene's test (Zar 1996). Data not meeting these assumptions were log transformed or log (x+1) transformed (Zar 1996).

1.4 Multivariate Statistical Analysis

Earthworm (based on abundance), springtail (based on abundance) and nematode (based on abundance) community structure were summarized using the non-parametric ordination method of multidimensional scaling (MDS; Clarke 1993). The MDS data were scaled in Primer, Version 7 for Windows (PRIMER E Ltd., Plymouth, UK (Clark and Gorley 2016). Species-level earthworm data and genus/family-level nematode data were square root transformed, and species-level springtail data were log (x+1) transformed to improve the separation of the data among stations on the MDS plots and to reduce weighting of the analysis by the most abundant taxa (Clark et al. 2014). Bray-Curtis resemblance matrices were generated for each dataset and the MDS procedure was applied to these matrices. Using rank order information, MDS determined the relative positions of stations in two dimensions. Points that fall close together on the MDS ordination plot represent samples with similar community composition; points that are far apart from each other represent samples with dissimilar community composition.

Goodness-of-fit was determined by examining Shepard diagrams as well as the stress values, which were calculated from the deviations in the Shepard diagrams. Lower stress values (i.e., less than 0.10) indicate a greater goodness-of-fit of the MDS configuration to the input data (i.e., the Bray-Curtis resemblance matrix). Higher stress values (i.e., greater than 0.2) must be interpreted with caution, and often higher dimensions (i.e., 3-D) are needed to adequately represent the data (Clarke 1993). For the earthworm data, the stress value was low (0.15); therefore, metric MDS (mMDS) was employed. For the springtail and nematode data, stress values were higher (0.18 and 0.17, respectively); therefore, non-metric MDS (nMDS) was used for these datasets.

A similarity profile (SIMPROF) test was carried out on the ordination data to identify meaningful clusters of important taxa (i.e., those taxa that vary in a coherent manner across areas) and to prevent over-interpretation of the MDS plots (Clarke et al. 2014). These SIMPROF clusters were superimposed on the MDS plots.

An overall one-way analysis of similarities (ANOSIM) test was also carried out on the Bray-Curtis resemblance matrix to confirm interpretation of the separation of the points on the MDS ordination plot, and to confirm that

differences in community composition observed in the nMDS or mMDS ordination plots were significant. In addition, a pair-wise ANOSIM was carried out comparing the reference area to the contaminated area. A Bray-Curtis resemblance matrix was generated to test differences among replicates within each area, contrasted with differences between areas (Clarke et al. 2014). An R-statistic ranging from 0 to 1 is produced by this analysis; a strong difference in community composition is indicated by an R = 1 and no difference between communities is indicated by an R = 0. Significance of the R statistic was achieved when a *P*-value of <0.05 was observed, based on the ten replicates per area.

2.0 RESULTS

2.1 Ecotoxicological Test Data

2.1.1 Earthworms

For earthworms, there was no significant difference in mean change in biomass between the reference and contaminated areas (Table 1, Figure 1). Similarly, the mean number of juveniles did not differ significantly between the reference and contaminated areas (Table 1, Figure 2).

Table 1: Summary of Statistical Analysis Results for Ecotoxicological Test Data of Earthworms

Variable (unit)	Test	Transformation	Overall *P*-value
Change in biomass (mg)	ANOVA	None	0.32
Number of juveniles	ANOVA	None	0.62

Note: Significant *P*-values (*P* < 0.05) are **bolded**. ANOVA = analysis of variance.

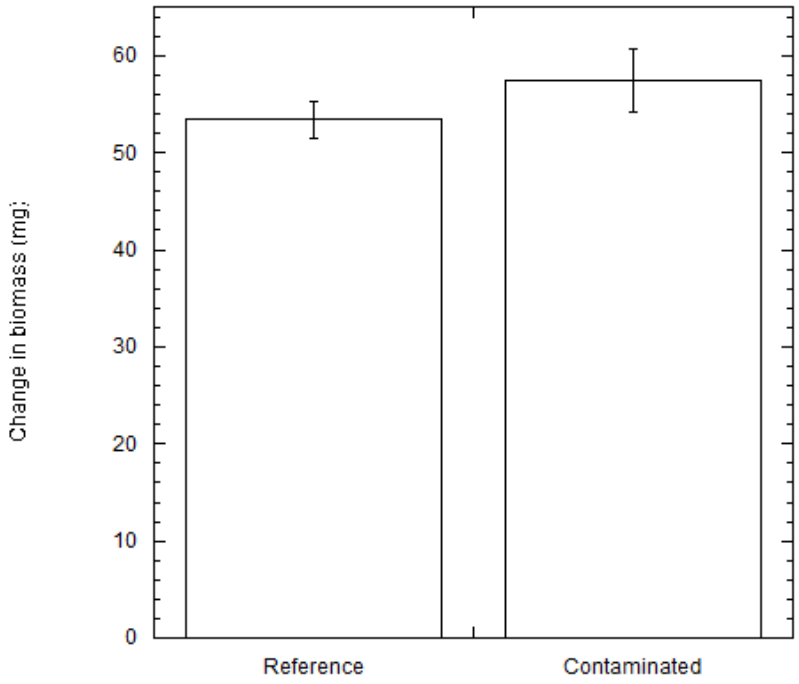


Figure 1: Mean (±SE; standard error) Change in Biomass for Earthworms in Reference and Contaminated Areas

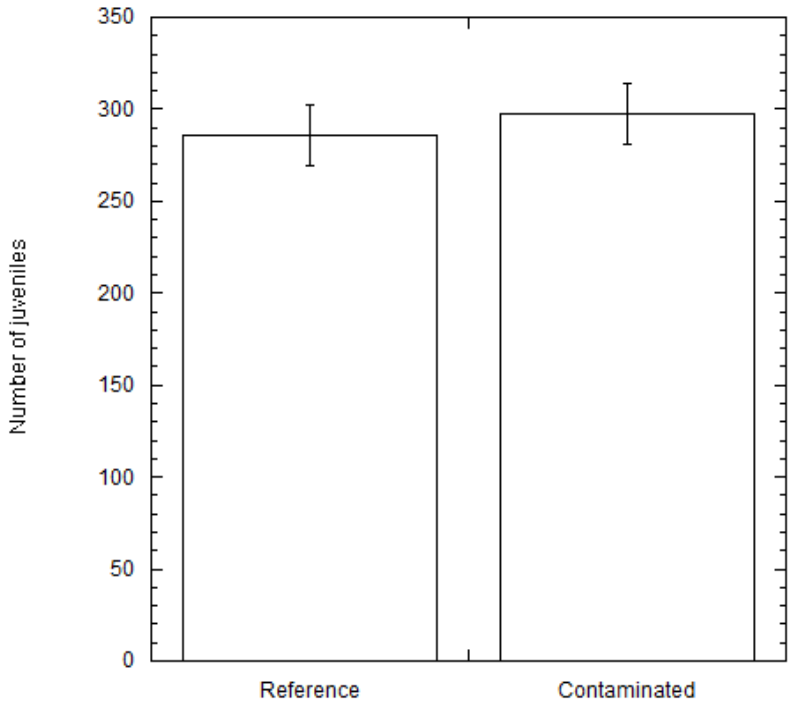


Figure 2: Mean (±SE) Number of Juveniles for Earthworms in Reference and Contaminated Areas

2.1.2 Springtails

There was no significant difference in mean springtail mortality between the reference and contaminated areas (Table 2, Figure 3). Similarly, the mean number of juveniles did not differ significantly between reference and contaminated areas (Table 2, Figure 4).

Table 2: Summary of Statistical Analysis Results for Ecotoxicological Test Data of Springtails

Variable (unit)	Test	Transformation	Overall *P*-value
Mortality (%)	ANOVA	None	0.48
Number of juveniles	ANOVA	None	0.19

Note: Significant *P*-values ($P < 0.05$) are **bolded**. ANOVA = analysis of variance.

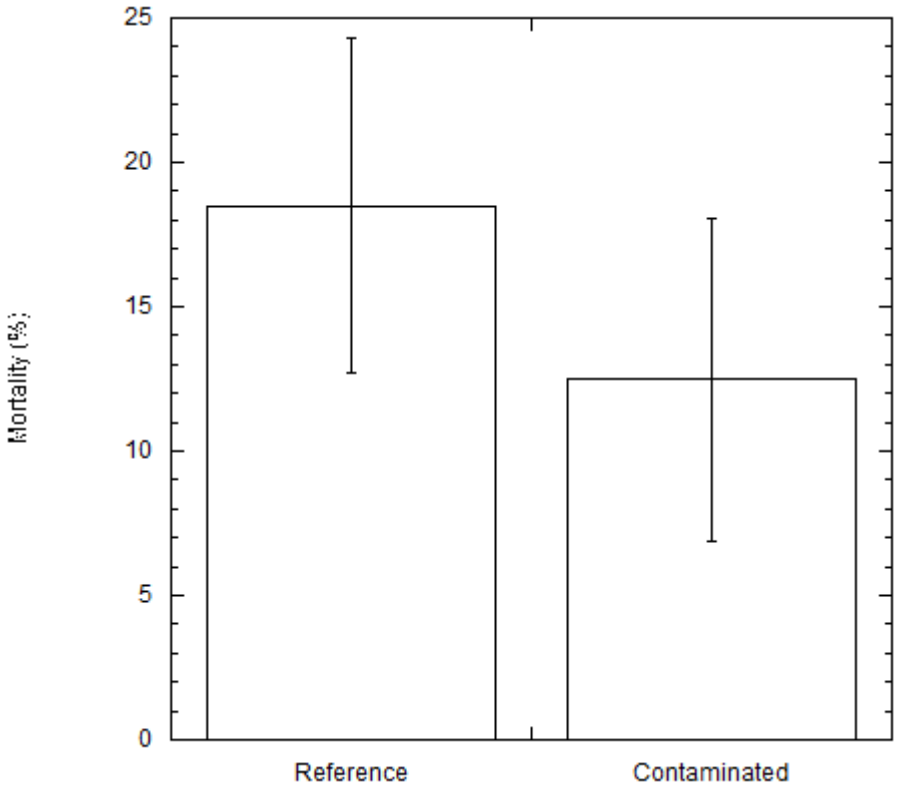


Figure 3: Mean (±SE) Mortality (%) of Springtails in Reference and Contaminated Areas

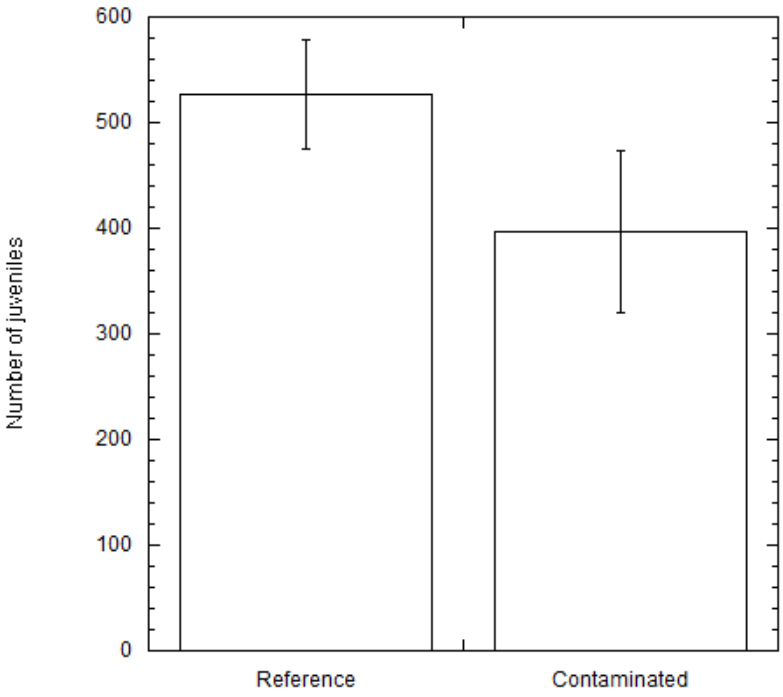


Figure 4: Mean (±SE) Number of Juveniles of Springtails in Reference and Contaminated Areas

2.1.3 Nitrogen Mineralization

Mean nitrogen production rate in soil was significanlty different between reference and contaminated areas (Table 3, Figure 5). Mean nitrogen production rate in soil was greater in the reference area compared to the contaminated area (Figure 5).

Table 3: Summary of Statistical Analysis Results for Ecotoxicological Test Data: Nitrogen Mineralization

Variable (unit)	Test	Transformation	Overall *P*-value
Nitrate production rate (mg d^{-1} kg^{-1} soil dw)	ANOVA	None	**0.012**

Note: Significant *P*-values ($P < 0.05$) are **bolded**. ANOVA = analysis of variance.

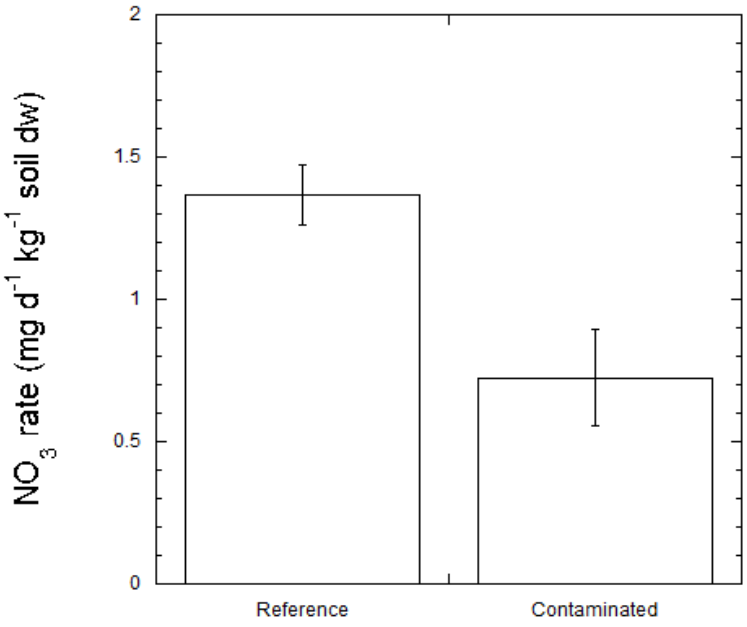


Figure 5: Mean (±SE) Nitrate Production Rate in Soils in Reference and Contaminated Areas

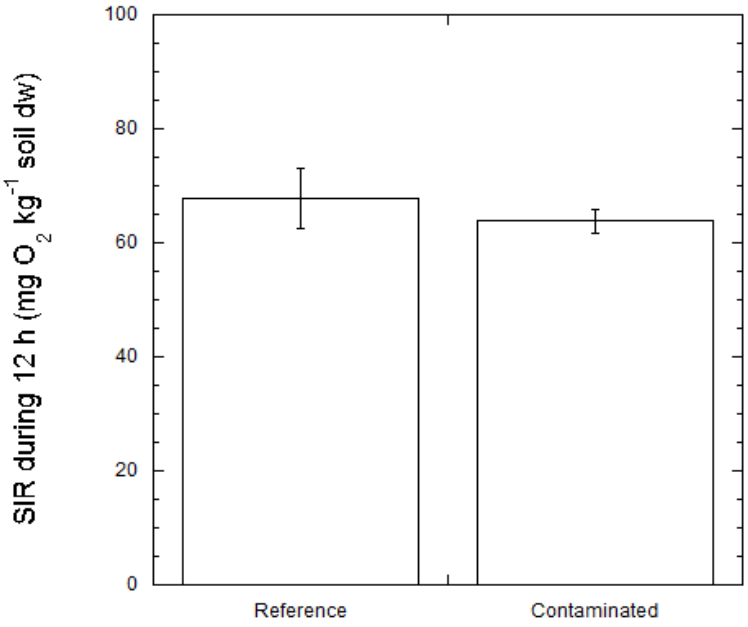
2.1.4 Carbon Mineralization

Mean oxygen consumption rate in soil did not differ significanlty between reference and contaminated areas (Table 4, Figure 6).

Table 4: Summary of Statistical Analysis Results for Ecotoxicological Test Data: Carbon Mineralization (SIR)

Variable (unit)	Test	Transformation	Overall *P*-value
Oxygen production rate (mg O_2 kg^{-1} soil dw)	ANOVA	None	0.50

Note: Significant *P*-values ($P < 0.05$) are **bolded**. ANOVA = analysis of variance; SIR = substrate induced respiration.



Note: SIR = substrate induced respiration (i.e., oxygen consumption).

Figure 6: Mean (±SE) Oxygen Consumption Rate in Soils in Reference and Contaminated Areas

2.2 Ecological Data

2.2.1 Earthworms

Mean earthworm abundance differed significantly between the reference and contaminated areas (Table 2), with greater mean abundance observed in the reference area compared to the contaminated area (Figure 7). The mean number of taxa was also significantly greater in the reference area compared to the contaminated area (Table 5, Figure 8).

The two dimensional mMDS configuration for earthworm abundance in the reference and contaminated areas had an overall stress value of 0.15 indicating a good level of fit of the MDS configuration to the input data (Figure 9). The SIMPROF test ($P < 0.05$) indicated that the level of interpretation of the 40% and 50% clusters is acceptable, and the global ANOSIM ($R = 0.41$; $P = 0.001$) tests indicate that statistical interpretation of the mMDS structure is permitted.

The ordination plot shows separation of samples between the reference and contaminated areas in terms of earthworm community composition (Figure 9). The reference area samples, with the exception of REF1, REF2 and REF4, were 50% similar, while the samples from the contaminated area were generally 40% similar, with the exception of GA69 and GA73, which grouped together at 40% similarity. The pair-wise ANOSIM for the reference versus contaminated areas indicated the two areas were not significantly different from each other ($R < 0.6$; $P = 0.001$, Table 5).

Table 5: Summary of Statistical Analysis Results for Ecological Test Data of Earthworm

Variable (Unit)	Reference Area Mean	Contaminated Area Mean	Test	Transformation	Test Statistic (R)	Overall *P*-value
Abundance (org/m^2)	304.4	110.0	ANOVA	Log	n/a	**<0.001**
Number of taxa	3.5	2.2	ANOVA	None	n/a	**0.002**
Species composition	n/a	n/a	ANOSIM	Square root	0.41	**0.001**

Note: Significant *P*-values ($P < 0.05$) are **bolded**. For ANOSIM results, R-values greater than 0.6 indicate that communities are different from one another.
ANOVA = analysis of variance; ANOSIM = analysis of similarities; org/sample = organisms per sample; n/a = not applicable.

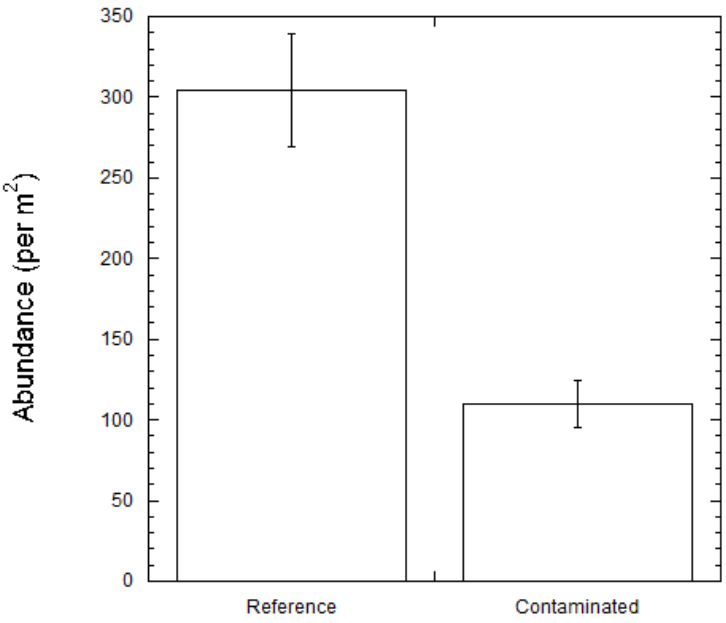


Figure 7: Mean (±SE) Abundance (per m^2) of Earthworms in Reference and Contaminated Areas

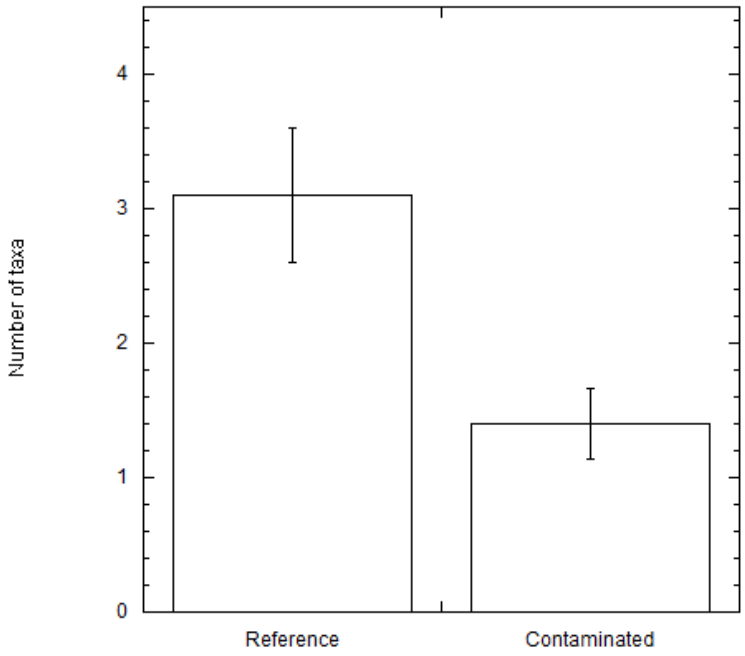


Figure 8: Mean (±SE) Number of Earthworm Taxa in Reference and Contaminated Areas

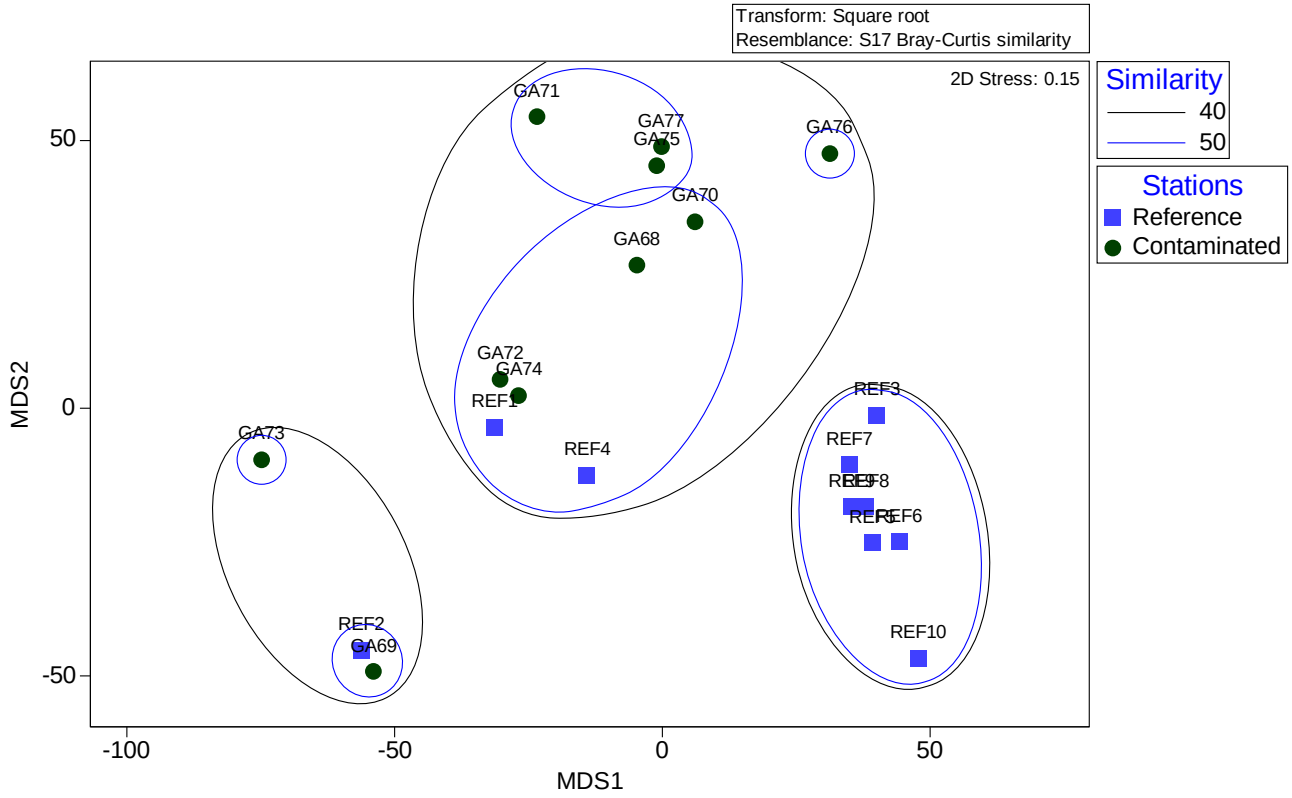


Figure 9: Metric Multidimensional Scaling of Earthworm Abundance (organisms per sample) in Reference and Contaminated Areas

2.2.2 Springtails

Mean springtail abundance did not differ significantly between reference and contaminated areas (Table 2, Figure 10). Similarly, the mean number of species did not differ significantly between reference and contaminated areas (Table 6, Figure 11).

The two dimensional nMDS configuration for springtail abundance in the reference and contaminated areas had an overall stress value of 0.18 indicating a good level of fit of the MDS configuration to the input data (Figure 12). The SIMPROF test ($P < 0.05$) indicated that the level of interpretation of the 40% and 50% clusters is acceptable and the global ANOSIM (R = 0.73; $P = 0.001$) tests indicate that statistical interpretation of the nMDS structure is permitted.

The ordination plot indicates separation between sampling areas (reference and contaminated) in terms of springtail community composition (Figure 12); however, all replicates from both the reference and contaminated areas were at least 40% similar. The reference area replicates grouped together and were 50% similar, while the replicates from the contaminated area were also generally 50% similar, with the exception of GA68, GA70 and GA74, which grouped together at 50% similarity. The pair-wise ANOSIM for the reference area versus the contaminated area indicated the two areas were significantly different from each other (R = 0.73, $P = 0.001$, Table 6).

Table 6: Summary of Statistical Analysis Results for Ecological Test Data of Springtails

Variable (Unit)	Reference Area Mean	Contaminated Area Mean	Test	Transformation	Test Statistic (R)	Overall *P*-value
Abundance (org/m^2)	55630.6	59886.5	ANOVA	Log	n/a	0.43
Number of taxa	8	9	ANOVA	None	n/a	0.17
Species composition	n/a	n/a	ANOSIM	Log	**0.73**	**0.001**

Note: Significant *P*-values ($P < 0.05$) are **bolded**. For ANOSIM results, R-values greater than 0.6 indicate that communities are different from one another.
ANOVA = analysis of variance; ANOSIM = analysis of similarities; org/sample = organisms per sample; n/a = not applicable.

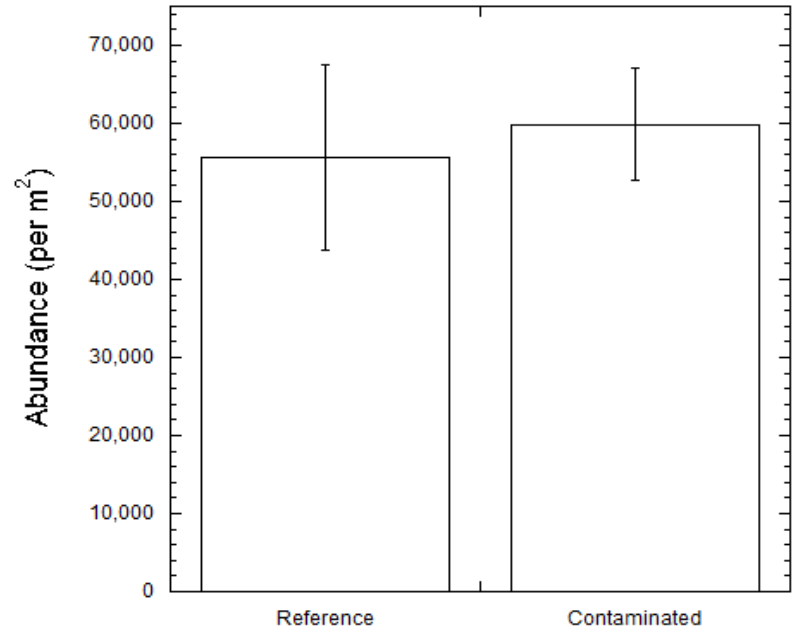


Figure 10: Mean (± SE) Abundance (organisms per m^2) of Springtails in Reference and Contaminated Areas

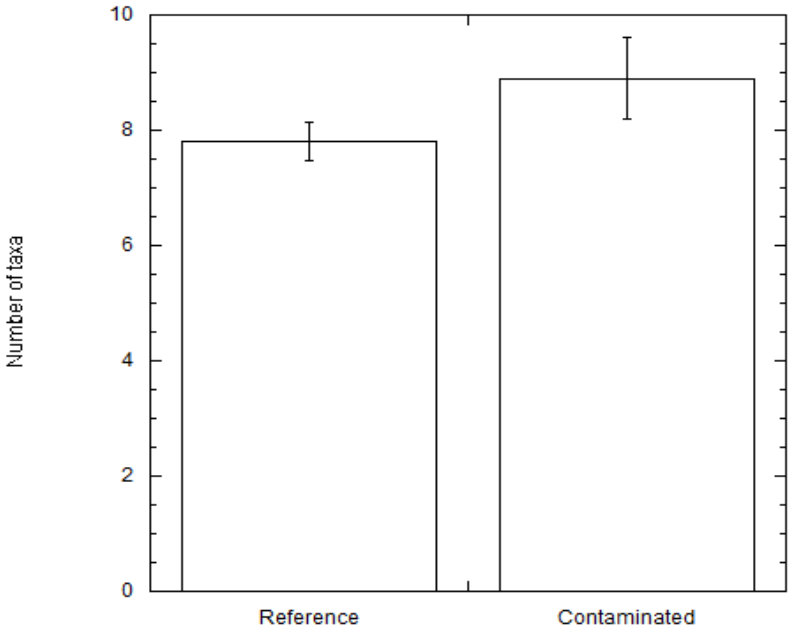


Figure 11: Mean (± SE) Number of Species of Springtails in Reference and Contaminated Areas

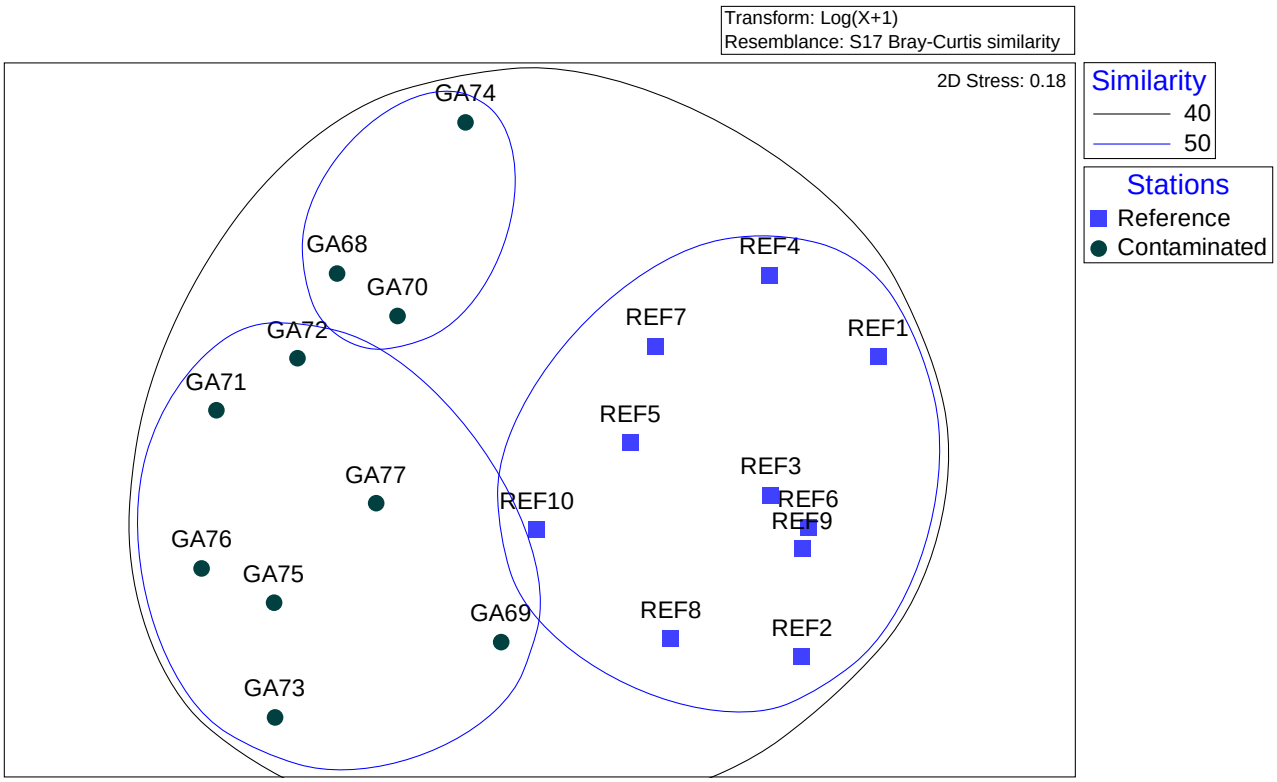


Figure 12: Non-metric Multidimensional Scaling of Springtail Abundance (organisms per sample) in Reference and Contaminated Areas

2.2.3 Nematodes

Mean nematode abundance differed significantly between reference and contaminated areas (Table 2, Figure 13). Mean abundance of nematodes was higher in the contaminated area compared to reference area (Figure 13). Maturity index of nematodes did not differ significantly between reference and contaminated areas (Table 7, Figure 14). Similarly, the mean number of species did not differ significantly between reference and contaminated areas (Table 7, Figure 15).

The two dimensional nMDS configuration for nematode abundance in the reference and contaminated areas had an overall stress value of 0.17, indicating a good level of fit of the MDS configuration to the input data (Figure 16). The SIMPROF test ($P < 0.05$) indicated that the level of interpretation of the 50% and 60% clusters is acceptable, and the global ANOSIM ($R = 0.45$; $P = 0.001$) tests indicate that statistical interpretation of the nMDS structure is permitted.

The ordination plot indicates separation between samples from the reference and contaminated areas in terms of nematode community composition (Figure 16); however, all replicates from both sampling areas were at least 50% similar. The reference area replicates, with the exception of REF1 and REF2 were 60% similar, while the replicates from the contaminated area were generally 60% similar, with the exception of GA76 and GA77, which grouped together at 60% similarity, and GA73, which was separate from the main group. The pair-wise ANOSIM for the reference area versus the contaminated area indicated the two areas were not significantly different from each other ($R < 0.5$, $P = 0.001$, Table 7).

Table 7: Summary of Statistical Analysis Results for Ecological Test Data of Nematodes

Variable (Unit)	Reference Area Mean	Contaminated Area Mean	Test	Transformation	Test Statistic (R)	Overall *P*-value
Nematodes						
Abundance (org/g soil)	19.7	29.4	ANOVA	None	n/a	**<0.001**
Number of taxa (genera and families combined)	23	24	ANOVA	None	n/a	0.43
Maturity index	2.4	2.5	ANOVA	None	n/a	0.10
Species composition	n/a	n/a	ANOSIM	Square root	0.45	**0.001**

Note: Significant *P*-values ($P < 0.05$) are **bolded**. For ANOSIM results, R-values greater than 0.6 indicate that communities are different from one another.
ANOVA = analysis of variance; ANOSIM = analysis of similarities; org/g soil = organisms per gram of soil; n/a = not applicable.

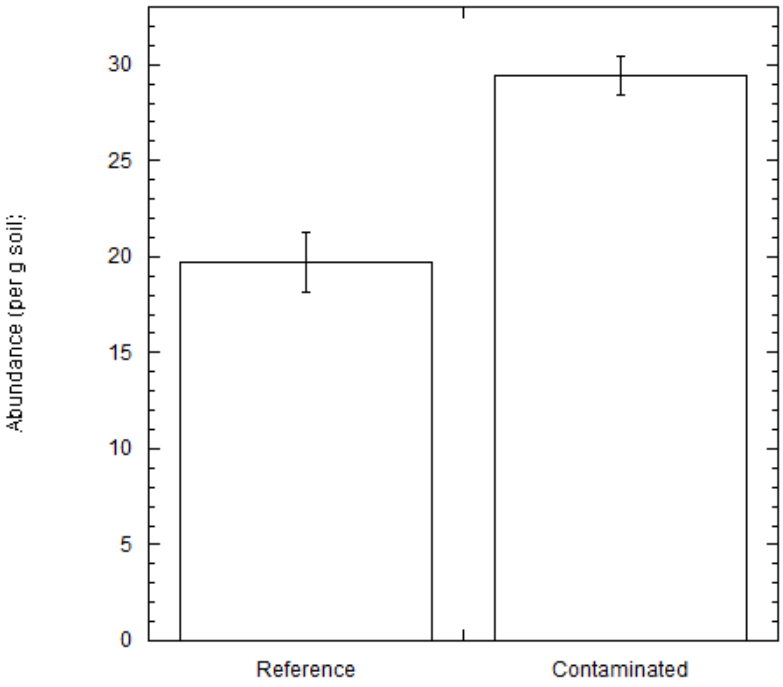


Figure 13: Mean (± SE) Abundance of Nematodes (per g soil) in Reference and Contaminated Areas

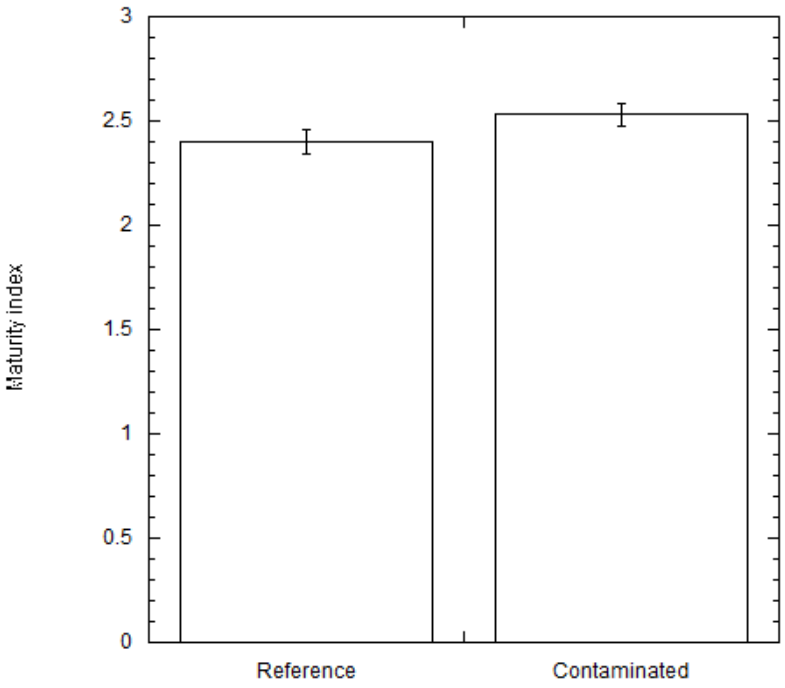


Figure 14: Mean (± SE) Maturity Index of Nematodes in Reference and Contaminated Areas

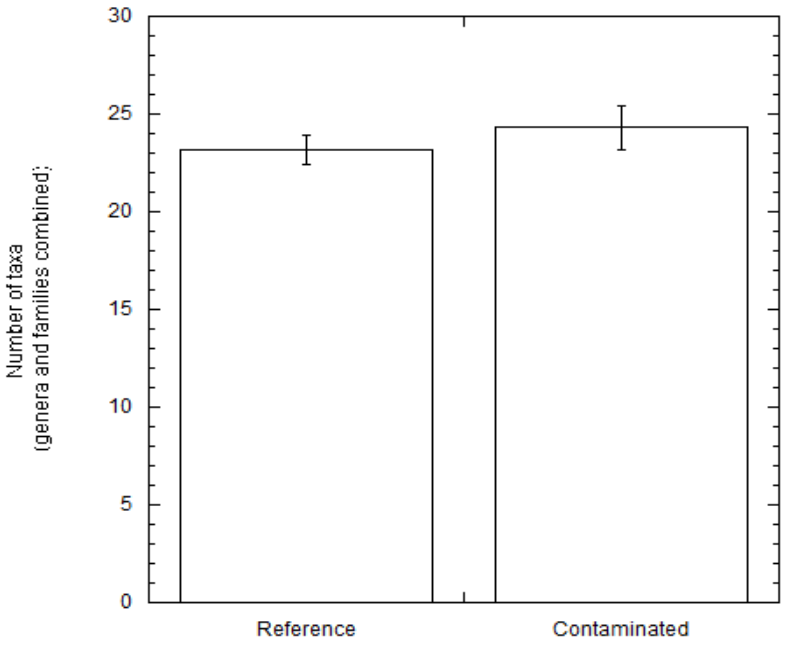


Figure 15: Mean (± SE) Number of Genera/Family of Nematodes in Reference and Contaminated Areas

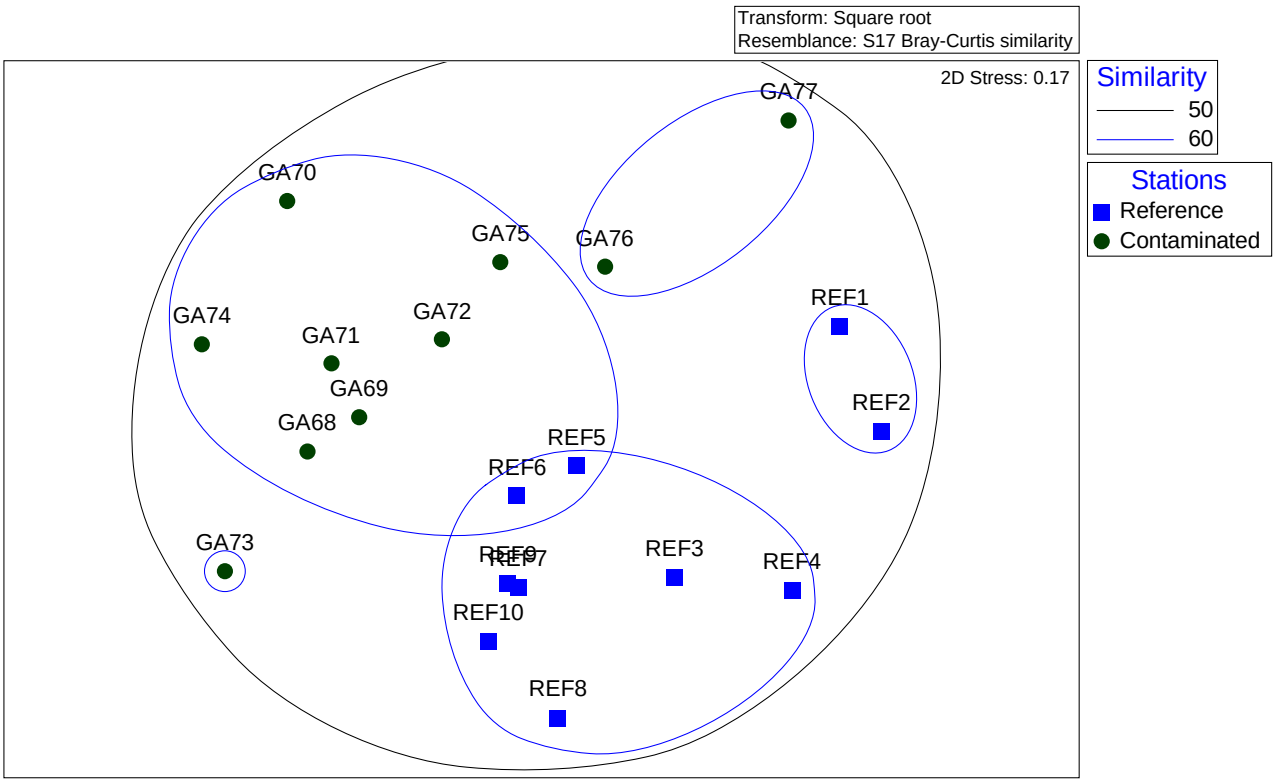


Figure 16: Non-metric Multidimensional Scaling of Nematode Abundance (organisms per gram soil) in Reference and Contaminated Areas

3.0 REFERENCES

Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Austral J Ecol 18: 117-143.

Clarke KR, Gorley RN, Somerfield PJ, Warwick RM. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd Edition. Plymouth, UK: PRIMER-E. 260 pp.

Clarke KR, Gorley RN. 2016. PRIMER v7.0.11. Plymouth, UK: PRIMER-E Ltd.

Systat (Systat Inc). 2009. SYSTAT 13, Version 13.1. Systat Software Inc.

Zar JH. 1996. Biostatistical Analysis, 3rd edition. Prentice Hall, NJ. 662 pp.

4.0 CLOSURE

We trust the above meets your present requirements. If you have any questions or require additional information, please contact the undersigned.

Golder Associates Ltd.

Jaewoo Kim, MSc, PhD
Aquatic Biostatistician

Zsolt Kovats, MSc
Associate, Senior Aquatic Ecologist

Kelly Hille, MSc, RP.Bio.
Aquatic Ecologist

JK/KH/ZK

BILAGA B

Orsak-verkananalys

Bilaga B
Orsak-verkananalys - sammanfattning

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 (p<0,05) and r^2>0,2)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

			Platsspecifika studier		Litteraturstudier				
Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Analogi	Specificitet			
Näringsomsättning	Ekologi	kvävemineralisering	-	0			Näringsomsättning	-	Inga effekter på kolmineraliseringen Osäkert om effekter på kvävemineraliseringen. Signifikant lägre nitratbildningshastigheten vid Kårehogen 1:3 jmf. m. Referensområdet, men bara en statistiskt lägre hastighet jmf. m. labkontrolljorden i den provpkt. med lägst konc. summa DDT.
		kolmineralisering	-	--					
Daggmask	Kemi	DDT i daggmask	0	ER			Daggmask	0	DDT uppmättes i mask (BSAF 1,5*), men reflekterar både konc. i tarm och vävnader
	Ekotoxikologi	mortalitet	-	0				-	Mortalitet endast uppmätt i 1 provpkt. och inte i den med högst konc. summa DDT.
		tillväxt	-	--					Inga effekter på tillväxten.
		reproduktion	+	--	-	0			Koncentrations-effektgradient i förväntad riktning m.a.p. reproduktionen, men ingen statistiskt lägre reproduktion i Kårehogen 1:3 jmf. m. Ref. Effekter observeras inte vid uppmätta halter av summa DDT inom Kårehogen 1:3.
	Ekologi	abundans	-	++	-	0			
		artantal	0	++	-	0			Lägre abundans och artantal, men liknande artsammansättning i Kårehogen 1:3 jmf. m. Ref. Effekter har inte observerats vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3 och DDT är inte den enda möjliga orsaken till observerade effekter
		artsammansättning	ER	--				0	
Hoppstjärt	Ekotoxikologi	mortalitet	-	--			Hoppstjärt	-	Ingen ökad dödlighet och inga effekter på reproduktionen.
		reproduktion	-	--					Ungefär samma abundans och artantal, men artsammansättningen i Kårehogen 1:3 skiljer sig signifikant från Ref. Effekter förväntas inte vid de uppmätta DDT-konc. DDT är inte den enda möjliga orsaken till observerade effekter
	Ekologi	abundans	-	--				0	
		artantal	-	--					
		artsammansättning	ER	++	-	0			
Nematod	Ekologi	abundans	0	--			Nematod	-	Ungefär samma abundans, antal taxa och sammansättning av taxa i Kårehogen 1:3 som i Ref
		antal släkten/familjer	-	--					
		"artsammansättning"	ER	--					

ER=Ej relevant

* Biota-to-soil accumulation factor. Medelvärde av beräknade BSAF per prov.

Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Specificitet	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)			
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).		

Referenser:

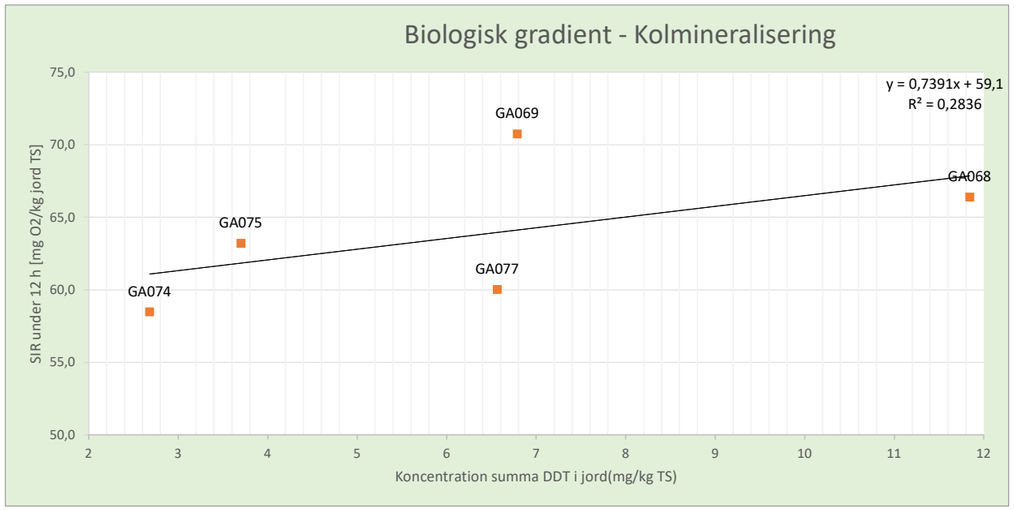
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

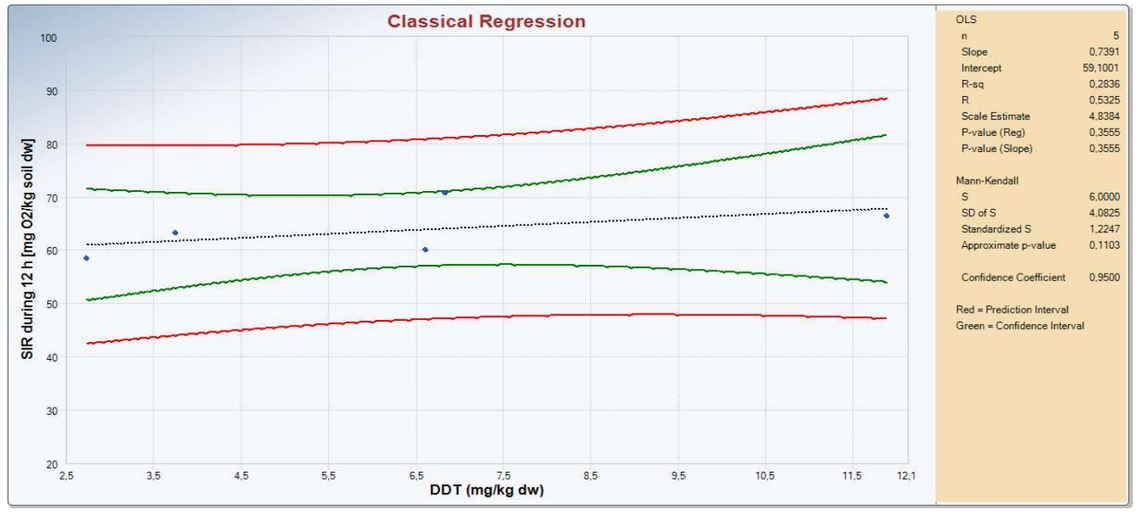
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

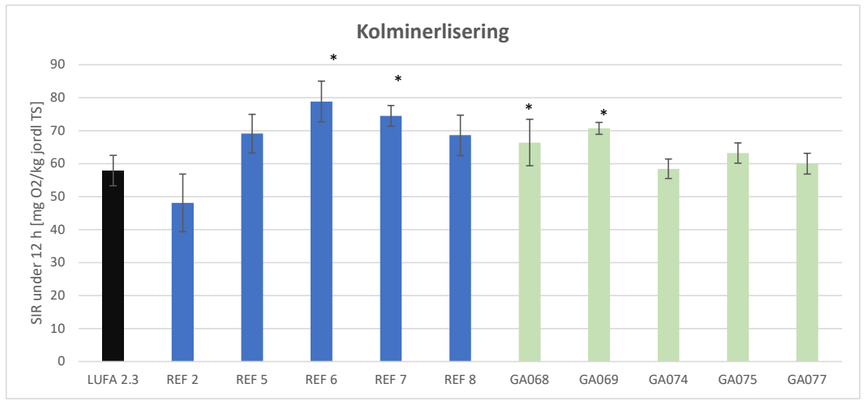
Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Näringsomsättning	Kolmineralisering					
		Poäng	-	--			
		Resultat	**Ingen gradient**. Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant från 0 ($p>0,05$) och gradienten går i motsatt riktning mot den förväntade (lutning=0,74; r2=0,28; högre SIR med ökande koncentration summa DDT).	**Inte överensstämmande:** Kolmineraliseringen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p>0,05$). SIR i Kårehogenproverna var i medeltal på samma nivå som proverna från Referensområdet (67 vs 63 mg O2/kg soil; $p=0.5$). 3 av 5 prover i Kårehågen hade samma SIR som labkontrollen och 2 hade en signifikant högre SIR.			

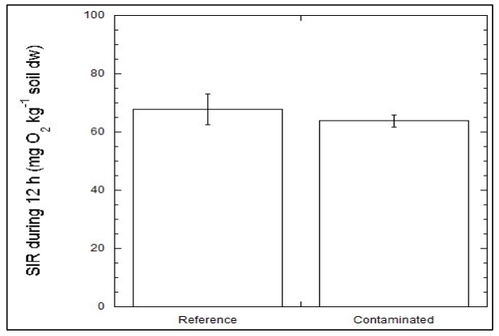
Noteringar:
OECD 217 test: Kolmineraliseringstest

Det här testet är baserat på förståelsen att marklevande mikroorganismer spelar en viktig roll i markekosystemet genom att bryta ner och omvandla organiskt material. Störningar i dessa biokemiska processer kan påverka näringscykeln och markens bördighet negativt. Det här testet mäter effekten av kemikallierna av intresse på kolomvandlingen i aeroba ytjordar under fördelaktiga laboratorieförhållanden för mikrobiell metabolism. Jordarna är behandlade, homogeniserade och inkuberade i ett tempererat mörkerrum i upp till 100 dagar. Jordarna provtas regelbundet och den glukosinducerade respirationshastigheten mäts som prducerad koldioxid eller konsumerat syre. Resultaten jämförs mot kontrollprover alternativt så görs en dos-responskurva. Förändringar i respirationen reflekterar förändringar i storleken och aktiviteten hos det mikrobiella samhället orsakade av både kemisk stress och kolsvält.


Biologisk gradient - Kolmineralisering
y = 0,7391x + 59,1
R² = 0,2836
GA069
GA068
GA075
GA077
GA074
SIR under 12 h [mg O2/kg jord TS]
Koncentration summa DDT i jord(mg/kg TS)


Classical Regression
SIR during 12 h [mg O2/kg soil dw]
DDT (mg/kg dw)
OLS
n 5
Slope 0,7391
Intercept 59,1001
R-sq 0,2836
R 0,5325
Scale Estimate 4,8384
P-value (Reg) 0,3555
P-value (Slope) 0,3555
Mann-Kendall
S 6,0000
SD of S 4,0825
Standardized S 1,2247
Approximate p-value 0,1103
Confidence Coefficient 0,9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval


Kolminerlisering
SIR under 12 h [mg O2/kg jordl TS]
LUFA 2.3
REF 2
REF 5
REF 6
REF 7
REF 8
GA068
GA069
GA074
GA075
GA077


SIR during 12 h (mg O2 kg-1 soil dw)
Reference
Contaminated

Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:
US EPA 2009 Soil toxicity and bioassessment test methods for ecological risk assessment. Toxicity Test Methods for Soil Microorganisms, Terrestrial Plants, Terrestrial Invertebrates and Terrestrial Vertebrates
EA 2008. Guidance on the attribution of cause and effect in ecological risk assessment. UK
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Näringsomsättning	Kvävemineralisering					
		Poäng	-	0			
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r2<0,2$ ($r2=0,0062$). OECD 216 testet är emellertid inte koncentrationsberoende: Till skillnad från många toxicitetstests där graden av påverkan ofta beror av föroreningskoncentrationen så svarar kväveprocesserna i jord inte relativt mot föroreningshalterna (EA 2008)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten. I medeltal så var N03-bildningshastigheten i Kårehogen lägre än i Ref (0,72 vs 1,4 mg/d, kg jord) och skillnaden är signifikant ($p<0,05$), men det enda provet med statistiskt signifikant lägre NO3-bildningshastighet jämfört med labkontrollen var GA074, i vilket koncentrationen av summa DDT var lägst (3 mg/kg). Ett prov hade signifikant högre hastighet än labkontrollen (GA077) och i de andra 2 proven var hastigheten likartad som labkontrollen.			

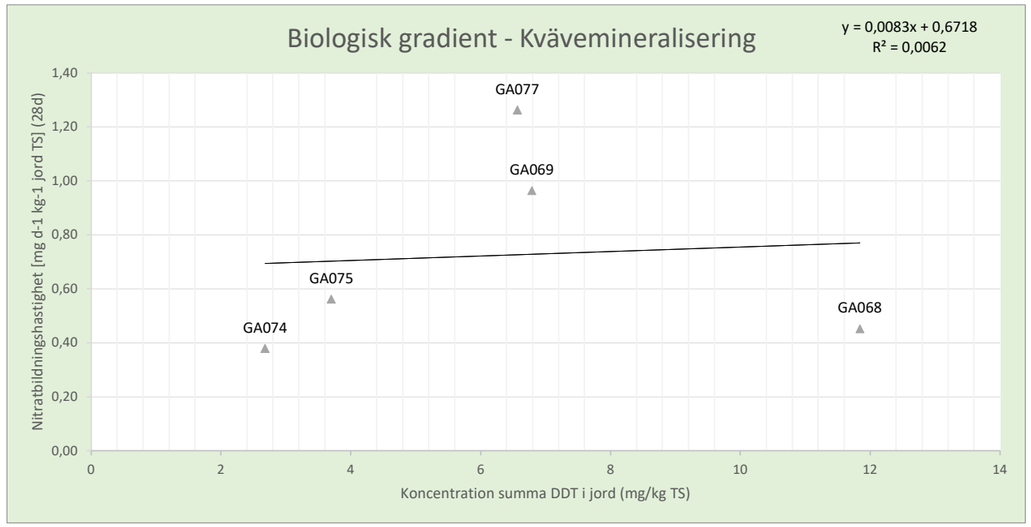
Tomma rutor=information saknas

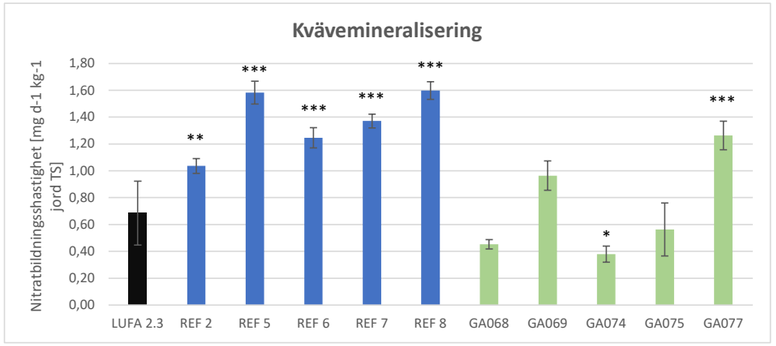
Noteringar:

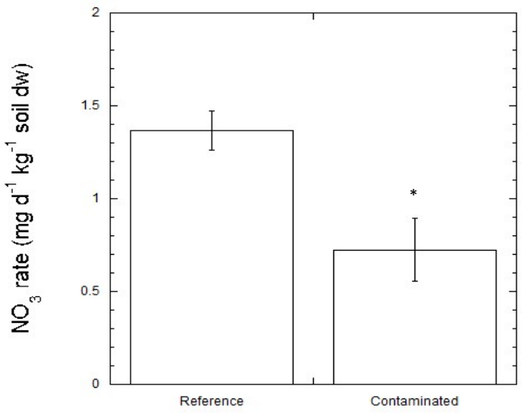
OECD 216: Bedömer förmågan hos autoktona populationer av mikroorganismer i jord att omvandla organiskt kväve till oorganiskt kväve

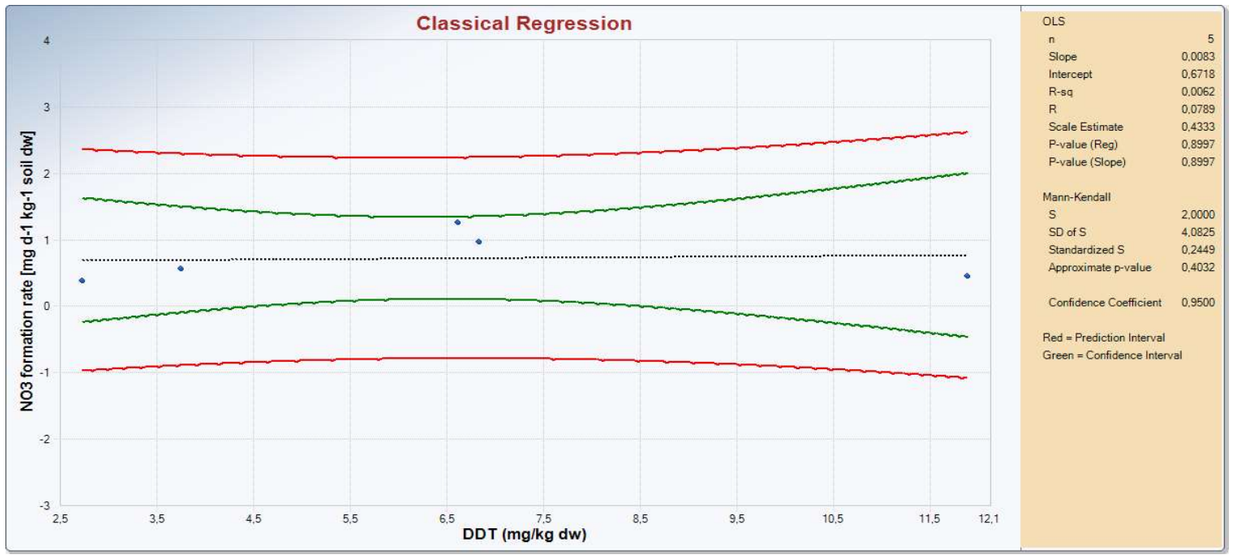
Det här testet baseras på antagandet att mikroorganismer i jord spelar en viktig roll för jordens hälsa genom att bryta ner och omvandla organiskt material. Störningar i dessa biokemical processer kan negativt påverka näringsomsättningen och jordens bördighet. Det här testet uppskattar

The measurement of nitrogen mineralisation gives a representative indication of the health of the soil.


Biologisk gradient - Kvävemineralisering
y = 0,0083x + 0,6718
R² = 0,0062
Nitratbildningshastighet [mg d-1 kg-1 jord TS] (28d)
Koncentration summa DDT i jord (mg/kg TS)
GA077
GA069
GA075
GA074
GA068


Kvävemineralisering
Nitratbildningsshastighet [mg d-1 kg-1 jord TS]
LUFA 2.3
REF 2
REF 5
REF 6
REF 7
REF 8
GA068
GA069
GA074
GA075
GA077


NO3 rate (mg d-1 kg-1 soil dw)
Reference
Contaminated


Classical Regression
NO3 formation rate [mg d-1 kg-1 soil dw]
DDT (mg/kg dw)
OLS
n 5
Slope 0,0083
Intercept 0,6718
R-sq 0,0062
R 0,0789
Scale Estimate 0,4333
P-value (Reg) 0,8997
P-value (Slope) 0,8997
Mann-Kendall
S 2,0000
SD of S 4,0825
Standardized S 0,2449
Approximate p-value 0,4032
Confidence Coefficient 0,9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval

Modifierad från:
Env Canada

EPA

EA 2008. Guidance on the attribution of cause and effect in ecological risk assessment. UK

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:
Eno, C.F., and P.H. Everett. 1958. Effects of soil applications of 10 chlorinated hydrocarbon insecticides on soil microorganisms and the growth of stringless black valentine beans. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 22:235–238

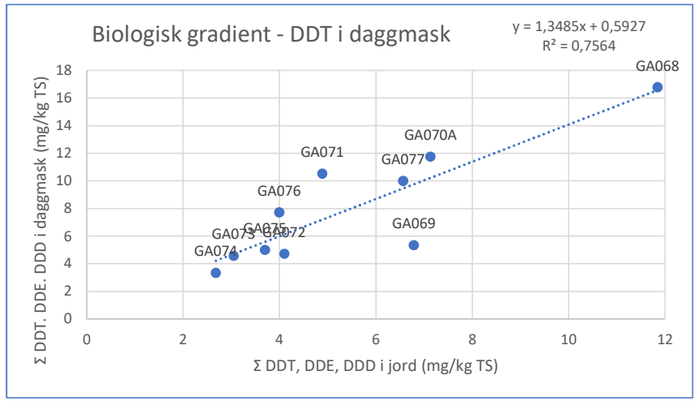
EA 2008. Guidance on the attribution of cause and effect in ecological risk assessment. UK
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

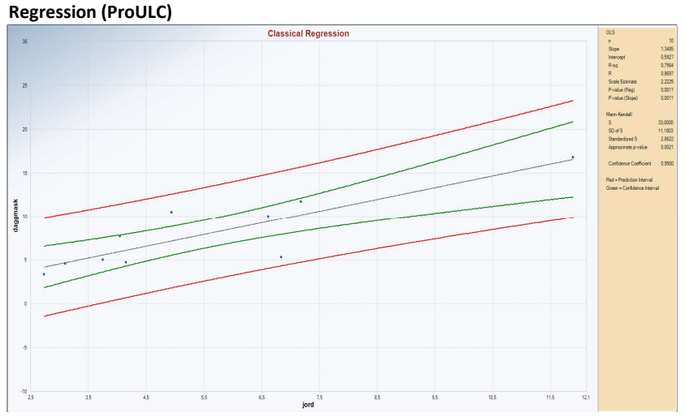
Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Kemi	Daggmask	DDT i vävnad					
		Poäng	0	ER			
		Resultat	**Osäkert.** En tydlig koncentration-effektgradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant från 0 (p<0,05) och r2>0,2 (r2=0,76) och riktningen på gradienten är den förväntade (lutning=1,3; halten i daggmask ökar med ökande koncentration summa DDT), men uppmätta koncentrationer reflekterar både koncentrationen i mag/tarm och vävnad (mag/tarm tömdes inte före analys). Medel BCF=1,5.	DDT i daggmask analyserades in i Referensområdet.			

ER=Ej relevant

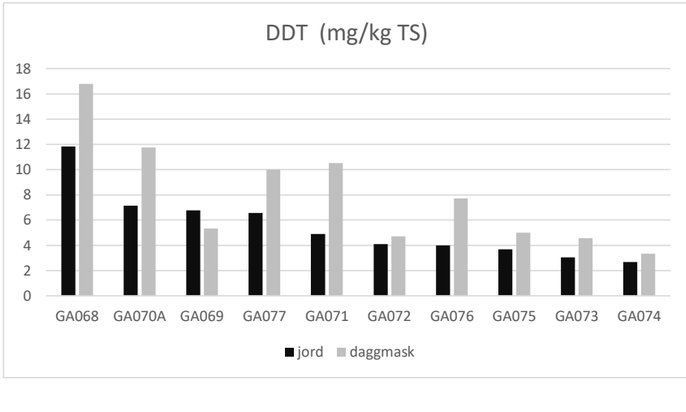
Regression (excel)



Regression (ProULC)



DDT (mg/kg TS)			
	jord	**daggmask**	**BCF**
GA068	11,8	16,8	1,4
GA070A	7,1	11,8	1,6
GA069	6,8	5,3	0,8
GA077	6,6	10,0	1,5
GA071	4,9	10,5	2,2
GA072	4,1	4,7	1,2
GA076	4,0	7,7	1,9
GA075	3,7	5,0	1,4
GA073	3,1	4,6	1,5
GA074	2,7	3,3	1,2
			1,5



Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p<0,05$ alt. ANOSIM: $R>0,6$) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r2<0,2$) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från 0 och $r2 \geq 0,2$, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p<0,05$ alt. ANOSIM: $R>0,6$) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:

Fries, G.F. 1991. Organic contaminants in terrestrial food chains. In: Organic contaminants in the environment, K.C. Jones, ed. Elsevier Science Publishers Ltd., London.
Smı dova K, Hofman J (2014) Uptake kinetics of five hydrophobic organic pollutants in the earthworm Eisenia fetida in six different soils. J Hazard Mater 267:175–182
Donato MM et al 1997. Effects of a Lipophilic Environmental Pollutant (DDT) on the Phospholipid and Fatty Acid Contents of Bacillus stearothermophilus. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 33, 341–349 (1997)

EPA (2007a) Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs) Attachment 4-1: Exposure Factors and Bioaccumulation Models for Derivation of Wildlife Eco-SSLs. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.
EPA (1999) DDT General Fact Sheets . National Pesticide Information Center (NPIC).
Morrison D et al. 2000. Bioavailability to Earthworms of Aged DDT, DDE, DDD, and Dieldrin in Soil.Environ. Sci. Technol., 2000, 34 (4), pp 709–713
Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) 1999. DDT Total. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekotoxikologi	Daggmask	Mortalitet					
		Poäng	-	0			
		Resultat	**Ingen gradient.** Endast 1 död daggmask observerades i 1 prov (GA077) med en DDT-koncentration på ca 7 mg/kg TS, men inte det prov med högst koncentration summa DDT.	**Osäkert.** Effekten uppträdde endast i 1 av 5 prov och inte det med högst koncentration summa DDT.			

Modifierad från:
Env Canada
EPA

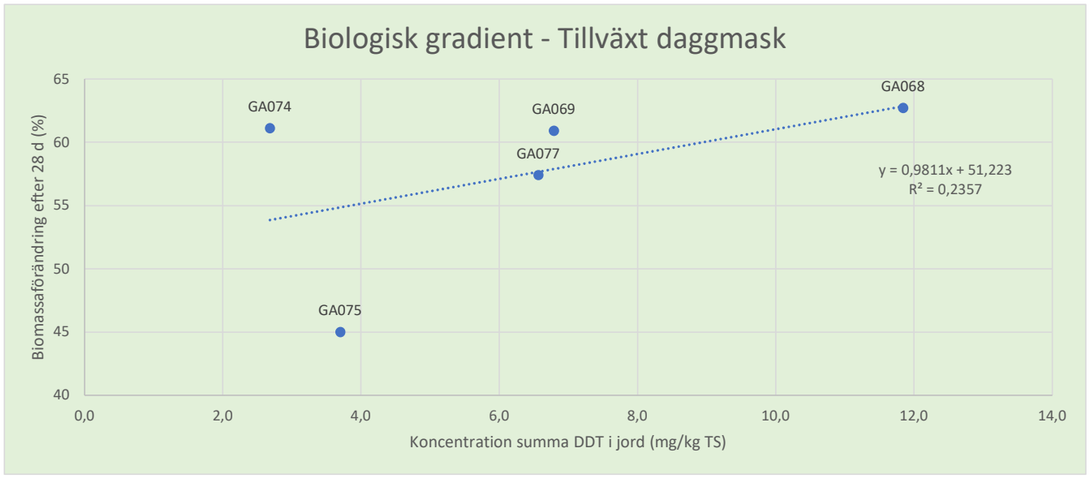
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p<0,05$ alt. ANOSIM: $R>0,6$) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från 0 och $r^2\geq0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r2<0,2$) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant ($p<0,05$) från 0 och $r2\geq0,2$, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p<0,05$ alt. ANOSIM: $R>0,6$) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:
Klaassen, C. D., Amdur, M. O., Doull, J., Eds.; McGraw-Hill 1996 . Casarett & Doull's toxicology. The basic science of poisons, Fifth edition.
WHO 1989. DDT AND ITS DERIVATIVES - ENVIRONMENTAL ASPECTS INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 83.http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc83.htm#SubSectionNumber:3.2.1
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

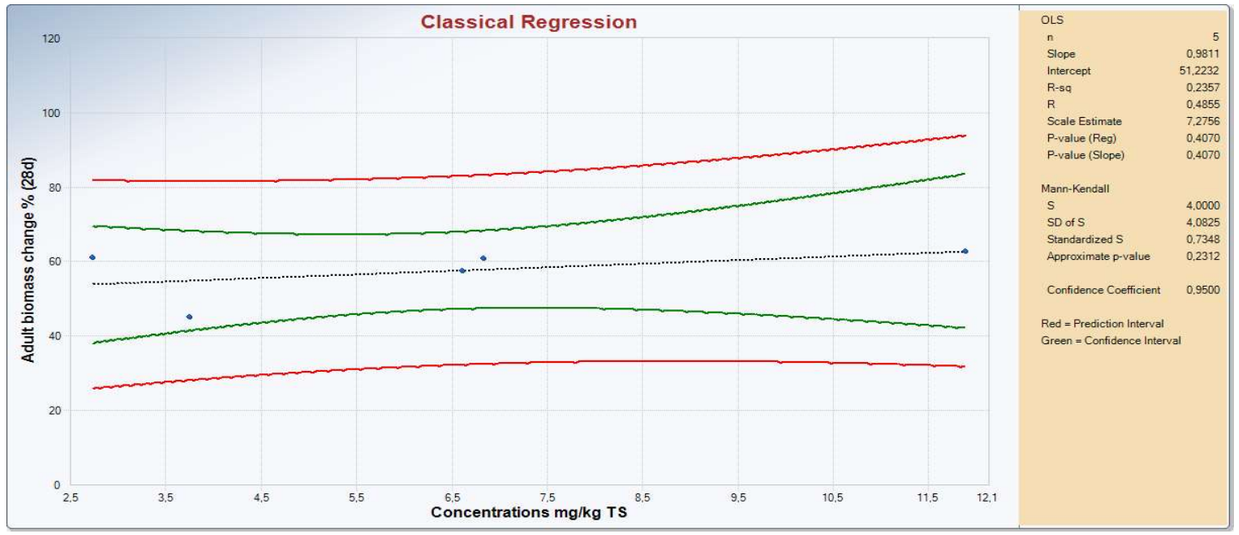
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

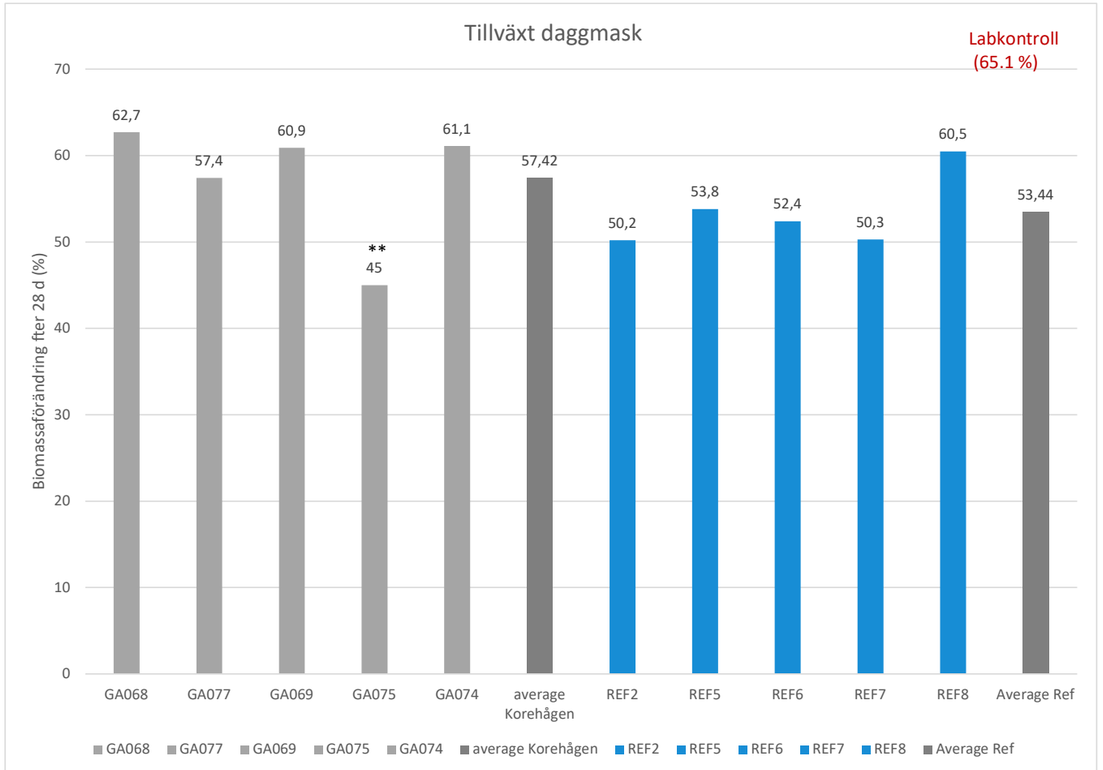
Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekotoxikologi	Daggmask	Tillväxt					
		Poäng	-	--			
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant från 0 (p>0,05) och gradienten går i motsatt riktning mot den förväntade (lutning=0,98; r2=0,24; högre tillväxt med ökande koncentration summa DDT).	**Inte överensstämmande.** Tillväxten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p>0,05). Biomassaförändringen i Kårehogen 1:3 är i medeltal ungefär densamma som i Referensområdet (biomassaförändring 57 vs 53 g. Endast signifikant effekt jämf. m. labkontrollen i GA075 (DDT ca 4 mg/kg TS) i vilken koncentrationen summa DDT i jord inte var den högsta.			

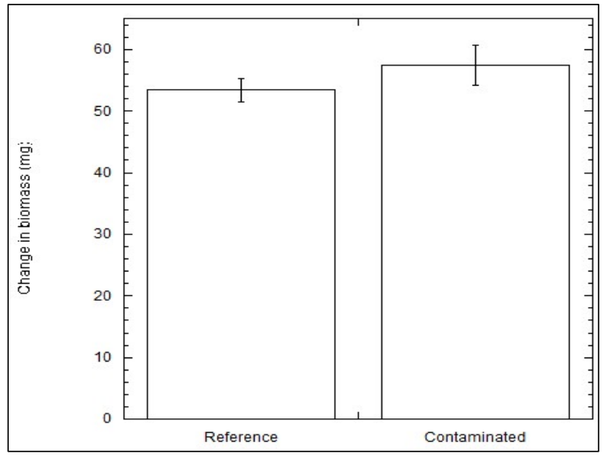
Regression (excell)



Regression (ProULC)







Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:

Env Canada — Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA — Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

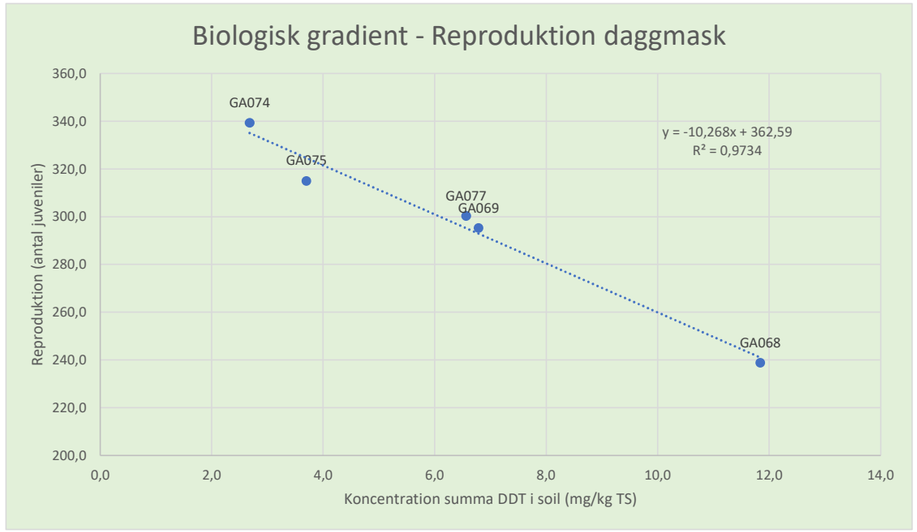
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

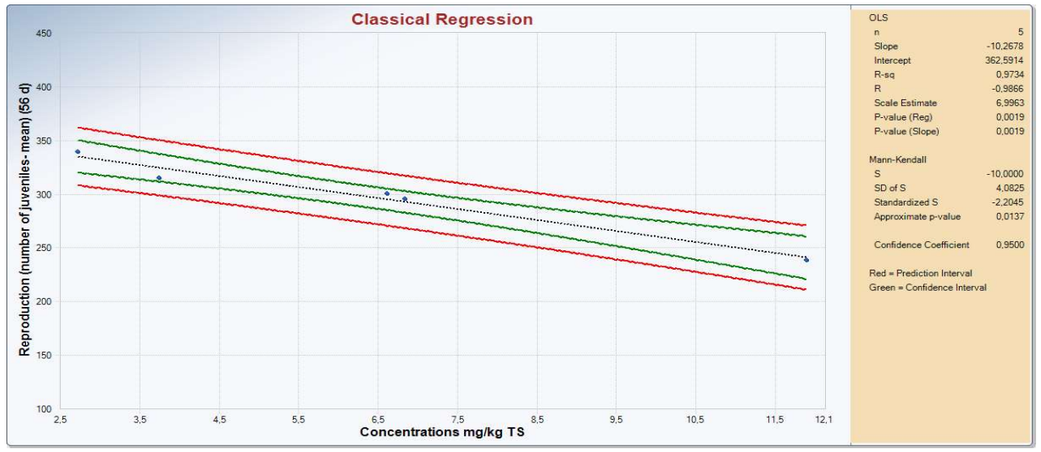
Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekotoxikologi	Daggmask	Reproduktion					
		Poäng	+	--	0	-	0
		Resultat	**En tydlig koncentration-effektgradient och rikt¬ningen på gradienten är den förväntade.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2>0,2 (r2=0,97). Reproduktionen minskar också med ökande koncentration summa DDT i jord (lutning=-10).	**Inte överensstämmande.** Reproduktionen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p>0,05). Antalet juveniler är i medeltal ungefär detsamma i Kårehogen som i Referensområdet (298 vs 286 juveniler). The lägsta antalet juveniler observerades i ett av proverna från Referensområdet.	Ej hittat information i studerad litteratur	**Försvagande bevis**. Antalet juveniler i prover från Kårehogen skiljer sig inte signifikant från Referensområdet, vilket är i linje med andra studier som indikerar att effekter på reproduktion sker vid högre koncentrationer av summa DDT i jord. Khund-Rinke & Simon (2004) : EC50 (daggmask reproduktion) för DDT = 588 mg/kg i sandig jord och >1000 mg/kg i siltig och lerig soil. Cook et al (1980 apud CCME 1999) LOEC = 25 mg/kg DDT i jord resulterade i 35-45 % lägre reproduktion	**En av många möjliga orsaker**

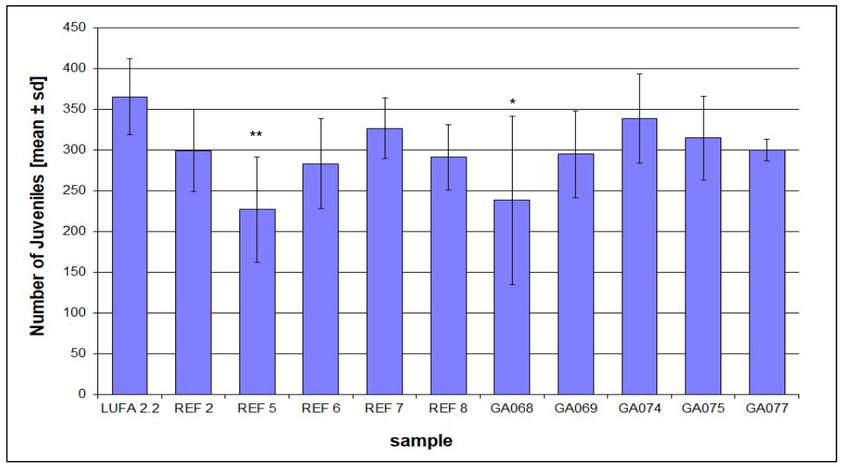
Noteringar:
OECD test: Den mest relevanta endpointen i daggmasktestet för jordprover från förorenade området är reproduktion (produktionen av kokonger). Det är också möjligt att bedöma tillväxten av juvenila maskar efter kläckning.

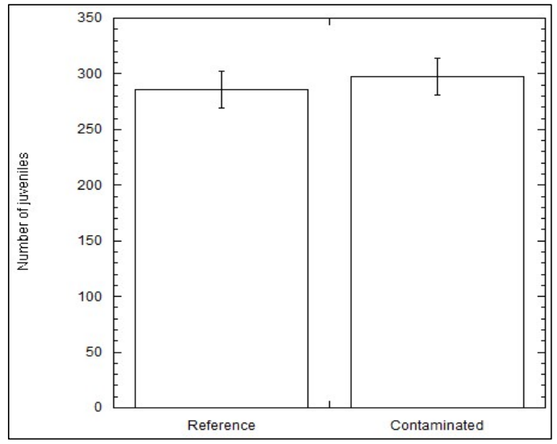
Viktigt: Daggmaskar är vanliga invånare i markekosystemet och de är också kända för att vara viktiga för markfunktionen. Sub-letala test såsom förökning kan vara indikativa för påverkan på den biologiska funktionen på högre nivåer higher levels (e.g. Heimbach 1998). Förökning kan extrapoleras för bedömning av om populationen är minskande eller sannolikt är på väg att försvinna. Påverkan på populationsnivå kan ha effekter på högre stående arter för vilka daggmaskar utgör en en beaktansvärd del av dieten (EA 2008).

Regression (excell)









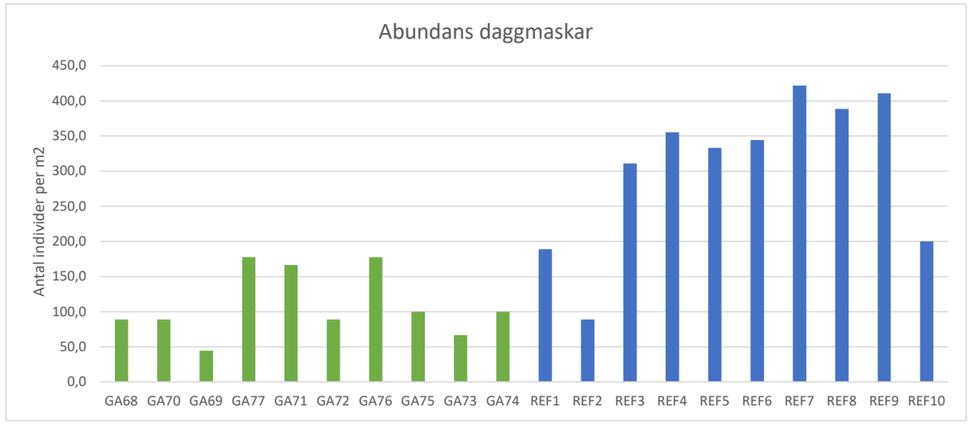
Modifierad från:
Env Canada
EPA

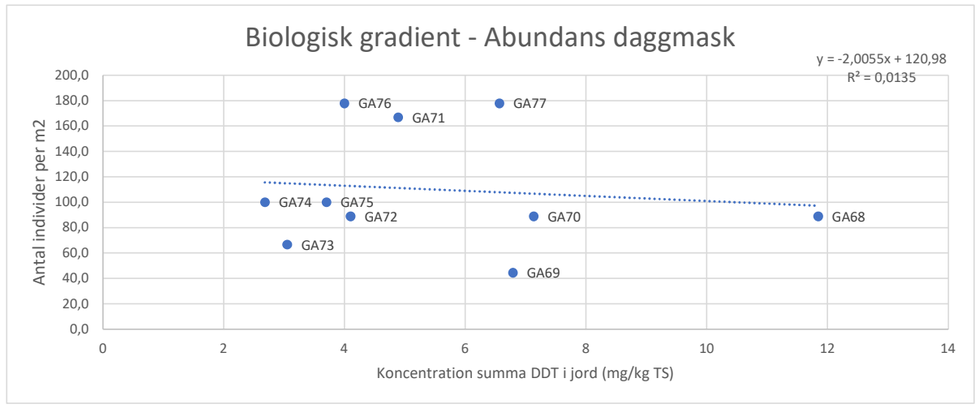
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

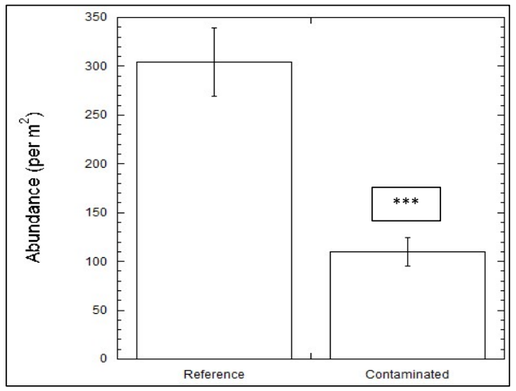
Referenser:
Hund-Rinkee K and Simon M. 2004 Terrestrial Ecotoxicity of Eight Chemicals in a Systematic Approach. J Soils & Sediments 2004: 1 – 7
Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. DDT (Total). Fact sheet. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/265/
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

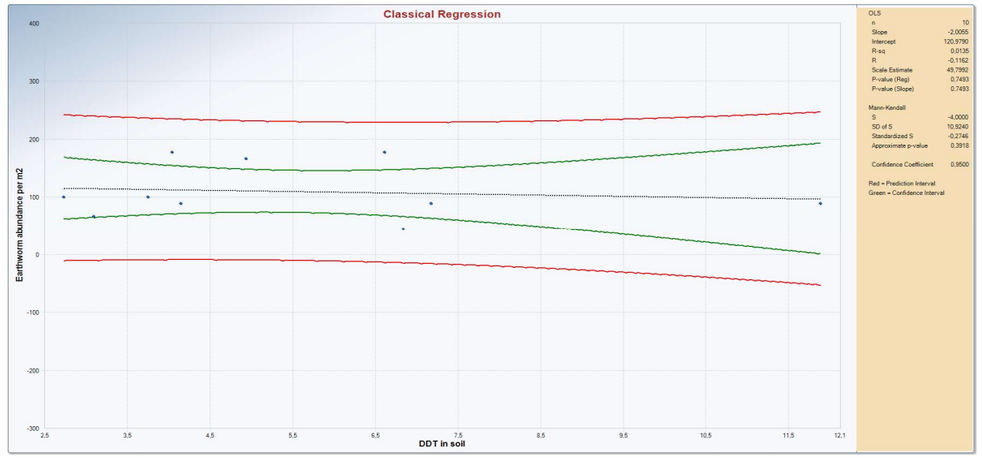
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 (p<0,05) and r^2>0,2)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Daggmask	Abundans					
		Poäng	-	++	0	-	0
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2 (r2=0,01).	**Samförekomst.** Abundansen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05) **och skillnaden i effekt är den förväntade** (abundansen är lägre i det DDT-förorenade området än i Referensområdet). Abundanssen i Kårehogen var i medeltal lägre (110 ind/m2) än i Referensområdet (304 ind/m2) och skillnaden är signifikant (p<0,001).	Ej hittat information i studerad litteratur	**Försvagande bevis.** Tillgängliga studier visar att det inte föreliggar några negativa effekter vid uppmätta koncentrationer av summa DDT i Kårehogen 1:3. Koncentrationerna av summa DDT i jord från Kårehogen (2,7-12 mg/kg) bör inte vara tillräckligt höga för att orsaka mortalitet av daggmaskar. Hoy (1995 apud CCME 199) observerade signifikant mortalitet av daggmask (66-74 %) vid 15-30 mg/kg av DDT i jord. DDT har liten eller ingen effekt på daggmaskar vid koncentrationer som är sannolika att stöta på i fält; maskar var opåverkade vid 2000 mg/kg jord (Goffart, 1949 apud WHO 1989). Daggmaskar är okänsliga för akuttoxiska effekter av DDT vid koncentrationer som är högre än vad som sannolikt hittas i miljön. Även om det är osannolikt att daggmaskar allvarligt negativt påverkas av DDT så medför de en stor fara för predatorer pga av de halter i vävnaden som de kan tolerera (WHO 1989).	**En av många möjliga orsaker**


Abundans daggmaskar
Antal individer per m2
450,0
400,0
350,0
300,0
250,0
200,0
150,0
100,0
50,0
0,0
GA68 GA70 GA69 GA77 GA71 GA72 GA76 GA75 GA73 GA74 REF1 REF2 REF3 REF4 REF5 REF6 REF7 REF8 REF9 REF10


Biologisk gradient - Abundans daggmask
y = -2,0055x + 120,98
R² = 0,0135
Antal individer per m2
200,0
180,0
160,0
140,0
120,0
100,0
80,0
60,0
40,0
20,0
0,0
0 2 4 6 8 10 12 14
Koncentration summa DDT i jord (mg/kg TS)
GA76
GA71
GA77
GA74
GA75
GA72
GA70
GA68
GA73
GA69


Abundance (per m²)
350
300
250
200
150
100
50
0
***
Reference
Contaminated


Classical Regression
Earthworm abundance per m2
DDT in soil
OLS
n 10
Slope -2,0055
Intercept 120,9790
R-sq 0,0135
R -0,1162
Scale Estimate 49,7992
P-value (Reg) 0,7493
P-value (Slope) 0,7493
Mann-Kendall
S -4,0000
SD of S 10,9240
Standardized S -0,2746
Approximate p-value 0,3918
Confidence Coefficient 0,9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval

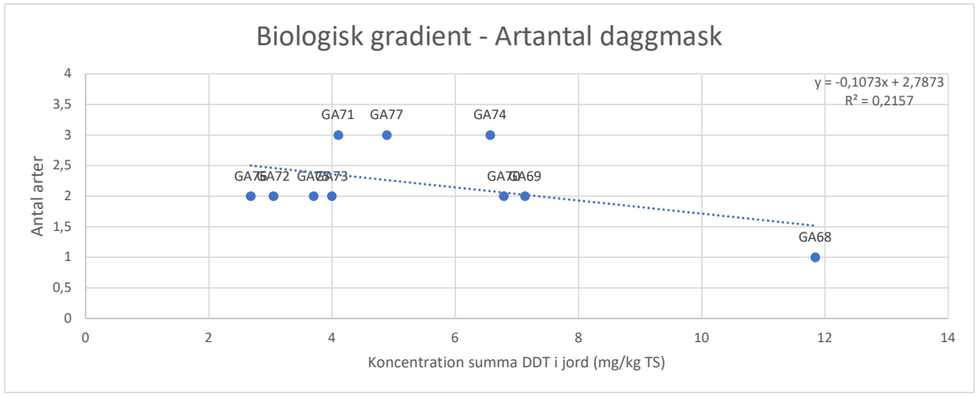
Modifierad från:
Env Canada
EPA

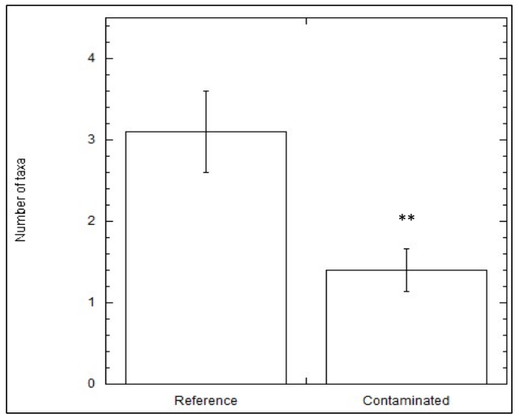
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

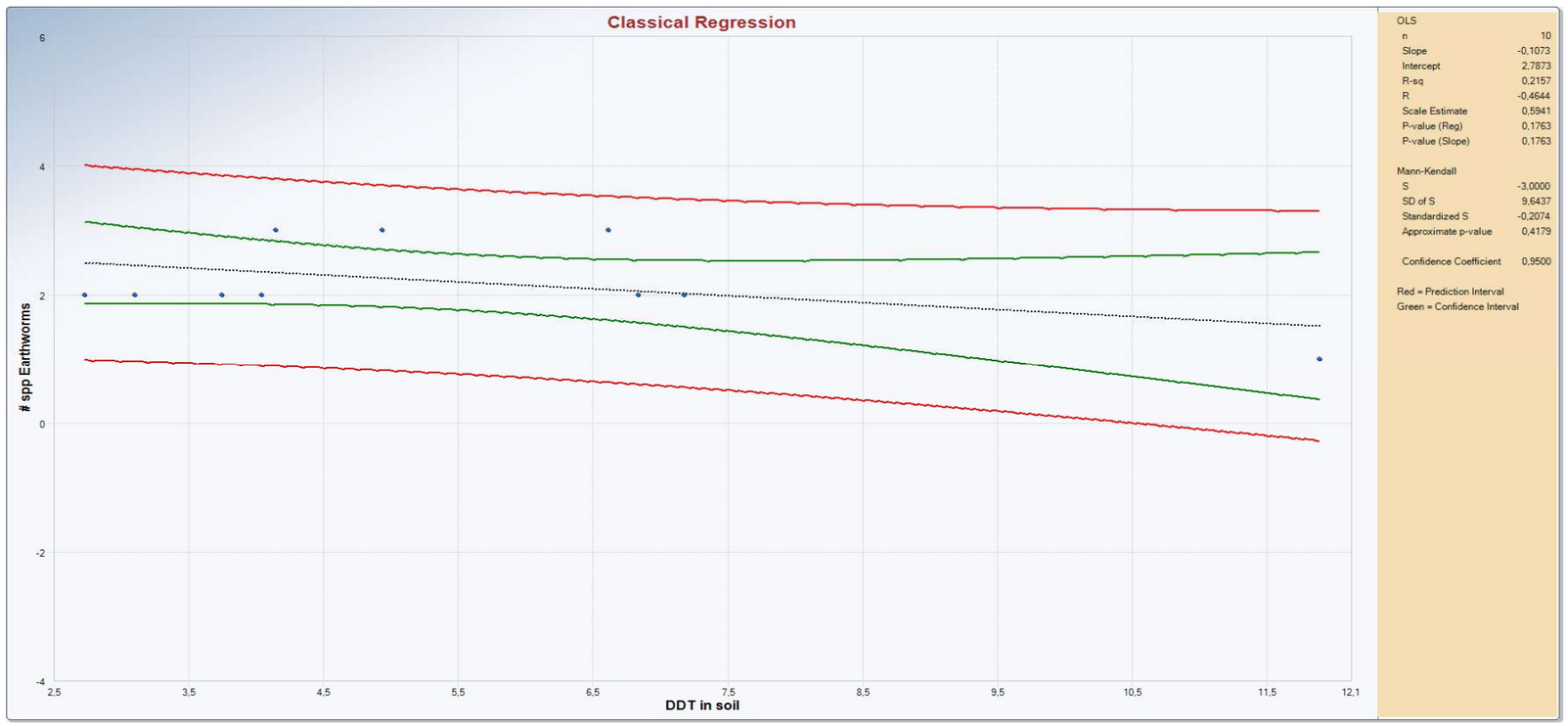
Referenser:
Edwards, A, Dennis EB, Empson· D W. 1967. Pesticides and the soil fauna: effects of aldrin and DDT in an arable field. · Annals of Applied Biology 60(1):11-22
Klaassen, C. D., Amdur, M. O., Doull, J., Eds.; McGraw-Hill 1996 . Casarett & Doull's toxicology. The basic science of poisons, Fifth edition.
WHO 1989. DDT AND ITS DERIVATIVES - ENVIRONMENTAL ASPECTS INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 83.http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc83.htm#SubSectionNumber:3.2.1
Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. DDT (Total). Fact sheet. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/265/
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Daggmask	Artantal					
		Poäng	0	++	0	-	0
		Resultat	**Osäkert.** En otydlig koncentration-effektgradient. Artantaket minskar med ökande DDT-koncentration (lutning=-0,11; r2=0,22), men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0.	**Samförekomst.** Artantalet inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05) och skillnaden i effekt är den förväntade (artantealet är lägre i det DDT-förorenade området (Kprehogen 1:3). Antalet taxa i Kårehogen (ca 2) är signifikant lägre än i Referensområdet (3.5) och skillnaden är signifikant (p=0.002).	Ej hittat information i studerad litteratur	**Försvagande bevis.** Tillgängliga studier visar att det inte föreligger några negativa effekter vid uppmätta koncentrationer av summa DDT i Kårehogen 1:3. Koncentrationerna av summa DDT i jord från Kårehogen (2,7-12 mg/kg) bör inte vara tillräckligt höga för att orsaka mortalitet av daggmaskar. Hoy (1995 apud CCME 199) observerade signifikant mortalitet av daggmask (66-74 %) vid 15-30 mg/kg av DDT i jord. DDT har liten eller ingen effekt på daggmaskar vid koncentrationer som är sannolika att stöta på i fält; maskar var opåverkade vid 2000 mg/kg jord (Goffart, 1949 apud WHO 1989). Daggmaskar är okänsliga för akuttoxiska effekter av DDT vid koncentrationer som är högre än vad som sannolikt hittas i miljön. Även om det är osannolikt att daggmaskar allvarligt negativt påverkas av DDT så medför de en stor fara för predatorer pga av de halter i vävnaden som de kan tolerera (WHO 1989).	**En av många möjliga orsaker**


Biologisk gradient - Artantal daggmask
y = -0,1073x + 2,7873
R² = 0,2157
Antal arter
Koncentration summa DDT i jord (mg/kg TS)
GA71
GA77
GA74
GA72
GA73
GA69
GA68
0
0,5
1
1,5
2
2,5
3
3,5
4
0
2
4
6
8
10
12
14


Number of taxa
**
Reference
Contaminated
0
1
2
3
4


Classical Regression
spp Earthworms
DDT in soil
6
4
2
0
-2
-4
2,5
3,5
4,5
5,5
6,5
7,5
8,5
9,5
10,5
11,5
12,1
OLS
n 10
Slope -0,1073
Intercept 2,7873
R-sq 0,2157
R -0,4644
Scale Estimate 0,5941
P-value (Reg) 0,1763
P-value (Slope) 0,1763
Mann-Kendall
S -3,0000
SD of S 9,6437
Standardized S -0,2074
Approximate p-value 0,4179
Confidence Coefficient 0,9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval

Modifierad från:
Env Canada
EPA

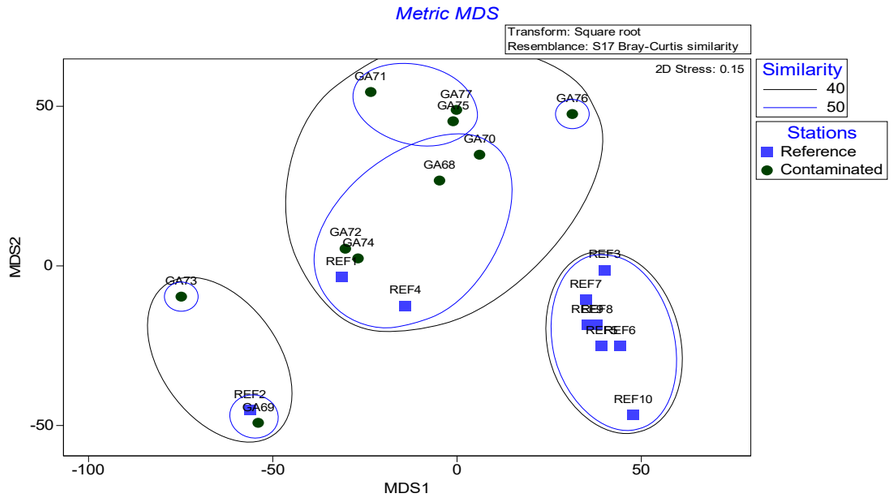
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:
Edwards, A, Dennis EB, Empson· D W. 1967. Pesticides and the soil fauna: effects of aldrin and DDT in an arable field. · Annals of Applied Biology 60(1):11-22
Klaassen, C. D., Amdur, M. O., Doull, J., Eds.; McGraw-Hill 1996 . Casarett & Doull's toxicology. The basic science of poisons, Fifth edition.
WHO 1989. DDT AND ITS DERIVATIVES - ENVIRONMENTAL ASPECTS INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY. ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 83.http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc83.htm#SubSectionNumber:3.2.1
Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. DDT (Total). Fact sheet. http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/265/
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 (p<0,05) and r^2>0,2)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Daggmask	Artsammansättning					
		Poäng	ER	--			
		Resultat		**Inte överensstämmande.** Artsammansättningen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOSIM: R<0,6).			

ER Ej relevant



Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:

Env Canada — Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA — Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

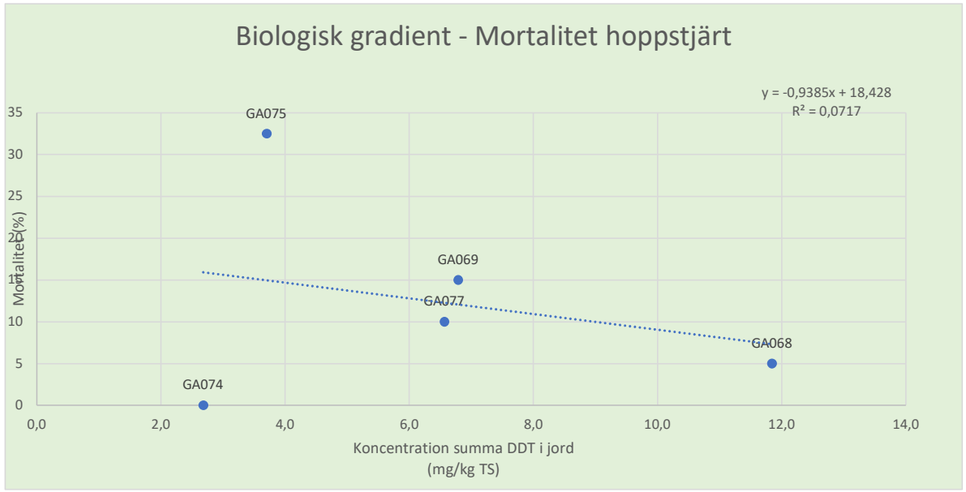
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

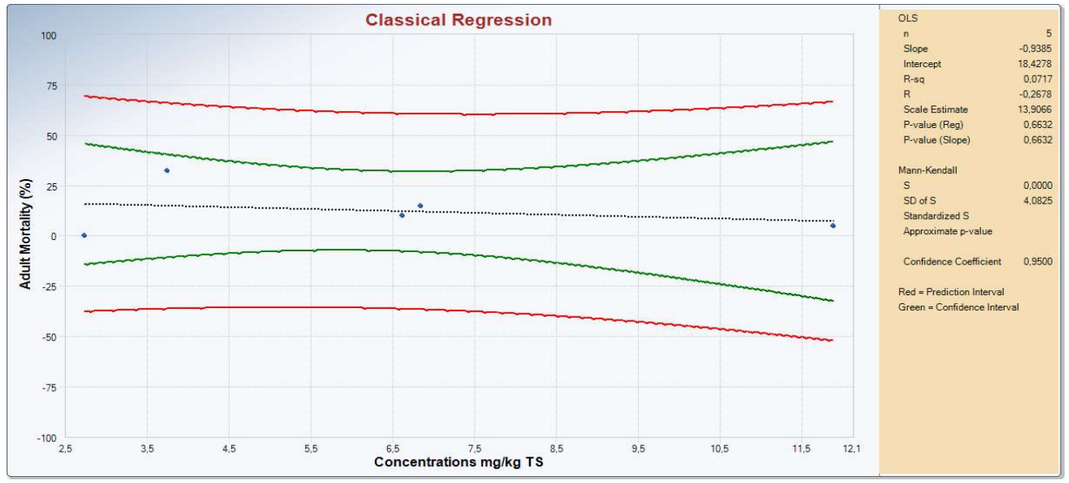
Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekotoxikologi	Hoppstjärt	Mortalitet					
		Poäng	-	--			
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2 (r2=0,07). Signifikant högre mortalitet jämfört med labkontrolljorden bara observat i 1 av 5 samples (GA075) och inte i den med högst koncentration summa DDT (4 mg/kg).	**Inte överensstämmande.** Mortaliteten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05) och skillnaden i mortalitet är motsatt den förväntade (mortaliteten i Kårehogen (13%) är i medeltal lägre än i Referensområdet (19%), men skillnaden är inte signifikant (p= 0,48)).			

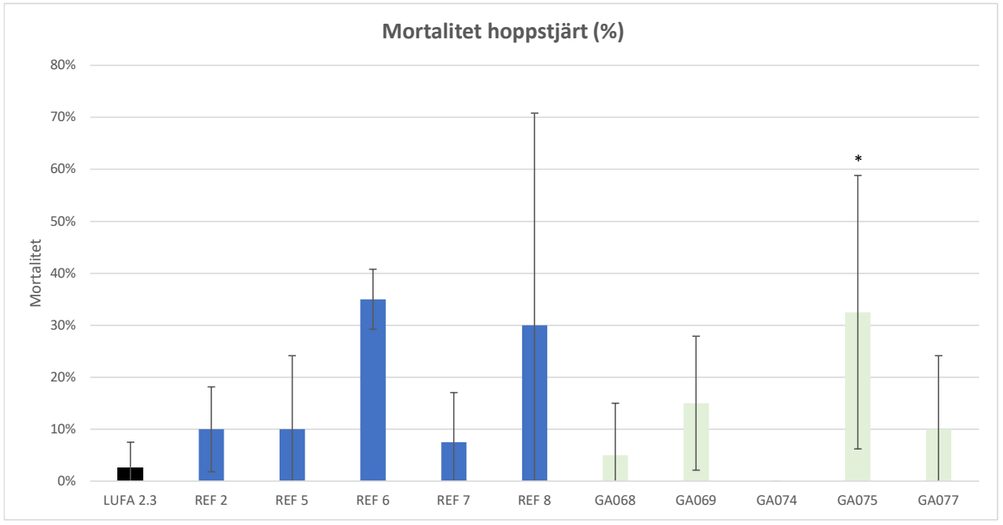
Noteringar:
Toxicitetstest: Den mest relevanta ”endpointen” i hoppstjärtstestet för jordprover från förorenade områden är reproduktion (antalet producerade juveniler). Om föroreningen är stor är det emellertid möjligt att samla in information om överlevnaden av exponerade vuxna som en ”endpoint”.
Viktigt: Hoppstjärtar är en divers djurgrupp och överallt förekommande i markekosystem. De förekommer vanligen i stora populationer och har en viktig roll i markfunktionen.

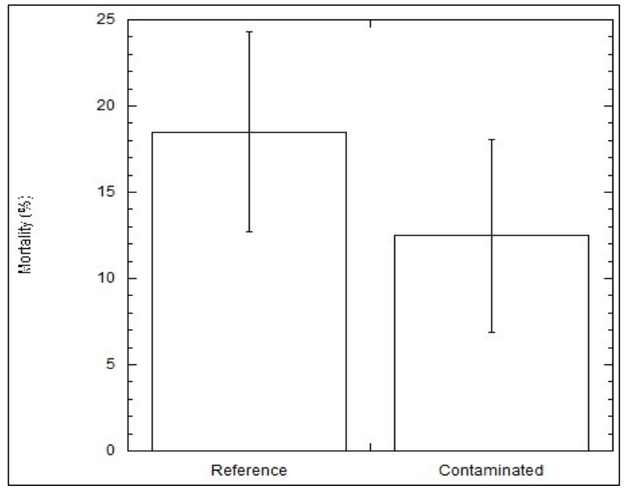
Resultaten avseende förökning kan extrapoleras till att användas för att bedöma om populationen är på nedåtgående. Avsaknaden av arter som har en viktig roll i markens funktion har potentialen att förändra markförhållanden och därmed överlevnaden av högre stående organismer.

Regression (excell)









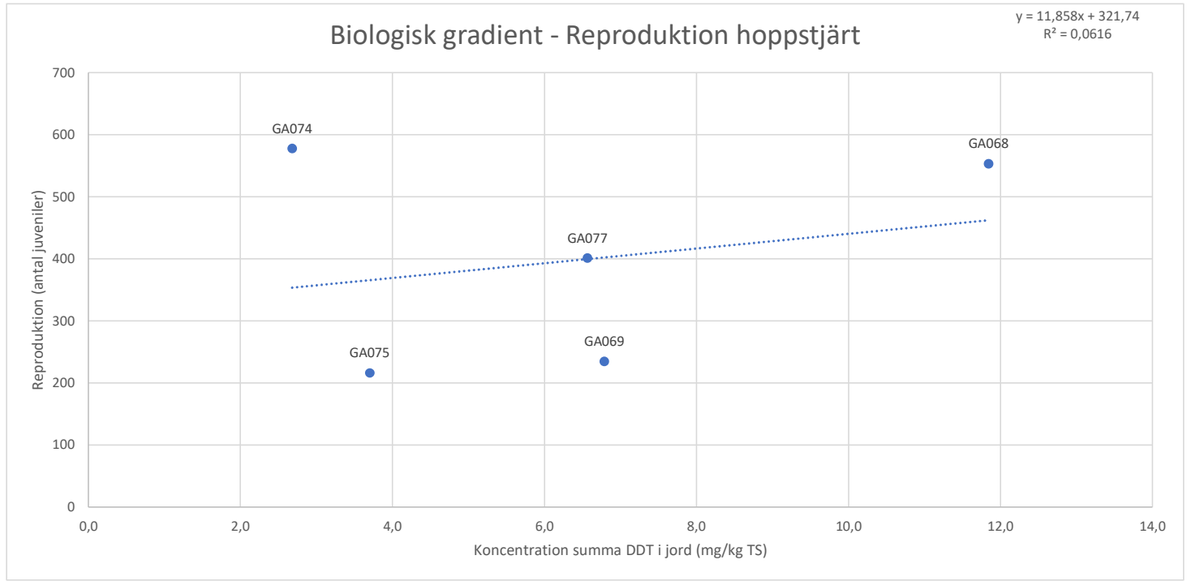
Modifierad från:
Env Canada
EPA

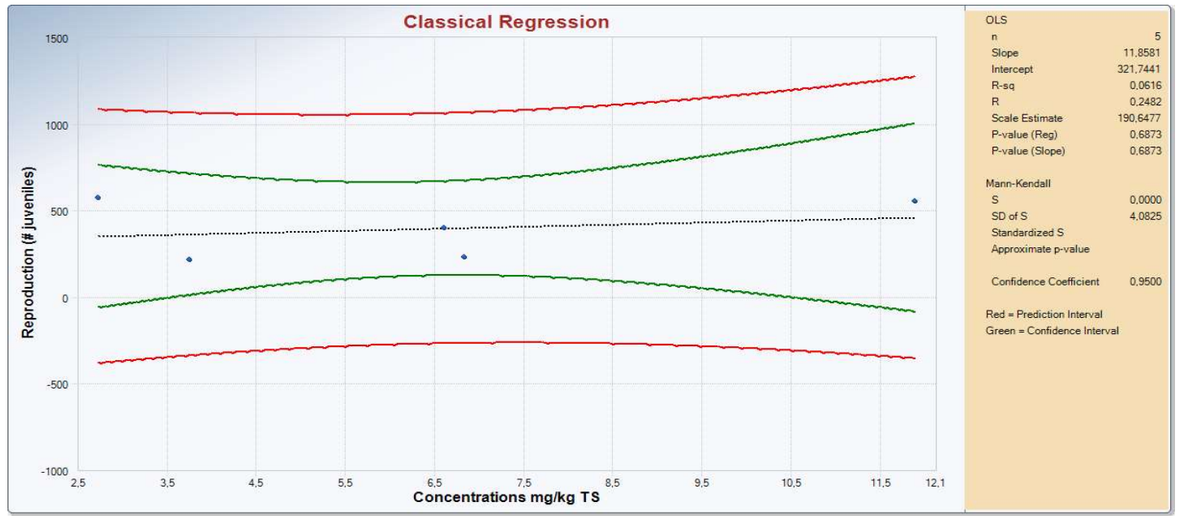
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

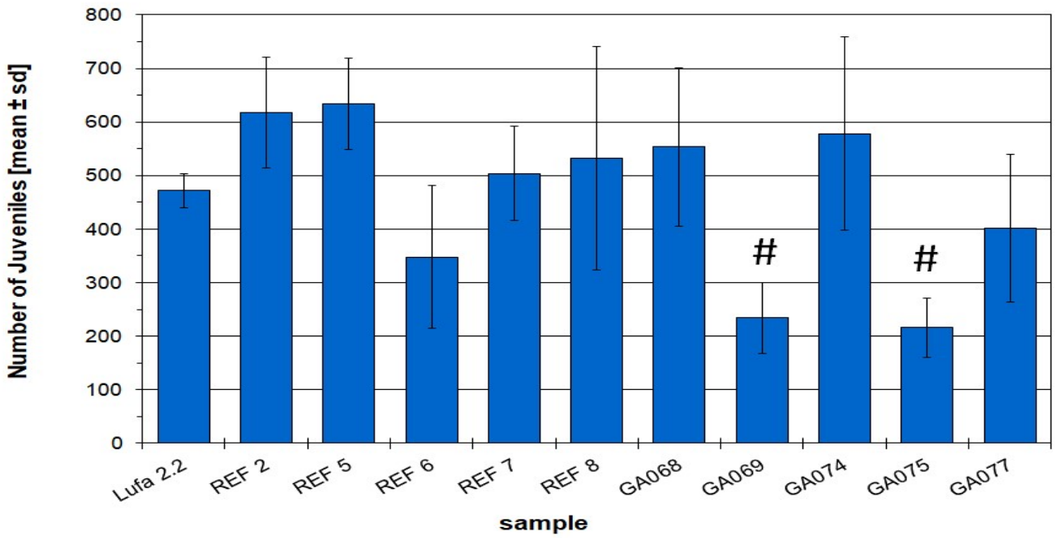
Referenser:
Perfect, T.J., A.G. Cook, B.R. Critchley, and A. Russel–Smith. 1981. The effect of crop protection with DDT on the microarthropod population of a cultivated forest soil in the sub-humid tropics. Pedobiologia 21:7–18.
Denneman CAJ, Van Gestel CAM. 1990. Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings) waarden op basis van ecotoxicologische risico's. Bilthoven, The Netherlands. National Institute for Public Health and the Environment. Rapport 725201001.
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

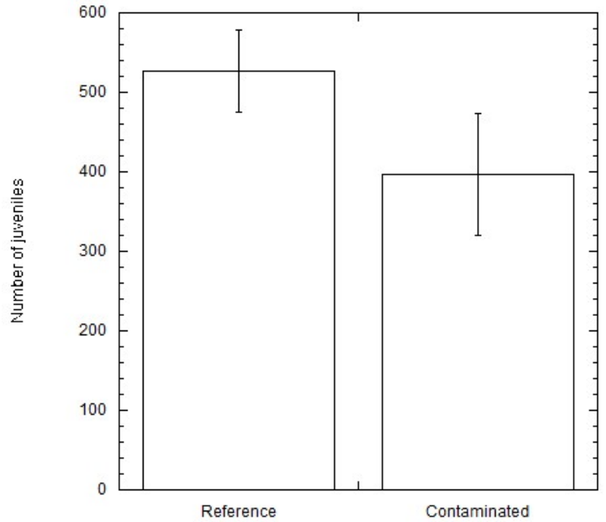
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekotoxikologi	Hoppstjärt	Reproduktion					
		Poäng	-	--			
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r2<0,2$ ($r2=0,06$). Antalet juveniler är statistiskt signifikan lägre i GA075 and GA069 jämfört med labkontrollen, men koncentrationerna var inte högst i dessa prover.	**Inte överensstämmande.** Reproduktionen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p>0,05$). $p=0,19$.			


Biologisk gradient - Reproduktion hoppstjärt
y = 11,858x + 321,74
R² = 0,0616
Reproduktion (antal juveniler)
Koncentration summa DDT i jord (mg/kg TS)
GA074
GA068
GA077
GA075
GA069
0
100
200
300
400
500
600
700
0,0
2,0
4,0
6,0
8,0
10,0
12,0
14,0


Classical Regression
Reproduction (# juveniles)
Concentrations mg/kg TS
OLS
n 5
Slope 11,8581
Intercept 321,7441
R-sq 0,0616
R 0,2482
Scale Estimate 190,6477
P-value (Reg) 0,6873
P-value (Slope) 0,6873
Mann-Kendall
S 0,0000
SD of S 4,0825
Standardized S
Approximate p-value
Confidence Coefficient 0,9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval


Number of Juveniles [mean ± sd]
sample
Lufa 2.2
REF 2
REF 5
REF 6
REF 7
REF 8
GA068
GA069
GA074
GA075
GA077
#
#


Number of juveniles
Reference
Contaminated

Modifierad från:
Env Canada
EPA

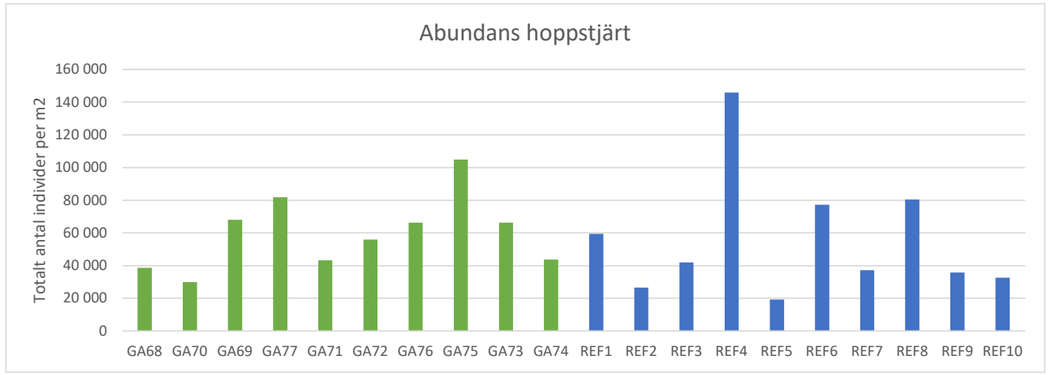
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

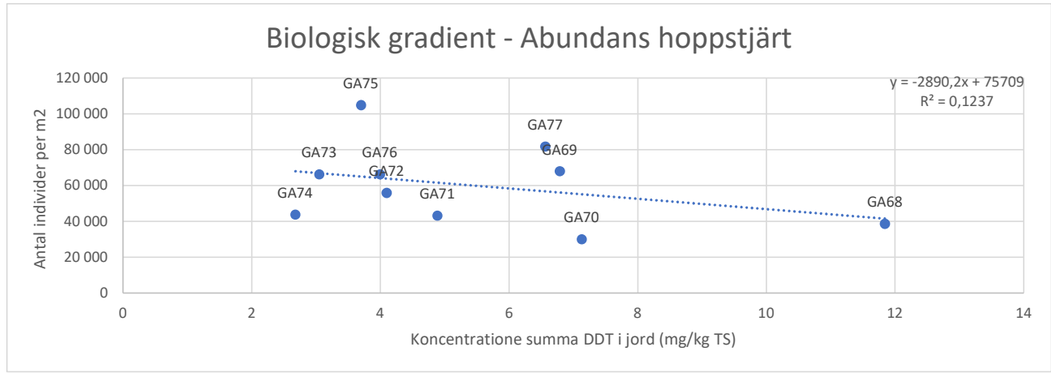
Referenser:

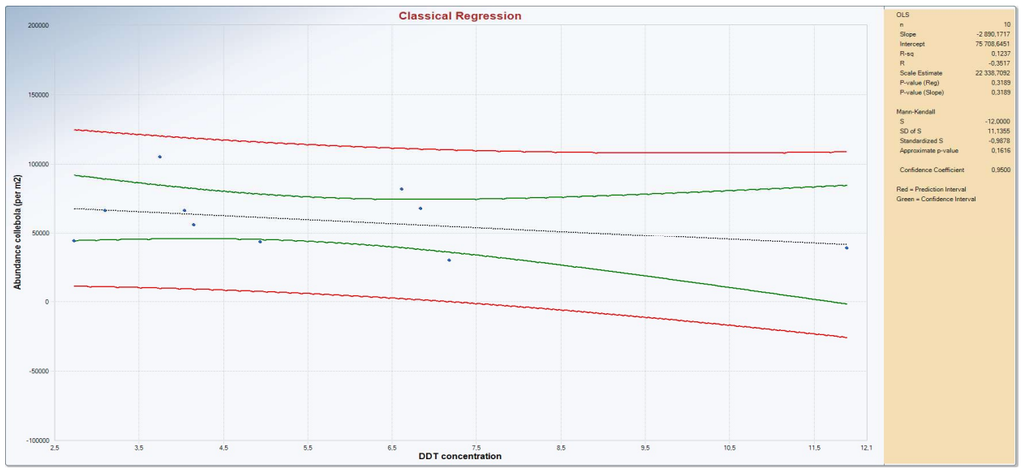
Env Canada — Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA — Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

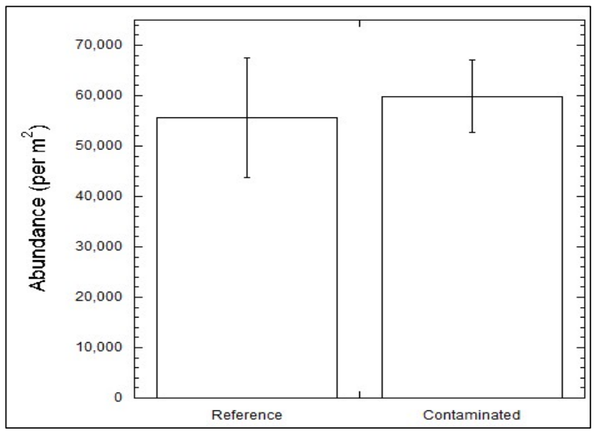
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Hoppstjärt	Abundans					
		Poäng	-	--			
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r2<0,2$ ($r2=0,12$).	**Inte överensstämmande.** Abundansen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p<0,05$). Abundansen i Kårehogenproverna är i medeltal högre (59 887 ind/m2) än i Referensområdet (55 631 ind/m2) och skillnaden är inte signifikant ($p=0,43$).			


Abundans hoppstjärt
Totalt antal individer per m2
160 000
140 000
120 000
100 000
80 000
60 000
40 000
20 000
0
GA68 GA70 GA69 GA77 GA71 GA72 GA76 GA75 GA73 GA74 REF1 REF2 REF3 REF4 REF5 REF6 REF7 REF8 REF9 REF10


Biologisk gradient - Abundans hoppstjärt
Antal individer per m2
120 000
100 000
80 000
60 000
40 000
20 000
0
0
2
4
6
8
10
12
14
Koncentratione summa DDT i jord (mg/kg TS)
y = -2890,2x + 75709
R² = 0,1237
GA75
GA77
GA73
GA76
GA69
GA72
GA74
GA71
GA68
GA70


Classical Regression
Abundance collebola (per m2)
DDT concentration
OLS
n 10
Slope -2 890,1717
Intercept 75 708,6451
R-sq 0,1237
R -0,3517
Scale Estimate 22 338,7092
P-value (Reg) 0,3189
P-value (Slope) 0,3189
Mann-Kendall
S -12,0000
SD of S 11,1355
Standardized S -0,9878
Approximate p-value 0,1616
Confidence Coefficient 0,9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval


Abundance (per m2)
70,000
60,000
50,000
40,000
30,000
20,000
10,000
0
Reference
Contaminated

Modifierad från:
Env Canada
EPA

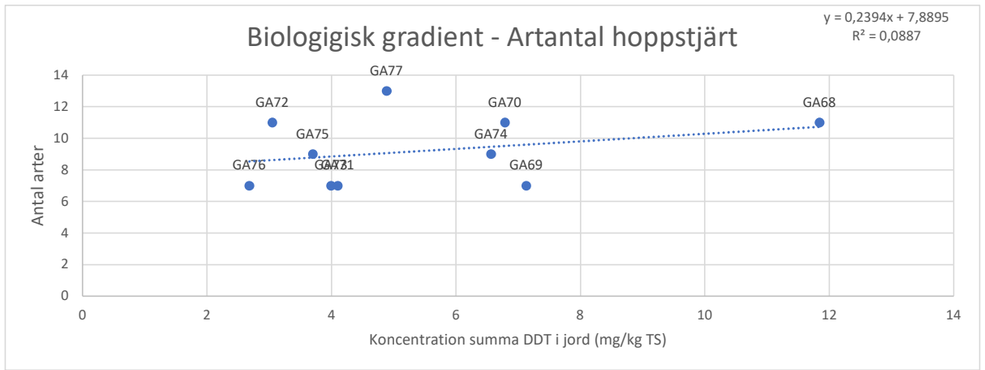
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

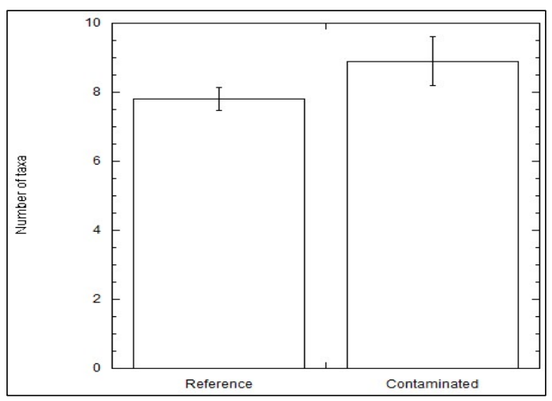
Referenser:

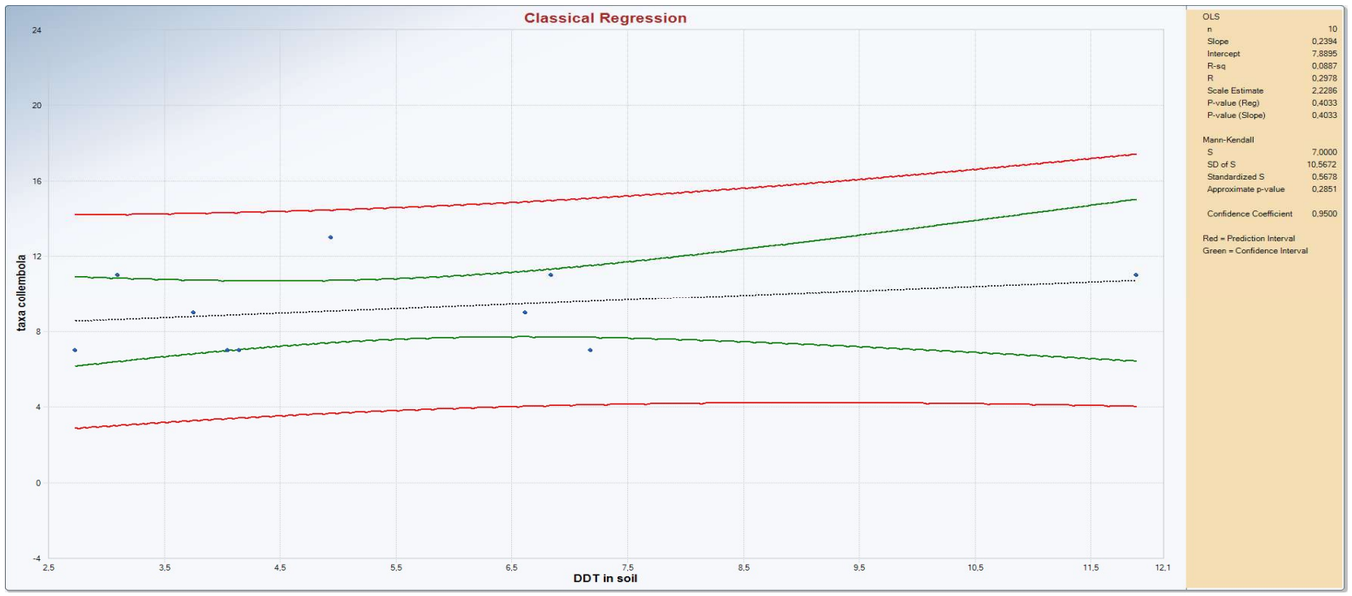
Sheals 1956. Soil Population Studies. I.—The Effects of Cultivation and Treatment with Insecticides. Bulletin of entomological research 47(04):803 - 822
Edwards, A, Dennis EB, Empson· D W. 1967. Pesticides and the soil fauna: effects of aldrin and DDT in an arable field. · Annals of Applied Biology 60(1):11-22
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Hoppstjärt	Artantal					
		Poäng	-	--			
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r2<0,2$($r2=0,09$).	**Inte överensstämmande.** Artantalet inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p<0,05$). Antalet arter i Kårehogen är i medeltal högre (9) jämfört med Referensområdet (8) och skillnaden är inte signifikant ($p=0,17$).			


Biologigisk gradient - Artantal hoppstjärt
y = 0,2394x + 7,8895
R² = 0,0887
Antal arter
Koncentration summa DDT i jord (mg/kg TS)
GA77
GA72
GA70
GA68
GA75
GA74
GA76
GA71
GA69


Number of taxa
Reference
Contaminated


Classical Regression
taxa collembola
DDT in soil
OLS
n 10
Slope 0.2394
Intercept 7.8895
R-sq 0.0887
R 0.2978
Scale Estimate 2.2286
P-value (Reg) 0.4033
P-value (Slope) 0.4033
Mann-Kendall
S 7.0000
SD of S 10.5672
Standardized S 0.5678
Approximate p-value 0.2851
Confidence Coefficient 0.9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval

Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

Referenser:

Tomlin A. D. 1975. Toxicity of soil applications of insecticides to three species of springtails (Collembola) under laboratory conditions. · The Canadian Entomologist 107(7):769-774

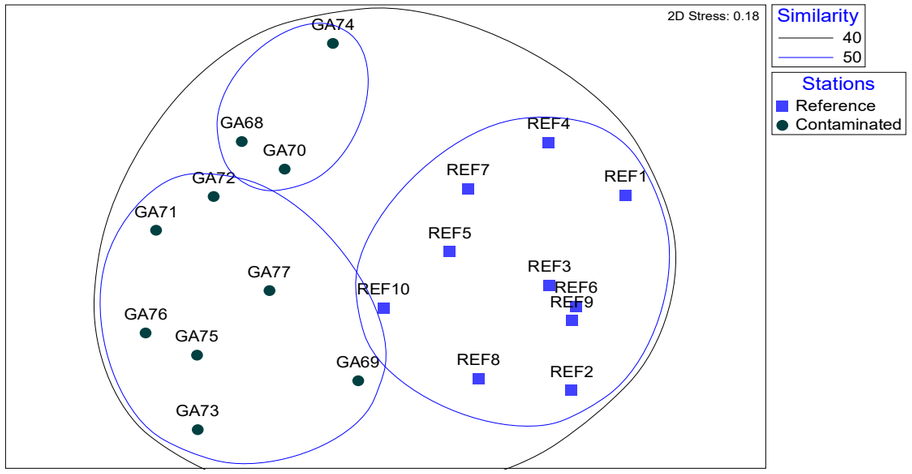
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module

EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Hoppstjärt	Artsammansättning					
		Poäng	ER	++	0	-	0
		Resultat		**Samförekomst.** Artsammansättningen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOSIM: R>0,6). R = 0.73.	Ej hittat information i studerad litteratur	**Försvagande bevis att DDT kan vara orsaken till observerade effekter.** Även om DDT är en insecticid, så sågs endast svaga negativa effekter på collembola av Khund-Rinke & Simon (2004). EC50 (collembola reproduktion) för DDT i siltig jord var 950 mg/kg och > 1000 mg/kg i sandig och lerig jord.	**En av många möjliga orsaker**

ER = Ej relevant



Modifierad från:
Env Canada
EPA

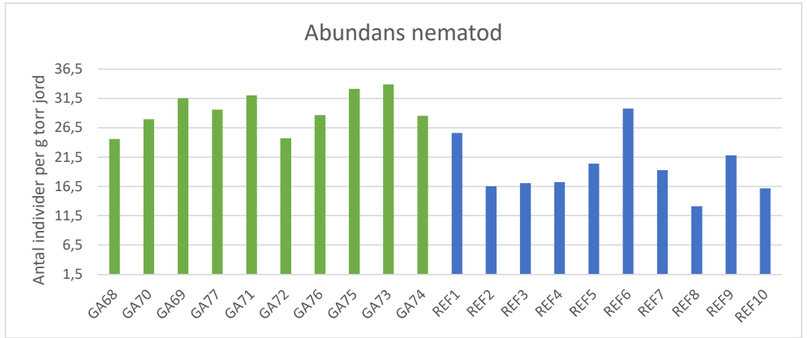
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

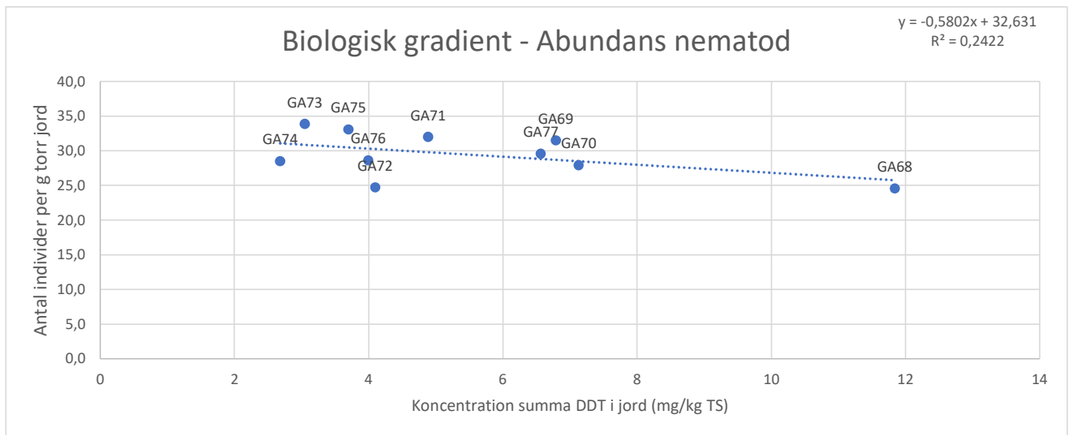
Referenser:

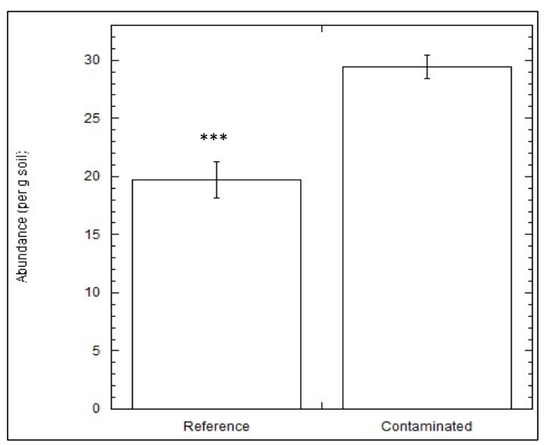
Sheals 1956. Soil Population Studies. I.—The Effects of Cultivation and Treatment with Insecticides. Bulletin of entomological research 47(04):803 - 822
Edwards, A, Dennis EB, Empson· D W. 1967. Pesticides and the soil fauna: effects of aldrin and DDT in an arable field. · Annals of Applied Biology 60(1):11-22
Env Canada Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

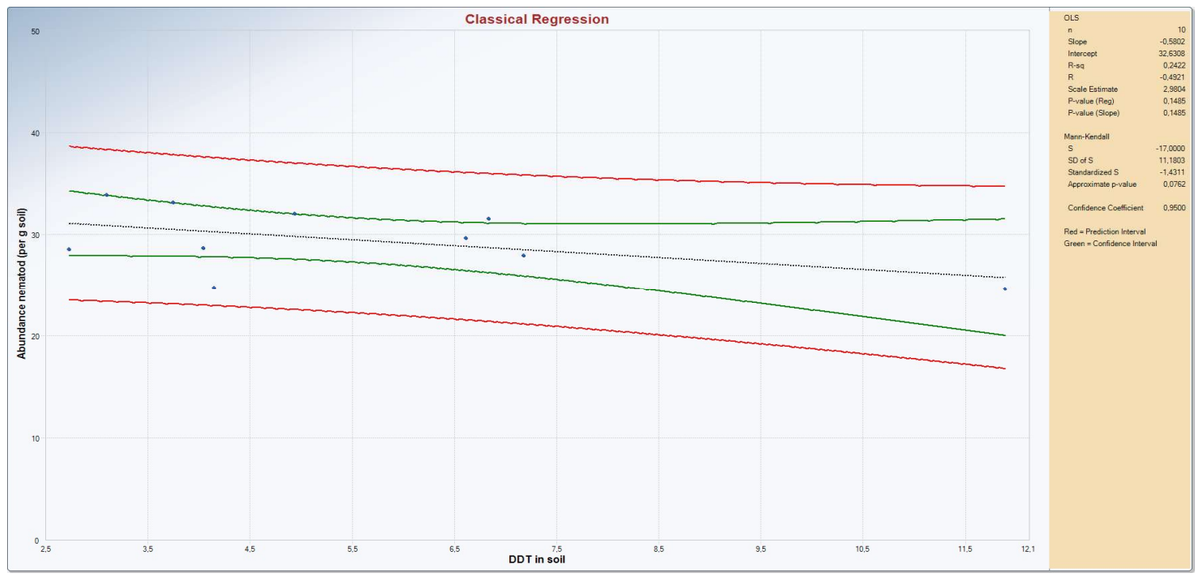
Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Nematod	Abundans					
		Poäng	0	--			
		Resultat	**Osäkert.** En otydlig koncentration-effektgradient (Abundansen minskar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0.	**Inte överensstämmande.** Skillnaden i abundans är motsatt den förväntade. Abundansen av nematoder var i medeltal signifikan högre i Kårehogen (29 ind/g jord) jämfört med Referensområdet (20 ind/g jord; p<0.001).			









Modifierad från:
Env Canada
EPA

National Research Council. 1986.Environmental effects of DDT. In "Ecological Knowledge and Environmental Problem-Solving: Concepts and Case Studies". Washington, DC: The National Academies Press. https://doi.org/10.17226/645.

DDT is not equally toxic to all species of animals. Control programs for arthropods have sometimes resulted in increased pest damage, because predators of a pest were eliminated by DDT. For example, DDT applications in apple orchards eliminated populations of predaceous ladybird beetles, so that red-mite populations formerly controlled by the ladybird beetles reached outbreak proportions. This particular mite is not susceptible to DDT and was hardly influenced directly by the DDT that killed the beetles (Helle, 1965). In other cases, less susceptible populations have flourished after control programs, presumably because of reduction in competition as a result of elimination or reduction of more susceptible species. Cope (1961) reported that, after treatment of 72,000 acres of the Yellowstone River watershed, the total numbers of invertebrates had recovered within a year, but the species composition was still altered. Plecopterans and ephemopterans were reduced, but trichopterans and dipterans occurred at higher numbers at the end of the year. In some cases, selective toxicity has resulted in reductions of species that are normally used as food by valued predators. Ide (1967), in studies of the effects of DDT applied at 0.5 lb/acre in the forested watershed of the Mirimachi River in New Brunswick, observed that fewer insect species emerged in streams affected by DDT, and that those most severely reduced were the large ones, such as caddis flies, on which salmon mainly feed. Recovery of stream fauna required up to 4 years.

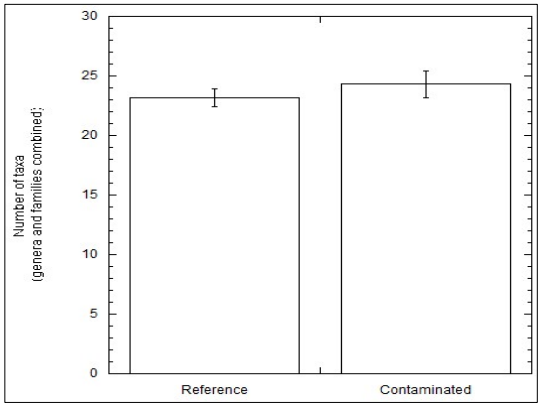
Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

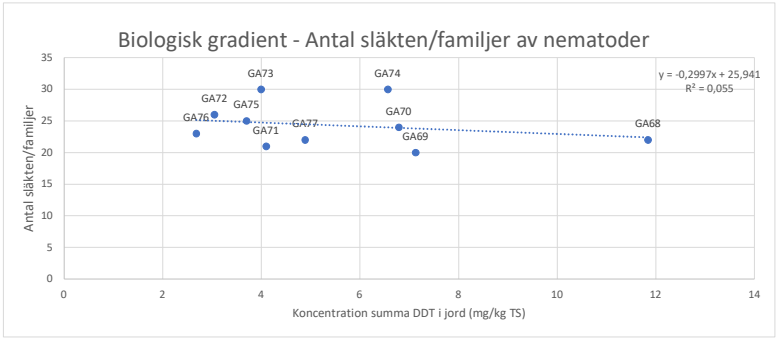
Referenser:

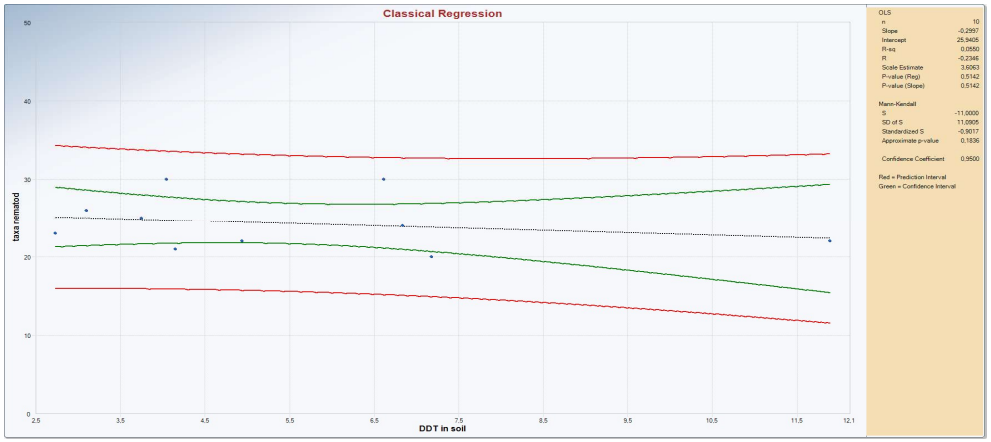
Env Canada
Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA
Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 ($p<0,05$) and $r^2>0,2$)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: $p<0,05$ (ANOVA) alt. $R>0,6$ (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Nematod	Antal släkten/familjer					
		Poäng	-	--			
		Resultat	**Ingen gradient.** Gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant ($p>0,05$) från 0 och $r2<0,2$ ($r2=0,06$).	**Inte överensstämmande.** Antalet släkten/familjer inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: $p<0,05$). Antalet släkten/familjer i Kårehogen (24) är i medeltal högre än i Referensområdet (23). Skillnaden är inte signifikant ($p=0,43$).			


Number of taxa
(genera and families combined)
30
25
20
15
10
5
0
Reference
Contaminated


Biologisk gradient - Antal släkten/familjer av nematoder
Antal släkten/familjer
Koncentration summa DDT i jord (mg/kg TS)
y = -0,2997x + 25,941
R² = 0,055
GA73
GA74
GA72
GA75
GA76
GA70
GA71
GA77
GA68
GA69


Classical Regression
taxa nematod
DDT in soil
OLS
n 10
Slope -0,2997
Intercept 25,9405
R-sq 0,0550
R -0,2346
Scale Estimate 3,6063
P-value (Reg) 0,5142
P-value (Slope) 0,5142
Mann-Kendall
S -11,0000
SD of S 11,0905
Standardized S -0,9917
Approximate p-value 0,1836
Confidence Coefficient 0,9500
Red = Prediction Interval
Green = Confidence Interval

Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

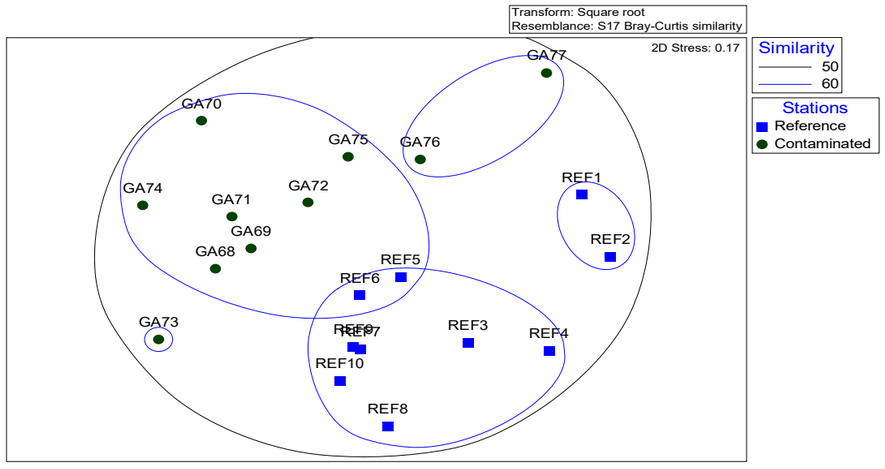
Referenser:

Env Canada — Ministers of the Environment Canada. 2013.Federal contaminated sites Action Plan (FCSAP) supplemental Guidance for Ecological risk Assessment: Module 4: Causality Assessment Module
EPA — Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS) (https://www.epa.gov/caddis)

Evidens	Betydelse	Hur?
Biologisk gradient	effekter ökar med ökande DDT-exponering	>[DDT] i jord: > effekt? (regressionsanalys: gradienten skiljer sig signifikant från 0 (p<0,05) and r^2>0,2)
Samförekomst	spatial samförekomst av orsak och effekt	Kårehogen≠ Reference? (signifikanta p-värden: p<0,05 (ANOVA) alt. R>0,6 (ANOSIM))
Rimlighet	kända samband mellan orsak och effekt	Det finns en mekanism som gör att DDT kan orsaka de identifierade specifika biologiska effekterna. (litteratur: toxiska och ekologiska effekter av DDT)
Analogi	likartat som andra välkända fall	Effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT (litteratur: fält- eller laboratoriestudier)
Specificitet	Specifika effekter som kan kopplas till DDT	Kan andra parametrar vara orsaken till observerade effekter? (litteratur)

Bevislinjer			Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
Ekologi	Nematod	"Artsammansättning"					
		Poäng	ER	--			
		Resultat		**Inte överensstämmande.** Artsammansättningen inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05). R= 0,45.			

ER = Ej relevant



Modifierad från:
Env Canada
EPA

Poäng	Biologisk gradient	Samförekomst	Rimlighet	Analogi	Specificitet
++		**Samförekomst**: Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) och skillnaden i effekt är den förväntade.		**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)	**Endast en möjlig orsak** (DDT är den enda orsaken till observerade effekter)
+	**En tydlig koncentration- alt. dos-effektgradient** (gradienten (linjär regression) skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och $r^2 \geq 0,2$) **och riktningen på gradienten är den förväntade** (effekten ökar med ökande DDT-koncentration)		**Information som ger stöd för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter förväntas vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3).	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**	**En möjlig orsak av få möjliga orsaker**
0	**Osäkert:** En otydlig koncentration- alt. dos-effektgradient (effekten ökar med ökande DDT-koncentration, men gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0)	**Osäkert.** Det är osäkert om det finns ett överensstämmande mellan förekomsten av DDT och effekten.	**Otydligt:** Information som både ger stöd och motsäger att DDT kan orsaka observerade effekter	**En av många möjliga orsaker**	**En av många möjliga orsaker**
-	**Ingen gradient:** Ingen gradient (gradienten (linjär regression) skiljer sig inte signifikant (p>0,05) från 0 och r2<0,2) alt. en tydlig gradient i motsatt riktning mot den förväntade (gradienten skiljer sig signifikant (p<0,05) från 0 och r2≥0,2, men effekten minskar med ökande DDT-koncentration)		**Försvagande eller avsaknad av bevis för att DDT kan orsaka observerade effekter** (effekter observeras inte vid uppmätta halter av DDT inom Kårehogen 1:3)		
--		**Inte överensstämmande:** Effekten inom det DDT-förorenade området (Kårehogen 1:3) skiljer sig inte statistiskt från Referensområdet (ANOVA: p<0,05 alt. ANOSIM: R>0,6) alt. skillnaden i effekt är motsatt den förväntade (effekten uppkommer inte där DDT förekommer).			

BILAGA C

Riskindexberäkningar

Undersökningsresultat

Bevislinjer			Medelrespons				Statistisk signifikant (p<0,05) skillnad?			Statistisk signifikant (R>0,6) skillnad?		
			Kårehogen	Ref	Enhet	Källa	p-värde	Ja/Nej	Källa	R-värde	Ja/Nej	Källa
Kemi		Totalkoncentration	5,5	ER	mg/kg TS	1)	ER	ER	ER	ER	ER	ER
Ekotoxikologi	Daggmask	Mortalitet	0,66	0	%	2)	Ej testat	Nej	2)	ER	ER	ER
		Tillväxt	57	53	%	2)	0,32	Nej	3)	ER	ER	ER
		Reproduktion	298	286	antal juvenila	2)	0,62	Nej	3)	ER	ER	ER
	Hoppstjärt	Mortalitet	13	19	%	4)	0,48	Nej	3)	ER	ER	ER
		Reproduktion	397	527	antal juvenila	4)	0,19	Nej	3)	ER	ER	ER
Ekologi	Näringsomsättning	Kvävemineralisering	0,72	1,37	mg NO3/d, kg TS	5)	0,012	Ja	3)	ER	ER	ER
		Kolmineralisering	64	68	mg O2/kg TS	6)	0,5	Nej	3)	ER	ER	ER
	Daggmask	Abundans	110	304	antal organismer	3)	<0,001	Ja	3)	ER	ER	ER
		Artantal	2,2	3,5	antal arter	3,7)	0,002	Ja	3)	ER	ER	ER
		Artsammansättning	0,4	ER	ER	3)	ER	ER	ER	0,41	Nej	3)
	Hoppstjärt	Abundans	59887	55631	antal organismer	3)	0,43	Nej	3)	ER	ER	ER
		Artantal	9	8	antal arter	3)	0,17	Nej	3)	ER	ER	ER
		Artsammansättning	0,4	ER	ER	3,7)	ER	ER	ER	0,73	Ja	3)
	Nematod	Abundans	29	20	antal organismer	3)	<0,001	Ja	3)	ER	ER	ER
		Artantal	24	23	antal arter	3)	0,43	Nej	3)	ER	ER	ER
		Maturity index	2,5	2,4	ingen enhet	3)	0,1	Nej	3)	ER	ER	ER
		Artsammansättning	0,3	ER	ER	3,7)	ER	ER	ER	0,45	Nej	3)

Golder Associates AB.2019. Miljö- och hälsoriskbedömning för f.d. plantskola, Kårehogen, Orust kommun.

1) Resultatrapport. Utkast daterat 2019-03-26.
2) Bilaga Daggmask till 1)
3) Bilaga Statistik
4) Bilaga Hoppstjärt till 1)
5) Bilaga Kvävemineralisering till 1)
6) Bilaga Kolmineralisering till 1)
7) Bray-Curtis dissimilarity distances. Jämförelsen med Referensområdet är redan gjord liksom skalningen.

ER Ej relevant

Riskindex Kemi

Ekvation

$$TPC^j = \sum \frac{TAC_i^j}{EQS_i}$$

TPC	Toxic pressure coefficient för prov *j*
TAC	Totalt adderad koncentration för förorening *i* i prov *j* = TC för antropogena föroreningar
TC	Totalkoncentration=medelvärde
EQS	Riskbaserat kriterium=Naturvårdsverkets riktvärde för känslig markanvändning

Ämne	Kategori	TC (mg/kg TS)	EQS (mg/kg TS)	TPC (mg/kg TS)	RIkemi	
DDT	Antropogent ämne	5,5	0,1	55	TPC>Th''	1

Kriterier

TPC	Rikemi	RI-intervall
TPC≤Th'	$\frac{TPC}{Th'} \times \alpha$	0≤RI≤α
Th'<TPC≤Th''	$\alpha + \frac{(TPC - Th')}{Th'' - Th'} \times (1 - \alpha)$	α<RI≤1
TPC>Th''	1	RI=1

Kategori	α	Th'	Th''
Naturliga ämnen	0,5	1	100
Antropogena ämnen	0,5	1	10

Riskindex kvävemineralisering

Ekvation

$$RER_i^j = \frac{(ER_i^j - ER_i^{ref})}{ER_i^{ref}}$$

RER	Relativ ekologisk respons för parameter *i* i område *j*
ER	Ekologisk respons för parameter i i område j
Erref	Ekologisk respons för parameter i i refområdet

Ämne	ER (mg NO3/d, kg TS)	ERref (mg NO3/d, kg TS)	RER	RIeko	
Nitratbildninghastighet	0,72	1,37	-0,474453	Th'<RER≤Th''	**0,593066**

Kriterier

TPC	RIeko	RI-intervall
RER≤Th'	0	RI=0
Th'<RER≤Th''	$\frac{(RER - Th')}{Th'' - Th'}$	0<RI≤1
TPC>Th''	1	RI=1

Th'	Th''
0	-0,8
varje statistisk signifikant skillnad	-80% av ref-värdet

Riskindex Daggmask

Ekvation

$$RER_i^j = \frac{(ER_i^j - ER_i^{ref})}{ER_i^{ref}}$$

RER	Relativ ekologisk respons för parameter *i* i område *j*
ER	Ekologisk respons för parameter i i område j
Erref	Ekologisk respons för parameter i i refområdet

Parameter	ER (antal)	ERref (antal)	RER		RIeko
Abundans	110	304	-0,63816	TPC>Th''	0,797697
Artantal	2,2	3,5	-0,37143	TPC>Th''	0,464286

Kriterier

TPC	RIeko	RI-intervall
RER≤Th'	0	RI=0
Th'<RER≤Th''	$\frac{(RER - Th')}{Th'' - Th'}$	0<RI≤1
TPC>Th''	1	RI=1

Th'	Th''
0	-0,8
varje statistisk signifikant skillnad	-80% av ref-värdet

Riskindex Nematod

Ekvation

$$RER_i^j = \frac{(ER_i^j - ER_i^{ref})}{ER_i^{ref}}$$

RER	Relativ ekologisk respons för parameter *i* i område *j*
ER	Ekologisk respons för parameter i i område j
Erref	Ekologisk respons för parameter i i refområdet

Parameter	ER (antal)	ERref (antal)	RER	RIeko	
Abundans	29	20	0,45	TPC>Th''	-0,5625

Kriterier

TPC	RIeko	RI-intervall
RER≤Th'	0	RI=0
Th'<RER≤Th''	$\frac{(RER - Th')}{Th'' - Th'}$	0<RI≤1
TPC>Th''	1	RI=1

Th'	Th''
0	-0,8
varje statistisk signifikant skillnad	-80% av ref-värdet

Riskindex

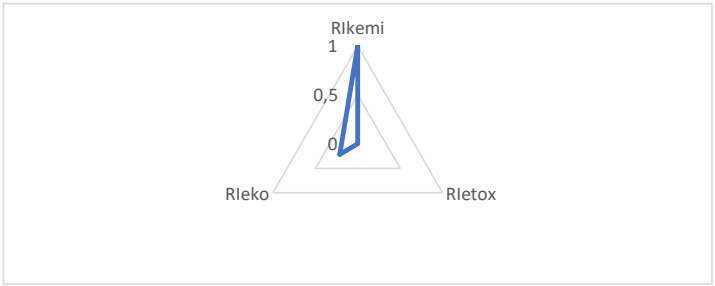
Bevislinjer			RI	Kommentar
Kemi		Totalkoncentration	1	
Ekotoxikologi	Daggmask	Mortalitet	0	
		Tillväxt	0	
		Reproduktion	0	
	Hoppstjärt	Mortalitet	0	
		Reproduktion	0	
Ekologi	Näringsomsättning	Kvävemineralisering	0,59	
		Kolmineralisering	0	
	Daggmask	Abundans	0,80	
		Artantal	0,46	
		Artsammansättning	0	
	Hoppstjärt	Abundans	0	
		Artantal	0	
		Artsammansättning	0,4	
	Nematod	Abundans	0	
		Artantal	0	
		Maturity index	0	
		Artsammansättning	0	

Bevislinjer		RI
Kemi		1
Ekotoxikologi	Daggmask	0
	Hoppstjärt	0
Ekologi	Näringsomsättning	0,3
	Daggmask	0,4
	Hoppstjärt	0,13
	Nematod	0

Ekvation

$$RIetox = \frac{\sum_{i=1}^{n} RI_i}{n}$$

$$RIeko = \frac{\sum_{i=1}^{n} RI_i}{n}$$



Bevislinjer	RI
RIkemi	1
RIetox	0
RIeko	0,2
RImiljö,-vikt	**0,4**
RImiljö,+vikt	**0,3**
SD	0,52680815
D	0,912458482

Kriterier

Index	Viktningsfaktorer	Viktningsvärde
Rikemi	WFkemi	1
RIetox	WFetox	1,5
RIeko	Wfeko	2

Ekvation

$$RI_{TRIAD} = \frac{(WF_{kemi} \times RI_{kemi}) + (WF_{ekotox} \times RI_{ekoto}) + (WF_{eko} \times RI_{eko}}{WF_{kemi} + WF_{ekotox} + Wf_{eko}}$$

golder.com