

**RAPPORT****Miljö- och hälsoriskbedömning***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

2020-05-12



## Distributionslista

Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Sveriges geotekniska institut (SGI)

## Sammanfattning

I Kårehogen, 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.

Resultaten av utförda undersökningar visar att halterna inom relativt stora ytor är högre än Naturvårdsverkets (NV) generella riktvärden för förorenad jord. Styrande för riktvärdet är skydd av markmiljön.

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.

Golder Associates AB (Golder) har via Elander Miljöteknik av SGU fått i uppdrag att utföra en platspecifik miljö- och hälsoriskbedömning av den f.d. plantskolan vid Kårehogen, Orust kommun. Riskbedömningen har generellt varit av fördjupad karaktär då den baseras på flera olika bevislinjer som omfattat kemi, ekotoxikologi och ekologi (den s.k. TRIAD-metoden) för bedömning av risker för markekosystemets funktion samt inkluderat beräkning av exponeringsdoser både för människor samt vilda och tama djur inkluderande exponeringsvägar som inte ingår i NV:s beräkningsmodell för generella och platspecifika riktvärden. Förutom att göra en riskbedömning så ingår att utvärdera om TRIAD-metoden kan användas för att prioritera åtgärdsbehovet mellan de olika plantskolorna.

## Områdesbeskrivning

Det finns uppgifter om att DDT spridits genom besprutning av plantor ute på odlingsfälten, men också genom dopning av plantorna. Uppdrivning av plantor ska ha skett inom åkermark på fastigheten Kårehogen 1:3 samt inom fastigheterna Kårehogen 1:28 och Morlanda 2:1 (Delområde 4). Utöver dessa områden ska plantskoleverksamheten ha bedrivits inom fastigheterna Kårehogen 1:20 och Morlanda 2:1 (Delområde 1-2). Ett delområde inom Kårehogen 1:20 har sanerats (Delområde 3).

Huvudfastigheten för plantskoleverksamheten är Kårehogen 1:3. Den f.d. uppdrivningsytan inom fastigheten var 4,6 ha. Idag används områdena främst som betesmark eller för vallodling, men delar har även vuxit igen med skog. Delområde 2 används som golfbana och markanvändningen i Delområde 1 är klassad som övrig landsbygd. Markanvändningen inom Kårehogen 1:3 klassas som känslig (KM) enligt Naturvårdsverkets terminologi för förorenade områden.

Bostäder ligger nära de flesta delområden. Delar av Kårehogen 1:3 och Delområde 2 ligger inom skyddsområde för Korskällans vattentäkt. Närmast liggande ytvattenrecipient är Malö strömmar som ligger drygt 500 m fågelvägen från Kårehogen 1:3.

Jordlagren inom området utgörs av svallsediment som underlagras av postglacial lera och glacial lera. Under lager av lera finns ett lager av isälvsmaterial, ställvis med betydande mäktighet. Isälvsmaterialen underlagras i sin tur av morän. Hällmarker med berg i dagen delar upp landskapet av jordbruks- och skogsmark. Vattentäkten ligger i ett isälvsmaterial som till stor del överlagras av lera, dvs. akviferen är skild från grundvatten/markvatten i ytliga jordlager. Grundvattnets strömningsriktning bedöms generellt följa områdets topografi, vilket för Kårehogen 1:3 indikerar en NNO riktning mot golfbanan innan vattnet viker av mot vattentäkten och Malö strömmar.

## Föroreningsituation

Marken inom samtliga delområden är förorenad av DDT och nedbrytningsprodukterna DDE och DDD (summa DDT). Medelhalten är generellt högst inom Kårehogen 1:3 där medelhalten är ca 6 mg/kg TS. Inom området finns också en hot-spot inom vilken medelhalten är 23 mg/kg TS. Även andra bekämpningsmedel har påträffats, dock i betydligt lägre halter. Analyser på grundvatten har endast gjorts inom Kårehogen 1:3 och Delområde 4. Halter av bekämpningsmedel inklusive summa DDT över dricksvattenkriteriet uppmättes inom båda dessa områden.

Analyser på gräs, sallad, potatis och daggmask har gjorts inom Kårehogen 1:3. Halterna i sallad och potatis var lägre än rapporteringsgränserna och halterna i gräs lägre än EU:s gränsvärde för högsta tillåtna halt (*maximum residues levels*; MRL) i korn, havre och vete. Halterna i daggmask var något högre än i jord.

## Riskbedömning

Riskbedömningen, som i stora delar har varit av fördjupad karaktär, har gjorts i enlighet med Naturvårdsverkets (NV) vägledning för riskbedömning. Föreliggande riskbedömning bygger på tidigare genomförd riskbedömning utförd av Sweco år 2015. I samband med den riskbedömningen togs också övergripande åtgärds mål fram, vilka även legat som grund i denna riskbedömning. Dessa är:

- De aktuella undersökningsområdena ska kunna användas för jordbruksändamål.
- Människor ska kunna bo, arbeta eller vistas på och i närheten av undersökningsområdena utan att utsättas för oacceptabla risker på grund av markföroreningar.
- Markmiljön i undersökningsområdena ska vara av sådan kvalitet att den stödjer nödvändiga markfunktioner i den omfattning som behövs för den aktuella markanvändningen.
- Föroreningsituationen inom området ska inte medföra några oacceptabla hälso- eller miljörisker utanför området. Detta avser särskilt vattentäkten Korskällan.

Riskbedömningen har gjorts för ett nuläge, dvs. nuvarande användning av området, vilket är betes- och jordbruksmark. Markanvändningen bedöms vara densamma även på längre sikt. Eventuellt kommer dock markanvändningen inom delar av de aktuella områdena i en framtid att ändras till bostadsändamål. Riskbedömningen har därför också gjorts för ett sådant framtida scenario.

I riskbedömningen har människor, tama djur (kor, hästar) och vilda djur som bor och vistas inom områdena, markekosystemet, Korskällans vattentäkt samt det akvatiska ekosystemet i Malö strömmar och vilda djur som intar föda från havet ingått som skyddsobjekt. Det dimensionerande skyddsobjektet avseende hälsorisker bedöms vara lantbrukare.

Riskbedömningen avseende människors och djurs hälsa har gjorts genom att beräkna en daglig exponeringsdos (EDI) för relevanta exponeringsvägar. Denna har sedan jämförts med ett toxikologiskt referensvärde (TRV), dvs. en dos som inte bör medföra några negativa hälsoeffekter. En acceptabel riskkvot (EDI/TRV) om 1 har ansatts för djur och 0,5 för människor i enlighet med NV.

## Förorenings spridning

En spridning av bekämpningsmedel och nedbrytningsprodukter verkar ske till grundvatten. Då DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD har relativt låg vattenlöslighet och binder starkt till partiklar bedöms dock spridningen av DDT, DDE och DDD vara mycket begränsad. Även om det sker en spridning till grundvatten inom de förorenade områdena bedöms spridningen via grundvatten ut från områdena inte vara beaktansvärd. Någon spridning till djupare akvifärer såsom Korskällans vattentäkt bedöms inte ske. Detta då akvifären till stor del överlagras av lera och därmed generellt är skild från grundvatten/markvatten i ytliga jordlager. Den dimensionerande spridningsvägen för DDT och dess nedbrytningsprodukter bedöms vara i

partikelform och via ytavrinning och diken. Belastningen på Malö strömmar bedöms emellertid inte vara beaktansvärd då uppmätta halter i sediment är lägre än rapporteringsgränsen och uppmätta halter i ytvatten är relativt låga. Upptag i musslor bedöms inte heller vara beaktansvärt då uppmätta halter generellt var lägre än rapporteringsgränsen. Detsamma gäller upptag i växter inom de förorenade områdena. Däremot sker ett beaktansvärt upptag i marklevande djur (maskar) och DDT har potential att koncentreras upp i näringskedjan. DDT är inte speciellt flyktigt och spridningen till inomhusluft bedöms vara mycket begränsad.

## Miljörisker

Risken för negativa effekter av uppmätta halter av summa DDT på markekosystemets funktion inom åkerdelen av Kårehogen 1:3 (exklusive hot-spoten) bedöms inte vara beaktansvärd och därmed acceptabel. Inga statistiskt signifikanta skillnader i kolmineralisering eller effekter på det marklevande djursamhället föreligger inom Kårehogen 1:3 jämfört med det oförorenade Referensområdet och/eller så finns det inga tydliga effekter på kväve mineralisering eller det marklevande djursamhället som kan kopplas till uppmätta halter av DDT. Riskbilden bedöms också vara densamma för Delområde 1, 2, 4 och Kårehogen 1:20.

Risken för negativa effekter av summa DDT på kor och hästar samt vilda fåglar och större däggdjur såsom grävling som intar föda inom Kårehogen 1:3 bedöms vara obetydlig. Beräknad exponering är lägre än toxikologiska referensvärden (TRV) satta att skydda däggdjur respektive fåglar. Riskbilden bedöms vara densamma för övriga delområden.

Däremot bedöms det föreligga en teoretisk risk för att näbbmöss och små däggdjur med liknande kroppsvikt och födointag är negativt påverkade av DDT inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt inom Delområde 1 och 4. Beräknad exponering är högre än TRV satt att skydda däggdjur. Styrande för risken är intag av dagmask som konservativt i riskbedömningen ansatts utgöra den enda födan. Det är dock inte känt om det finns näbbmöss inom de förorenade områdena och i så fall om populationens storlek är beaktansvärd samt negativt påverkad av DDT. Således är det okänt om det föreligger en faktisk risk eller inte.

Risken för att vatten- och sedimentlevande organismer samt vilda djur som intar föda från Malö strömmar är negativt påverkade av DDT bedöms vara obetydlig och acceptabel. Uppmätta maxhalter av summa DDT i ytvatten och sediment i Malö strömmar samt i musslor är betydligt lägre än riskbaserade jämförvärden satta att skydda vatten- och sedimentlevande organismer mot långtidsexponering och vilda djur vid intag av föda. Uppmätt maxhalt av summa DDT i ytvatten i Malö strömmar är också betydligt lägre än dricksvattenkriteriet.

## Hälsorisker

Det bedöms inte föreligga någon oacceptabel hälsorisk för människor som bor och vistas inom och i närheten av Kårehogen 1:3 eller något av de andra delområdena idag. Det gäller även om människor i en framtid skulle inta kött och mjölk från kor som betat motsvarande tid som idag inom Kårehogen 1:3 eller något av de andra delområdena. Den beräknade riskkvoten (exponeringen av DDT dividerat med TRV) är lägre än NV:s acceptabla riskkvot om 0,5. Om kor däremot betar en längre tid inom de förorenade områdena kan det beroende på intaget av kött och/eller mjölk från dessa kor föreligga en potentiell hälsorisk. Om kor t.ex. betar en hel betes-säsong (7 mån/år) inom Kårehogen 1:3 bör intaget för barn inte vara högre än vardera 5 % av kött och mjölk. Om kor endast betar 3 veckor per år inom området så kan intaget vara 50 % utan att det föreligger en oacceptabel hälsorisk. Det acceptabla intaget av kött och mjölk från kor som betat inom Kårehogen 1:20 och Delområde 4 är högre än inom Kårehogen 1:3 där föroreningskoncentrationen är högst.

Om det i en framtid anläggs en jordborrad grundvattenbrunn för uttag av dricksvatten inom Kårehogen 1:3 och Delområde 4 bedöms det föreligga en risk för att dricksvattenkvaliteten blir oacceptabel. Det kan inte heller uteslutas att det föreligger en risk även inom Kårehogen 1:20 och eventuellt Delområde 1 då förorenings-situationen är likartad inom dessa områden, även om halterna är lägre, men inga analyser på grundvatten har

gjorts inom dessa områden. Det ska dock påpekas att den aktuella geologin inom Kårehogen (relativt tunt skikt av sand ovanpå lera) indikerar att anläggandet av en brunn ej lämpar sig hydrogeologiskt sett.

### Slutsats

De övergripande åtgärdsmålen avseende att de aktuella undersökningsområdena ska kunna användas för jordbruksändamål samt att människor ska kunna bo, arbeta och vistas på och i närheten av de förorenade områdena utan att utsättas för oacceptabla risker på grund av markföroreningar bedöms vara uppfyllt om områdena används på motsvarande sätt som idag. Om människor i en framtid t.ex. intar mer än 10 % kött och mjölk vardera från kor som betat 3 månader eller längre inom Kårehogen 1:3 föreligger dock en potentiell hälsorisk. Om områdena däremot endast nyttjas för odling av grödor bedöms risken vara obetydlig och acceptabel. För att risken ska vara acceptabel kan inte heller några dricksvattenbrunnar anläggas i den övre grundvattenakvifären inom områdena. Detta då uppmätta halter i grundvatten är högre än dricksvattenkriteriet för bekämpningsmedel. Det ska dock påpekas att riskbedömningen är baserad på beräknade halter, vilket även inkluderar halten DDT i kött och mjölk. Riskbedömningen bedöms i dessa avseenden vara konservativ. Det är således inte känt vad DDT-halten blir i mjölk och kött från kor som betar inom området eller i människor. Det är inte ens känt om människor i en framtid kommer inta kött och mjölk från de förorenade områdena eller i vilken omfattning. Om markanvändningen i en framtid ändras till att människor intar kött och mjölk från kor som betat inom området, så rekommenderas det att halten DDT (och dess nedbrytningsprodukter) analyseras i kött och mjölk.

Markmiljön i undersökningsområdena bedöms vara av sådan kvalitet att den stödjer nödvändiga markfunktioner i den omfattning som behövs för den aktuella markanvändningen. Däremot bedöms det föreligga en teoretisk risk för att näbbmöss och små däggdjur med liknande kroppsvikt och födointag är negativt påverkade av DDT inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt inom Delområde 1 och 4. Det är dock inte fastlagt om det finns en beaktansvärd näbbmuspopulation inom dessa områden och i så fall om den är påverkad av DDT.

# Innehållsförteckning

<b>1.0</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
1.1	Syfte och uppdrag .....	2
1.2	Övergripande åtgärds mål.....	3
1.3	Generell riskbedömningsmetodik.....	4
1.4	Scenarier och avgränsningar .....	6
<b>2.0</b>	<b>OMRÅDESBESKRIVNING</b> .....	<b>7</b>
2.1	Planförhållanden och markanvändning.....	7
2.2	Närmast skyddsvärda områden .....	11
2.3	Geologiska och hydrogeologiska förhållanden .....	11
2.4	Miljöstatus .....	12
<b>3.0</b>	<b>FÖRORENINGSSITUATIONEN</b> .....	<b>13</b>
3.1	Kårehogen 1:3.....	13
3.1.1	Jord .....	13
3.1.2	Grundvatten .....	14
3.1.3	Biota .....	15
3.2	Kårehogen 1:20.....	15
3.2.1	Jord .....	15
3.2.2	Biota .....	15
3.3	Delområde 1.....	16
3.4	Delområde 2.....	16
3.5	Delområde 4.....	17
3.5.1	Jord .....	17
3.5.2	Grundvatten .....	18
3.6	Referensområdet .....	18
3.7	Diken .....	18
3.8	Malö strömmar .....	21
3.8.1	Ytvatten och sediment .....	21
3.8.2	Musslor.....	21
<b>4.0</b>	<b>PROBLEMBESKRIVNING</b> .....	<b>23</b>

4.1	Föroreningar och föroreningskällor .....	23
4.2	Egenskaper DDT .....	24
4.3	Skyddsobjekt .....	25
4.4	Föroreningsspridning .....	25
4.5	Exponeringsvägar .....	26
4.5.1	Markmiljön .....	26
4.5.2	Vattenmiljön (Malö strömmar) .....	27
4.5.3	Människor .....	28
4.6	Konceptuella modeller .....	29
<b>5.0</b>	<b>MILJÖRISKER .....</b>	<b>32</b>
5.1	Markekosystemet .....	32
5.1.1	Resultat .....	34
5.1.1.1	Orsak-verkananalysen .....	34
	Kol- och kväveomsättningen .....	34
	Marklevande djursamhället .....	34
5.1.1.2	Riskindexberäkningar .....	35
5.2	Tama djur – terrester miljö .....	36
5.2.1	Exponering .....	36
5.2.2	Riskkaraktärisering .....	38
5.3	Vilda djur – terrester miljö .....	39
5.3.1	Exponering .....	39
5.3.1.1	Åkersork ( <i>Microtus agrestis</i> ) .....	40
5.3.1.2	Näbbmus ( <i>Sorex araneus</i> ) .....	40
5.3.1.3	Björktrast ( <i>Turdus pilaris</i> ) .....	41
5.3.1.4	Grävling ( <i>Meles meles</i> ) .....	41
5.3.1.5	Sparvhök ( <i>Accipiter nisus</i> ) .....	42
5.3.1.6	Kattuggla ( <i>Strix aluco</i> ) .....	42
5.3.1.7	Resultat .....	42
5.3.2	Riskkaraktärisering .....	44
5.4	Vatten- och sedimentlevande organismer .....	45
5.5	Vilda djur – akvatisk miljö .....	46
<b>6.0</b>	<b>HÄLSORISKER .....</b>	<b>47</b>



6.1	Exponering .....	47
6.1.1	Intag jord .....	47
6.1.2	Hudkontakt .....	48
6.1.3	Inandning damm .....	48
6.1.4	Intag kött och mjölk .....	49
6.1.5	Intag av dricksvatten .....	49
6.1.6	Resultat beräknade exponeringsdoser .....	49
6.2	Riskkaraktärisering.....	51
<b>7.0</b>	<b>OSÄKERHETER.....</b>	<b>53</b>
7.1	Markekosystemet .....	53
7.2	Tama och vilda djur .....	53
7.2.1	Vilda djur .....	53
7.2.2	Tama djur .....	55
7.3	Hälsorisker .....	55
<b>8.0</b>	<b>SAMMANFATTANDE RISKBEDÖMNING.....</b>	<b>57</b>
8.1	Miljörisker .....	57
8.1.1	Markekosystemet .....	57
8.1.2	Vilda och tama djur - terrester miljö .....	57
8.1.3	Vattenmiljön .....	57
8.2	Hälsorisker .....	58
8.3	Uppdaterad konceptuell modell.....	58
<b>9.0</b>	<b>IDENTIFIERADE KUNSKAPSLUCKOR .....</b>	<b>61</b>
<b>10.0</b>	<b>SLUTSATSER.....</b>	<b>62</b>
<b>11.0</b>	<b>REFERENSER.....</b>	<b>63</b>
11.1	Litteratur .....	63
11.2	Databaser och hemsidor .....	64
11.3	Skriftlig kommunikation .....	65

## TABELLFÖRTECKNING

Tabell 1: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna. ....35

Tabell 2: Sammanvägda riskindex (RI) för de olika bevislinjerna kemi ( $RI_{kemi}$ ), toxicitet ( $RI_{tox}$ ) och ekologi ( $RI_{eko}$ ) samt RI för TRIADen ( $RI_{TRIAD}$ ), beräknad standardavvikelse (SD) och deviationsfaktor (D). ....35

Tabell 3: Beräknade dagliga intag (mg/kg kroppsvikt, d) av summa DDT via föda och jord för ett nuläges- respektive framtidsscenario. ....	38
Tabell 4: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för kor och hästar för ett nuläges- respektive framtidsscenario. ....	38
Tabell 5: Beräknade dagliga intag av summa DDT via föda och jord för aktuella skyddsobjekt inom Kårehogen 1:3. ....	43
Tabell 6: Exponeringskoncentrationer i jord respektive beräknade i daggmask samt beräknade dagliga intag av summa DDT via föda och jord för näbbmus inom övriga områden. ....	44
Tabell 7: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för de olika skyddsobjekten. ....	44
Tabell 8: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för näbbmus inom de övriga områdena. ....	45
Tabell 9: Beräknade dagliga intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, d) via föda och jord från Kårehogen 1:3 för <u>lantbrukare samt barn till lantbrukare</u> för ett nulägesscenario och ett framtidsscenario. ....	50
Tabell 10: Beräknade dagliga intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, d) via föda och jord för <u>människor som i en framtid kan komma att bo inom områdena</u> . ....	50
Tabell 11: Beräknade riskkvoter för summa DDT och beaktansvärda exponeringsvägar samt totalt inom Kårehogen 1:3 för <u>lantbrukare samt barn till lantbrukare</u> för ett nulägesscenario och ett framtida scenario. ....	51
Tabell 12: Beräknade riskkvoter för summa DDT via kvantifierade exponeringsvägar för <u>människor som i en framtid eventuellt bor inom Kårehogen 1:3</u> . ....	51
Tabell 13: Beräknade riskkvoter baserat på tre olika känslighetsanalyser (Analys 1-3) jämförda med beräknade riskkvoter i riskbedömningen (Golder). ....	54
Tabell 14: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för <u>kor</u> för ett framtidsscenario och 7 mån exponering per år inom Kårehogen 1:3. ....	55
Tabell 15: Beräknade riskkvoter för summa DDT och beaktansvärda exponeringsvägar samt totalt för <u>lantbrukare samt barn till lantbrukare</u> vid en exponeringstid av kor på 7 mån/år. ....	56

## FIGURFÖRTECKNING

Figur 1: Undersökningsområden inom den f.d. plantskolan i Kårehogen. ....	2
Figur 2: Illustration av faktorer som avgör miljö-/hälsorisk till följd av en förorening. ....	4
Figur 3: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inklusive olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken. ....	5
Figur 4: Kårehogen 1:3. Vy åt nordväst. ....	8
Figur 5: Kårehogen 1:3 och Kårehogen 1:20 (på andra sidan vägen till vänster i bild). ....	9
Figur 6: Delområde 4. Vy åt öster. ....	10
Figur 7: Referensområdet. Vy åt nordväst. ....	11
Figur 8: Medelhalter i yttlig jord (0-0,3/0,5 m.u.my.) för ytor inom Kårehogen 1:3. ....	14
Figur 9: Medelhalter i yttlig jord (0-0,3 m.u.my.) inom Kårehogen 1:20. ....	16
Figur 10: Uppmätta halter av summa DDT, DDE och DDD i ytliga jordlager (0-0,3 m.u.my.) inom Delområde 2 jämförda med NV-KM och beräknat platsspecifikt riktvärde (PRV; Sweco 2015). ....	17
Figur 11: Medelhalter i yttlig jord (0-0,3 m.u.my.) inom Delområde 4. ....	18

Figur 12: Uppmätta halter ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) av summa DDT, DDE och DDD i sedimentprover från diket som rinner genom golfbanan ner mot Malö strömmar. Halter över jämförvärdet (JV) är markerade. ....	19
Figur 13: Uppmätta halter ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) av summa DDT, DDE och DDD i sedimentprover från diket som löper väster om vägen som går ner mot Malö strömmar. Halter över jämförvärdet (JV) är markerade.....	20
Figur 14: Uppmätta halter i ytvatten (passiva provtagare, SPMD, ng/l) och sediment ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS). Röd punkt anger uppskattad maximal havsnivå på +0,41 m.ö.h. (uppskattad utifrån linje med ansamling av organiskt material på land) och blå punkt havsytans läge vid provtagningen 2 oktober 2018 (-0,07 m.ö.h.).....	21
Figur 15: Uppmätta halter i ytvatten (passiva provtagare, SPMD, ng/l) och musslor ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ VS). Röd punkt anger uppskattad maximal havsnivå på +0,41 m.ö.h. (uppskattad utifrån linje med ansamling av organiskt material på land) och blå punkt havsytans läge vid provtagningen 2 oktober 2018 (-0,07 m.ö.h.).....	22
Figur 16: DDT: nedbrytning till DDD (höger) och DDE (vänster). Källa Wikipedia.....	24
Figur 17: Konceptuell riskbild för markekosystemet samt vilda och tama djur som kan inta föda inom Kårehogen. ....	30
Figur 18: Konceptuell riskbild för lantbrukare brukar jorden samt bor i Kårehogen. ....	31
Figur 19: Triad-metodens olika delar (inspirerad av Jensen och Mesman 2006). ....	32
Figur 20: Undersökta bevislinjer i TRIADen. ....	33
Figur 21: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna kemi, ekotoxikologi (etox) och ekologi (eko).....	36
Figur 22: Konceptuell modell över hur valda skyddsobjekt kan exponeras för DDT via intag av olika födoorganismer som ingår i riskbedömningen. ....	39
Figur 23: Uppdaterad konceptuell riskbild för markekosystemet samt vilda och tama djur som intar eller kan komma att inta föda inom Kårehogen.....	59
Figur 24: Uppdaterad konceptuell riskbild för människor som intar kött och/eller mjölk från kor som betar inom Kårehogen. ....	60

## BILAGOR

### BILAGA A

Resultatrapport kompletterande undersökningar

### BILAGA B

Provtagning sallad och potatis

### BILAGA C

Markmiljöriskbedömning

### BILAGA D

Indata och beräkningar tama och vilda djur

### BILAGA E

Indata och beräkningar hälsorisker

## 1.0 INLEDNING

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

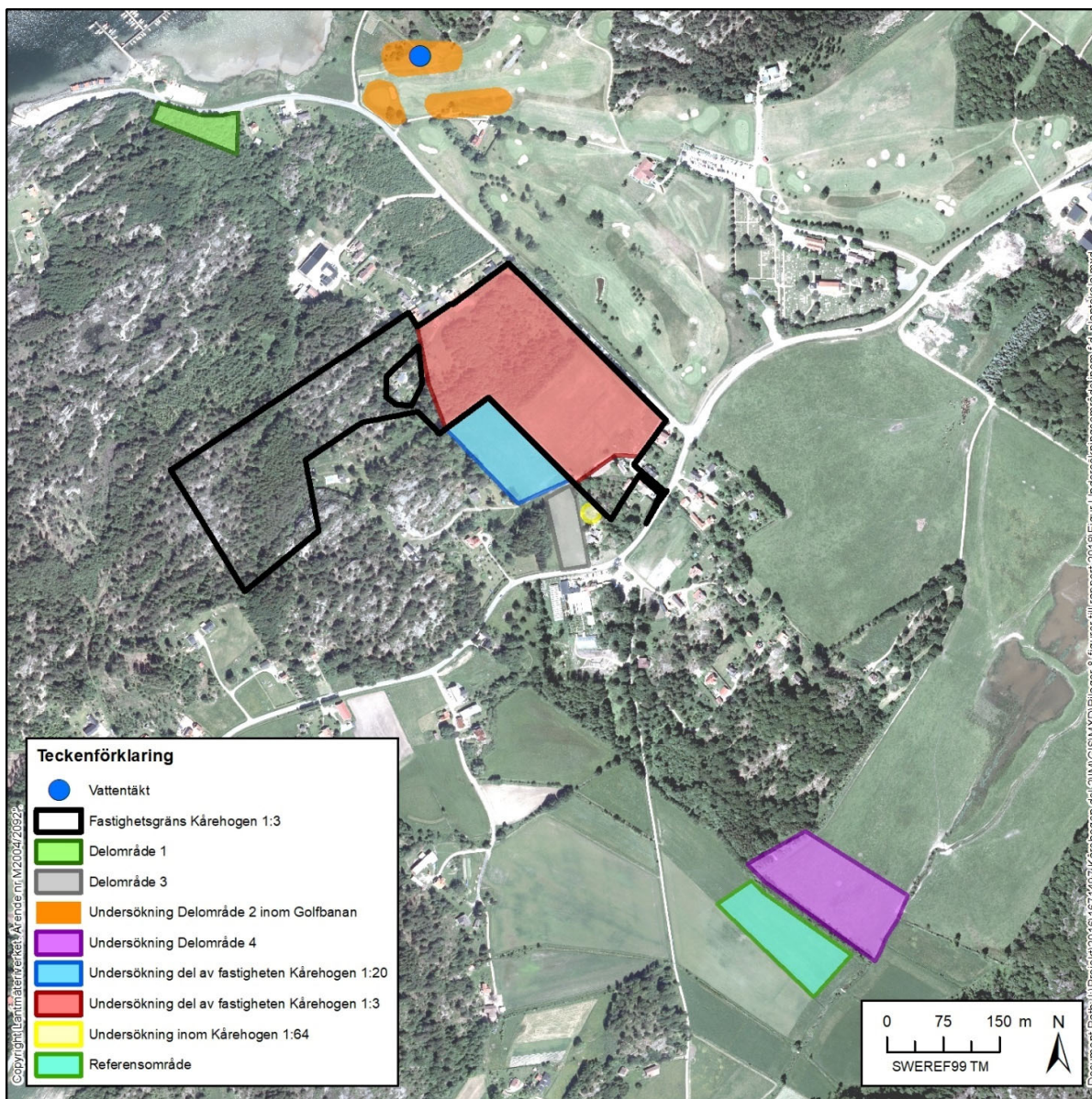
Den f.d. plantskolan har delats in i delområden baserat på tidigare verksamhet och undersökningar har tidigare gjorts inom dessa delområden (Figur 1). Det finns uppgifter om att DDT spridits genom besprutning av plantor ute på odlingsfälten, men också genom doppling av plantorna. Var doppling har skett är inte känt. Såvitt känt har bekämpningsmedel lagrats dels i den stora ekonomibyggnaden inom Kårehogen 1:3 (nu riven och jorden efterbehandlad) och dels i en tidigare mindre 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.

Resultaten av utförda undersökningar visar 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.

Sweco gjorde 2015 en riskbedömning baserad på beräknade platsspecifika riktvärden m.h.a. NV:s beräkningsmodell. I modellen går det dock inte att platsanpassa det generella riktvärdet för skydd av markmiljön.

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 markmiljösystemets funktion för Kårehogen och sannolikt flertalet av de aktuella plantskolorna.

Golder Associates AB (Golder) har, via Elander Miljöteknik AB, av Sveriges geologiska undersökning (SGU) fått i uppdrag att utföra en ny platsspecifik miljö- och hälsoriskbedömning av den f.d. plantskolan vid Kårehogen, Orust kommun, baserat på Swecos riskbedömning samt data från kompletterande provtagningar och undersökningar. Som metodik för bedömning av risker för markmiljösystemets funktion används den s.k. TRIAD-metoden. TRIAD-metoden utgår ifrån förorenings 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. Förutom att göra en riskbedömning så ingår att utvärdera om TRIAD-metoden kan användas för att prioritera åtgärdsbehovet mellan de olika plantskolorna.



Figur 1: Undersökningsområden inom den f.d. plantskolan i Kårehogen.

## 1.1 Syfte och uppdrag

Förutom att göra en ny riskbedömning samt hitta en metodik som gör det möjligt att prioritera åtgärdsbehovet mellan de olika plantskolorna så har Golder också, via Elander Miljöteknik, fått i uppdrag av SGU att göra provtagningar och undersökningar. Syftet med dessa har dels varit att fylla identifierade kunskapsluckor som identifierats i underlaget till den tidigare utförda riskbedömningen, dels att utgöra underlag till en platsspecifik riskbedömning av markecosystemets 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). Provtagningsplanen har arbetats fram tillsammans med SGU och SGI.

I föreliggande dokument presenteras miljö- och hälsoriskbedömningen samt i bilagor resultaten av de kompletterande undersökningarna och den platsspecifika riskbedömningen m.a.p. markekosystemets funktion inklusive utvärderingen av TRIAD-metoden som metodik att prioritera åtgärdsbehovet mellan olika plantskolor.

Sammanfattningsvis har följande rapporter tagits fram inom ramen för projektet:

- Provtagningsplan. Rapport, slutversion daterad 2018-12-17.
- Resultatrapport. Rapport, slutversion daterad 2019-06-25. (BILAGA A)
- Riskbedömning markmiljön och utvärdering TRIAD-metoden. Rapport, slutversion daterad 2020-03-27. (BILAGA C).

## 1.2 Övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål för Kårehogen 1:3 och Delområdena 1-4, inom vilka den f.d. plantskolan tidigare bedrivit verksamhet, togs fram och godkändes av Orust kommun i samband med den tidigare riskbedömningen (Sweco 2015). Dessa var:

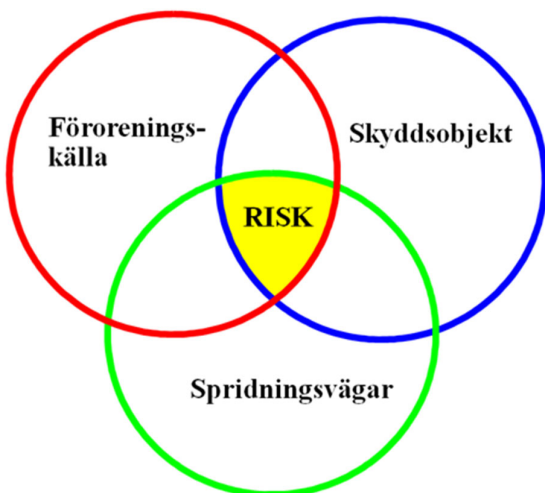
- De aktuella undersökningsområdena ska kunna användas för jordbruksändamål.
- Människor ska kunna bo, arbeta eller vistas på och i närheten av undersökningsområdena utan att utsättas för oacceptabla risker på grund av markföroreningar.
- Markmiljön i undersökningsområdena ska vara av sådan kvalitet att den stödjer nödvändiga markfunktioner i den omfattning som behövs för den aktuella markanvändningen.
- Föroreningssituationen inom området ska inte medföra några oacceptabla hälso- eller miljörisker utanför området. Detta avser särskilt vattentäkten Korskällan.

Sedan åtgärds målen togs fram har Delområde 3 samt området kring den f.d. ekonomibyggnaden på Kårehogen 1:3 sanerats.

### 1.3 Generell riskbedömningsmetodik

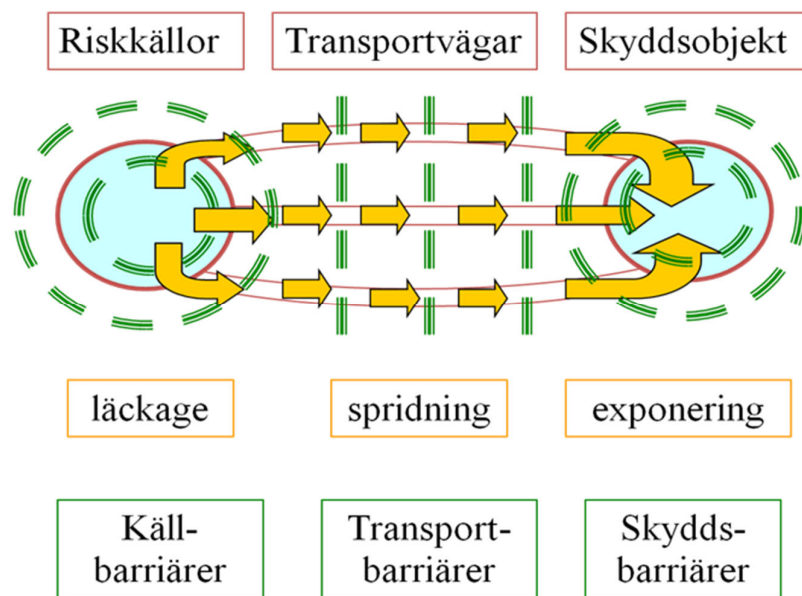
Risk uttrycks vanligen som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på ett skyddsobjekt, till exempel människors hälsa eller miljön (NV 2009a).

För att ett förorenat område skall utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är (bio)tillgänglig eller kan transporteras till platser där människa och miljö kan exponeras (Figur 2). För att en faktisk risk skall föreligga måste exponeringen vara av sådan omfattning att den kan ge upphov till en negativ effekt på ett skyddsobjekt. Enbart förekomsten av en förorening innebär således inte automatiskt en risk för negativ påverkan.



Figur 2: Illustration av faktorer som avgör miljö-/hälsorisk till följd av en förorening.

Även om det finns en föroreningskälla, ett skyddsobjekt och en spridningsväg däremellan kan det finnas olika former av barriärer som förhindrar eller begränsar att ett skyddsobjekt exponeras för föroreningen och därmed att en risk föreligger (Figur 3). Även restriktioner kan tillämpas som ett sätt att undanröja risker som orsakas av mänskliga aktiviteter.



Figur 3: Illustration av miljö-/hälsorisk av en förorening inklusive olika typer av barriärer som kan minska eller eliminera risken.

Enligt Naturvårdsverkets (NV) riskbedömningsvägledning utförs en riskbedömning om en avstämning mot bakgrundshalter eller andra tillämpliga jämförvärden indikerar att ett område är förorenat (NV 2009a).

Mot bakgrund av ovanstående är det således viktigt att utreda vilka föroreningar som förekommer samt i vilken omfattning och i vilken form de förekommer. Vidare måste relevanta skyddsobjekt identifieras. På vilka sätt och i vilken omfattning skyddsobjekten kan komma att exponeras för föroreningarna behöver också utredas liksom om exponeringen är tillräckligt stor för att orsaka negativa effekter på skyddsobjekten. Nivån på utredningarna beror bl.a. av riskbildens komplexitet och nivån på osäkerheten i riskbedömningen. Vanligen görs mer fördjupade utredningar ju mer komplex föroreningsbildningen alternativt ju större osäkerheterna är.

NV:s generella riskbedömningsmetodik utgår från fyra huvudmoment (NV 2009a):

- I **problembeskrivningen** identifieras och karaktäriseras de föroreningar som bedöms vara relevanta för riskbedömningen, liksom potentiella spridnings- och exponeringsvägar samt relevanta skyddsobjekt. Problembeskrivningen sammanfattas i en konceptuell modell som illustrerar hur potentiellt miljö- och hälsoskadliga ämnen från det förorenade området kan nå och exponera skyddsobjekten.
- I **exponeringsanalysen** beräknas eller uppskattas den representativa koncentrationen eller dosen som skyddsobjekten exponeras för eller kan komma att exponeras för, baserat på representativa halter i relevanta exponeringsmedier och spridnings- och exponeringsvägar. Den representativa halten är den halt som bäst beskriver föroreningssituationen (egentligen exponeringen) i ett område utan att risken underskattas, och utarbetas exempelvis med hjälp av statistisk bearbetning av undersökningsresultat. Även faktorer som biologisk tillgänglighet, nedbrytbarhet och bioackumulation kan utredas.
- I **effektanalysen** utreds vid vilka koncentrationer eller doser som negativa effekter kan uppkomma alternativt vid vilka koncentrationer eller doser som risken för negativa effekter bedöms som acceptabel.
- **Riskkaraktäriseringen** innefattar en utvärdering av om exponeringen från det förorenade området kan orsaka negativa miljö- och hälsoeffekter. Om möjligt görs en kvantifiering av risken. Vidare beskrivs eventuella osäkerheter.



En fördjupad riskbedömning kan enligt NV (2009a) vara aktuell om t.ex. föroreningssituationen och spridningsförhållandena är komplicerade eller om det föreligger stora osäkerheter avseende riskernas storlek. Det senare är aktuellt när det gäller den f.d. plantskolan.

Den aktuella riskbedömningen är generell av fördjupad karaktär enligt NV:s nomenklatur (NV 2009a) då den baseras på flera olika bevislinjer som omfattat kemi, ekotoxikologi och ekologi samt inkluderat beräkning av exponeringsdoser både för människor samt vilda och tama djur inkluderande exponeringsvägar som inte ingår i NV:s beräkningsmodell för generella och platsspecifika riktvärden.

## 1.4 Scenarier och avgränsningar

I riskbedömningen ingår Kårehogen 1:3 samt Delområdena 1-2 och 4 (Figur 1). Även en del inom fastigheten Kårehogen 1:20 ingår i riskbedömningen då det efter det att Swecos riskbedömning gjordes framkommit uppgifter som tyder på att även denna yta nyttjats för tidigare plantskoleverksamhet. Delområde 3 utgår då detta område redan efterbehandlats.

Då de fördjupade undersökningarna varit fokuserade till det medelhögförorenade åkerområdet inom Kårehogen 1:3 är även riskbedömningen fokuserad till denna del (Figur 8). Riskbedömningen avseende övriga områden baseras på resultaten av detta delområde. Det högförorenade området inom åkerområdets sydvästra del avses att saneras, varför detta inte ingår i riskbedömningen. Förutom nämnda områden så ingår även det område som använts som referensområde (Figur 1).

Riskbedömningen baseras på Swecos riskbedömning (Sweco 2015) och undersökningar (Sweco 2012-2013) och de uppgifter som står däri. Exempel på uppgifter som hämtats från den tidigare riskbedömningen är skyddsobjekt, områdesförhållanden och föroreningssituationen. Golder utgår således ifrån att dessa uppgifter stämmer och någon kontroll om så är fallet har inte gjorts. I relevanta delar har dock kontroll av uppgifter samt vid behov nya uppgifter inhämtats. Resultaten från de kompletterande undersökningarna har också använts framför Swecos i de fall de är nyare och mer överensstämmande med de faktiska förhållandena. I de fall uppgifter från Sweco använts ges referens till dessa i rapporten.

Riskbedömningen utgår från det övergripande åtgärds målet om att områdena ska användas för jordbruksändamål (Avsnitt 1.2). Scenariot ansätts gälla för både nu och i framtiden. Eventuellt kommer dock markanvändningen inom delar av de aktuella områdena i en framtid ändras till bostadsändamål. Riskbedömningen görs därför också för ett framtida scenario där markanvändningen inom de förorenade områdena är bostadsändamål.

Vidare har följande avgränsningar i riskbedömningen gjorts:

- Endast de områden som undersökts (dvs. där prover analyserats) ingår i riskbedömningen.
- Endast ett urval arter ingår i riskbedömningen av tama och vilda djur.

## 2.0 OMRÅDESBESKRIVNING

Kårehogen är beläget på Orust, nordost om Ellös. Området utgörs av åkermark, skogsmark och hållmarker samt tomter med bostadshus. Delar av Kårehogen 1:3 och tidigare verksamhetsområde för plantskolan ligger inom skyddsområde för Korsköllans vattentäkt. Vattentäkten är belägen i närheten av Delområde 2 (Figur 1).

### 2.1 Planförhållanden och markanvändning

Markanvändningen inom de olika delområdena som ingår i riskbedömningen är följande:

- **Kårehogen 1:3** (Figur 4). Huvudfastighet där verksamhet för plantskola bedrivits. Totalt omfattar den f.d. uppdrivningsytan en storlek på 4,6 ha. Idag används de f.d. åkermarkerna främst som betesmark eller för vallodling, men delar har även vuxit igen med skog.
- **Kårehogen 1:20** (Figur 5). Ytan omfattar en storlek av ca 1 ha. Motsvarande markanvändning som inom Kårehogen 1:3.
- **Delområde 1**. Del av fastigheten Morlanda 2:1 (eniro). År 2012 utgjordes området av tät växtlighet/skog (Sweco 2012), men enligt flygfoton från senare tid (eniro) så ser det ut som skogen huggits ner. Enligt Sweco (2015) så är markanvändning övrig landsbygd.
- **Delområde 2**. Del av fastigheten Morlanda 2:1 (eniro). Området används som golfbana. Enligt Sweco (2012) ska uppdrivning av skogsplantor skett inom området, sydöst om pumparna intill Korsköllans vattentäkt, men enligt Golder (2019) är det exakta läget för eventuell tidigare plantskoleverksamhet osäker.
- **Delområde 4** (Figur 6). Del av fastigheterna Kårehogen 1:28 och Morlanda 2:1 (eniro). Ytan på delområdet är ca 2 ha. Den tidigare åkern nyttjas idag som betesmark.
- **Referensområdet** (Figur 7). Området nyttjats för vallodling.

De delar som används till bete och vallodling anges enligt Sweco (2015) i översiktsplanen för Orust kommun, ÖP 2009 som "särskilt värdefull åkermark". I planen är markanvändningen för fastigheten Kårehogen 1:3 oförändrad, men enligt Sweco (2015) så bedömer Bygg- och miljöförvaltningen i Orust kommun att den framtida markanvändningen kommer vara bostadsområde.

Enligt Bygg- och miljöförvaltningen i Orust kommun klassas markanvändningen på Kårehogen 1:3 som känslig markanvändning, d.v.s. KM, enligt Naturvårdsverkets terminologi för förorenade områden (Sweco 2015). Skälet är närheten till, eller placering inne på, det yttre skyddsområdet till kommunens aktiva grundvattentäkt i Korsköllan. Användningen av området för jordbruksändamål motiverar också känslig markanvändning (komm. Golder). Vattentäkten Korsköllan försörjer en stor del av Orust kommun (Sweco 2015).



**Figur 4: Kårehogen 1:3. Vy åt nordväst.**



Figur 5: Kårehogen 1:3 och Kårehogen 1:20 (på andra sidan vägen till vänster i bild).



**Figur 6: Delområde 4. Vy åt öster.**



Figur 7: Referensområdet. Vy åt nordväst.

## 2.2 Närmast skyddsvärda områden

Närmast skyddsvärda områden baserat på kartstudier och Swecos utredningar (2012 och 2015) är följande:

- **Bostäder.** Bostäder finns nära de flesta delområden. Närmaste bostadsområde till Kårehogen 1:3 ligger på andra sidan vägen som går söder om området.
- **Vattentäkten Korskällan.** Delar av Kårehogen 1:3 och Delområde 2 ligger inom skyddsområde för Korskällans vattentäkt. Själva uttagsbrunnarna är belägna som närmast ca 300 m från fastigheten Kårehogen 1:3 och mindre än 100 m från Delområde 2.
- **Malö strömmar** (Skagerrak). Närmast liggande ytvattenrecipient. Avståndet från åkern inom Kårehogen 1:3 är drygt 500 m fågelvägen (eniro).

## 2.3 Geologiska och hydrogeologiska förhållanden

Jordlagren inom området utgörs av svallsediment som underlagras av postglacial lera och glacial lera. Under lager av lera finns ett lager av isälvsmaterial, ställvis med betydande mäktighet. Isälvsaterialet underlagras i sin tur av morän. Hällmarker med berg i dagen delar upp landskapet av jordbruks- och skogsmark.

Enligt de utredningar som genomfördes för vattentäkten finns en akvifer i isälvs materialet och det är denna som nyttjas för vattenförsörjning. Då denna till stor del överlagras av lera är akviferen skild från grundvatten/markvatten i ytliga jordlager såsom lager av sand som förekommer ställvis ovan leran. Grundvattnets strömningsriktning bedöms generellt följa områdets topografi, vilket för Kårehogen 1:3 indikerar en NNO riktning mot golfbanan innan vattnet viker av mot vattentäkten och Malö strömmar. För Delområde 4 sydost om den f.d. plantskolan bedöms grundvattenflödet vara riktat mot diken/vattendragen längs delområdets sydvästra och sydöstra kanter.

Information om de geologiska och hydrogeologiska förhållandena har inhämtats från SGU:s jordartskarta, undersökningar för vattentäkten Korsällan samt tidigare undersökningar inom f.d. plantskolan.

## 2.4 Miljöstatus

Malö strömmar utgör en vattenförekomst. Den kemiska ytvattenstatusen är klassad som ej god beroende på de nationellt överallt överskridande ämnena kvicksilver (Hg) och polybromerade difenyletrar (PBDE) (VISS). Den ekologiska statusen är klassad som måttlig baserat på morfologiska förändringar och kontinuitet samt flödesförändringar. De biologiska och fysikalisk-kemiska parametrarna som undersökts bedöms av VISS ha låg tillförlitlighet.

Kraven är att god kemisk status ska uppnås, med undantag av Hg och PBDE för vilka halterna inte får öka efter december 2015. God ekologisk status ska uppnås 2027.

## 3.0 FÖRORENINGSSITUATIONEN

Ett antal undersökningar har genomförts inom den f.d. plantskolans verksamhetsområde:

- **Sweco 2012 och 2013** (Sweco 2012 och 2013)  
Sweco genomförde undersökningar som omfattade provtagning av jord, grundvatten, ytvatten och sediment.
- **Sweco 2014** (Sweco 2015)  
Sweco genomförde 2014 en miljö- och hälsoriskbedömning baserad på tidigare undersökningar, reviderad 2015. Riskbedömningen inkluderar resultat från kompletterande provtagningar och analyser.
- **Golder Associates 2016** (Golder 2016a)  
Golder genomförde 2016 en miljöinventering av lager och kontorsbyggnad inom Kårehogen 1:28, i anslutning till Delområde 4 där förorening av DDT och dess nedbrytningsprodukter påvisats i tidigare undersökningar genomförda Sweco.
- **Golder Associates 2016** (Golder 2016b)  
Avgränsande undersökning inom Delområde 4 med provtagning av jord från nivån 0-0,3 m under markytan (m.u.my.) inom åkern och från 0-0,5 samt 0,5-1,0 m m.u.my. runt byggnaden där förorening trängt ned längre.
- **Golder Associates 2018 reviderad 2019 (Golder 2019)**  
Åtgärdsförberedande undersökningar med syfte att ytterligare undersöka och avgränsa påvisad förorening inom Kårehogen 1:3, 1:20 och 1:64 samt Delområde 2 och 4 (Figur 1). Undersökningarna omfattade jordprovtagning, generellt ner till 0,3 m.u.my.
- **Golder Associates 2018 (BILAGA A)**  
Kompletterande undersökningar av jord, sediment, ytvatten och biota.

I avsnitt 3.1 - 3.8 nedan beskrivs föroreningssituationen inom respektive delområde utifrån resultat från undersökningar i olika medier.

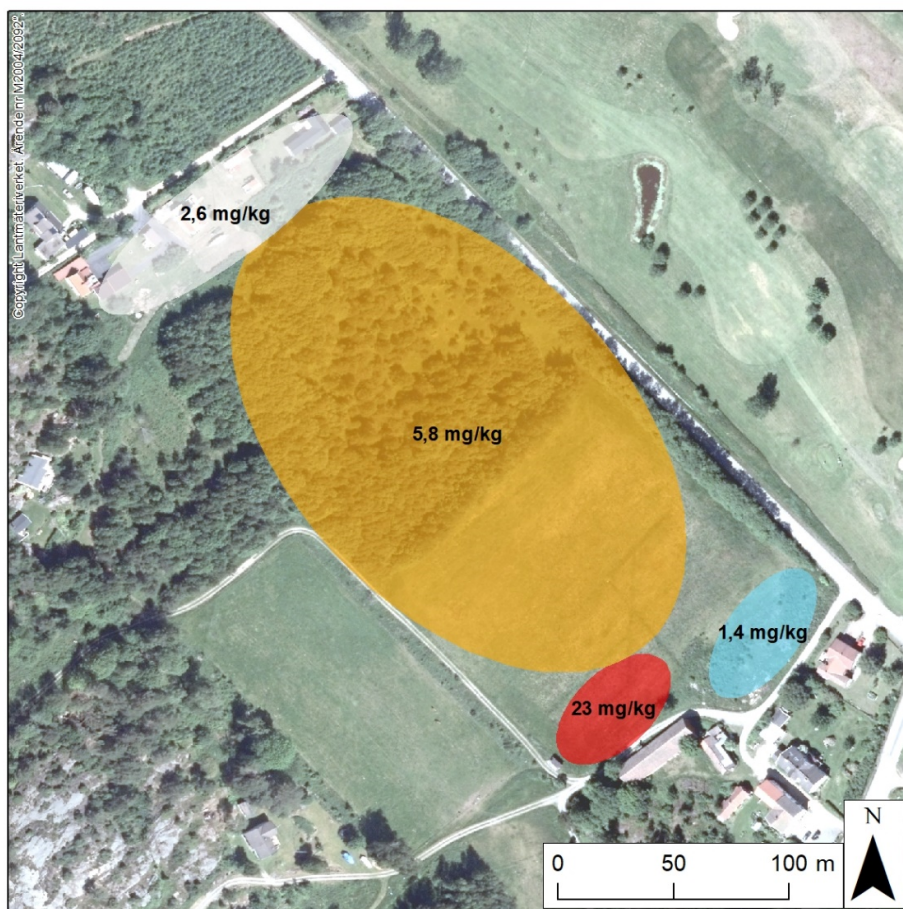
### 3.1 Kårehogen 1:3

#### 3.1.1 Jord

Området har undersökts i flera omgångar och sammanfattningsvis kan det konstateras att yttlig jord (ned till 0,3/0,5 m.u.my.) inom hela det undersökta området är förorenad av DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD (Figur 8; Golder 2019). Halterna av DDT är som högst i det sydvästra hörnet av den f.d. uppdrivningsytan (medelhalt summa DDT, DDE och DDD=23 mg/kg TS), i anslutning till den tidigare ekonomibyggnaden (som låg söder om vägen, numera riven). Inom större delen av uppdrivningsytan är medelhalten summa DDT, DDE och DDD 5,8 mg/kg TS. Utmed uppdrivningsytans nordvästliga gräns är medelhalten 2,6 mg/kg TS och föroreningen är inte avgränsad mot angränsande bostadsfastigheter i denna riktning. Även utmed den sydöstra gränsen mot befintliga bostadsfastigheter förekommer något lägre halter av DDT:er med ett medelvärde på 1,4 mg/kg TS. Samtliga uppmätta halter är högre än NV:s riktvärden för summa DDT, DDE och DDD och känslig (NV-KM) och mindre känslig markanvändning (NV-MKM) på 0,1 respektive 1 mg/kg TS.



Marken är även förorenad djupare ner, men halterna avtar kraftigt med ökande djup ner i jordprofilen (Golder 2019). Förekommande förorening i jord ner till 0,3 m är sannolikt ett resultat av genomförd plöjning och bearbetning av marken.



Figur 8: Medelhalter i yttlig jord (0-0,3/0,5 m.u.my.) för ytor inom Kårehogen 1:3.

Även andra bekämpningsmedel har påträffats, dock i betydligt lägre halter. Av analyserade bekämpningsmedel påträffades inom ej sanerade områden AMPA (herbucid) och dikofol i det sydöstra hörnet av området, lindan i den nordöstra delen av åkern, pentakloranilin i skogsområdet nordost om åkern samt kvintozen i ett samlingsprov från den västra delen av Kårehogen 1:3 (Figur 1; Sweco 2013 & Golder 2019). Halterna är generellt betydligt lägre än DDT-halten. Inga halter av analyserade metaller högre än NV-KM har uppmätts inom området.

### 3.1.2 Grundvatten

Av analyserade ämnen uppmättes förutom DDT, AMPA (inom åkerområdet), klorpyralid, en nedbrytningsprodukt av atrazin (atrazin-2-hydroxy), karbendazim och imazalil (i skogsområdet) i halter över dricksvattenkriteriet (0,1 µg/l) (Sweco 2013).

### 3.1.3 Biota

Summa DDT, DDE och DDD har analyserats i prov på gräs och daggmask inom åkerområdet samt i sallad och potatis (BILAGA A och BILAGA B).

DDT och DDE uppmättes i gräs i halter över rapporteringsgränsen i två av tre provpunkter, men inte i den av provpunkterna med högst uppmätt halt i jord (BILAGA A). De uppmätta halterna är lägre än EU:s gränsvärde för högsta tillåtna halt (*maximum residues levels*; MRL) i korn, havre och vete på 0,05 mg/kg. Halterna i sallad och potatis var lägre än rapporteringsgränsen.

Uppmätta halter av summa DDT, DDE och DDD i sallad och potatis var lägre än rapporteringsgränserna (BILAGA A och BILAGA B). Halten summa DDT, DDE och DDD i jorden var vid provtagningen år 2018 2,7 mg/kg TS och vid provtagningen år 2019 33 mg/kg TS.

Summa DDT, DDE och DDD uppmättes i daggmask i något högre, men i liknande halter som i jord. Bioackumulationsfaktorn beräknades till 1,4, vilket indikerar ett relativt begränsat upptag och då tarmen på daggmasken inte avlägsnats eller tömdes på förorenad jord före provtagning, så kan det inte uteslutas att uppmätta halter främst speglar uppmätta halter i jordpartiklar i tarmen.

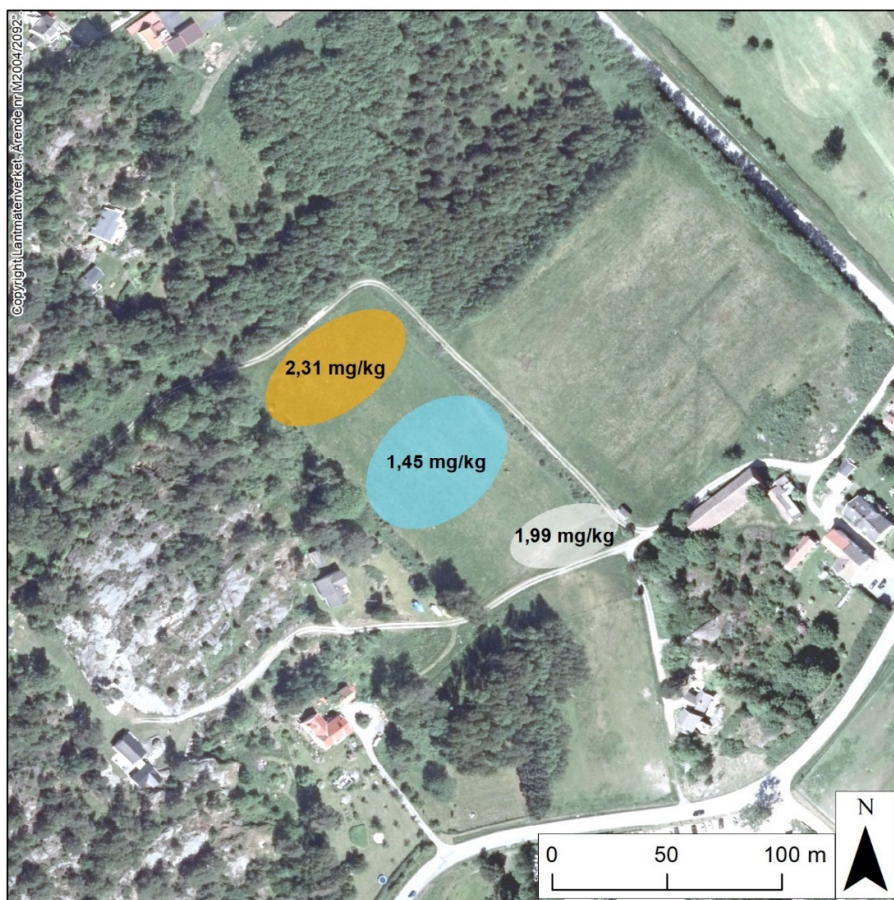
## 3.2 Kårehogen 1:20

### 3.2.1 Jord

Området ligger intill Kårehogen 1:3 (Figur 5). Ytjorden (0-0,3 m.u.my.) inom området är generellt förorenad av summa DDT, DDE och DDD (Figur 9). Medelhalten inom området är 1,8 mg/kg TS (Golder 2019), vilket är högre än NV-MKM. Även pentakloranilin och kvintozen uppmättes i halter över rapporteringsgränsen i anslutning till den tidigare ekonomibyggnaden. Halterna är dock lägre än valda jämförvärden (JV). Detsamma gäller analyserade metaller som var lägre än NV-KM.

### 3.2.2 Biota

Fastighetsägaren lät göra analyser på potatis år 2010. Summa DDT, DDE och DDD uppmättes i halter över detektionsgränsen och var ca 0,01 mg/kg, vilket är lägre än MRL. Halten summa DDT, DDE och DDD i jorden var 1,8 mg/kg.



Figur 9: Medelhalter i yttlig jord (0-0,3 m.u.my.) inom Kårehogen 1:20.

### 3.3 Delområde 1

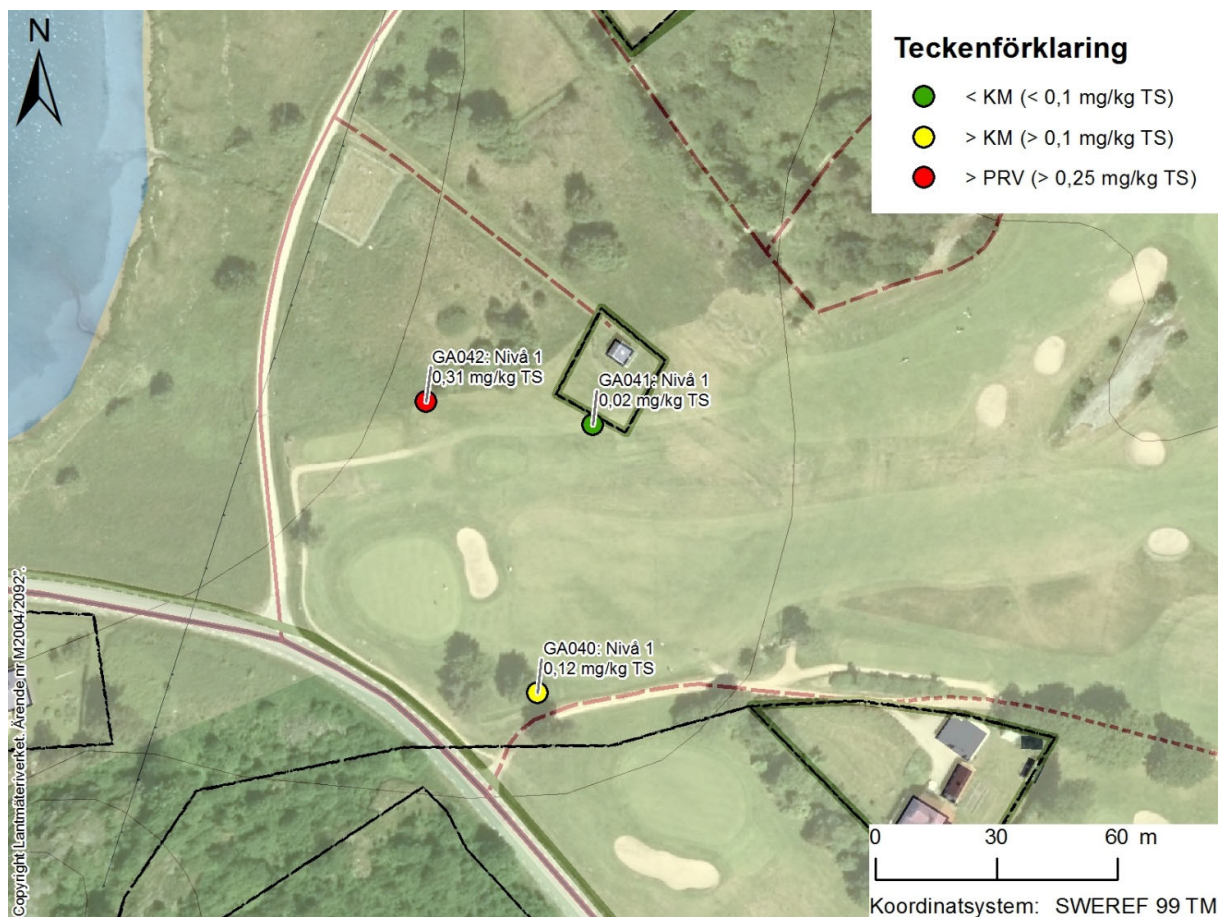
Uppmätta halter av summa DDT, DDE och DDD är högre än NV-KM, men lägre än NV-MKM. Inga andra bekämpningsmedel uppmättes i halter över rapporteringsgränsen.

Data på analyser på grundvatten saknas.

### 3.4 Delområde 2

Läget för den tidigare plantskoleverksamheten är osäker och massor kan ha flyttats om inom golfbanan (Golder 2019). Provtagning av jord har endast gjorts på yttlig jord (0,0-0,3 m.u.my.) i tre punkter inom området. I Figur 10 nedan presenteras uppmätta halter av summa DDT, DDE och DDD i dessa punkter. Av figuren framgår att de uppmätta halterna är över respektive knappt över NV-KM, men lägre än NV-MKM. Halterna av övriga analyserade klorerade och polära bekämpningsmedel var lägre än laboratoriets rapporteringsgräns och halterna av analyserade metaller var lägre än NV-KM.

Data på analyser på grundvatten saknas. Enligt Sweco (2012) så har bekämpningsmedel inte påvisats i de analyser som gjorts på råvattnet i vattentäkten Korskällan.



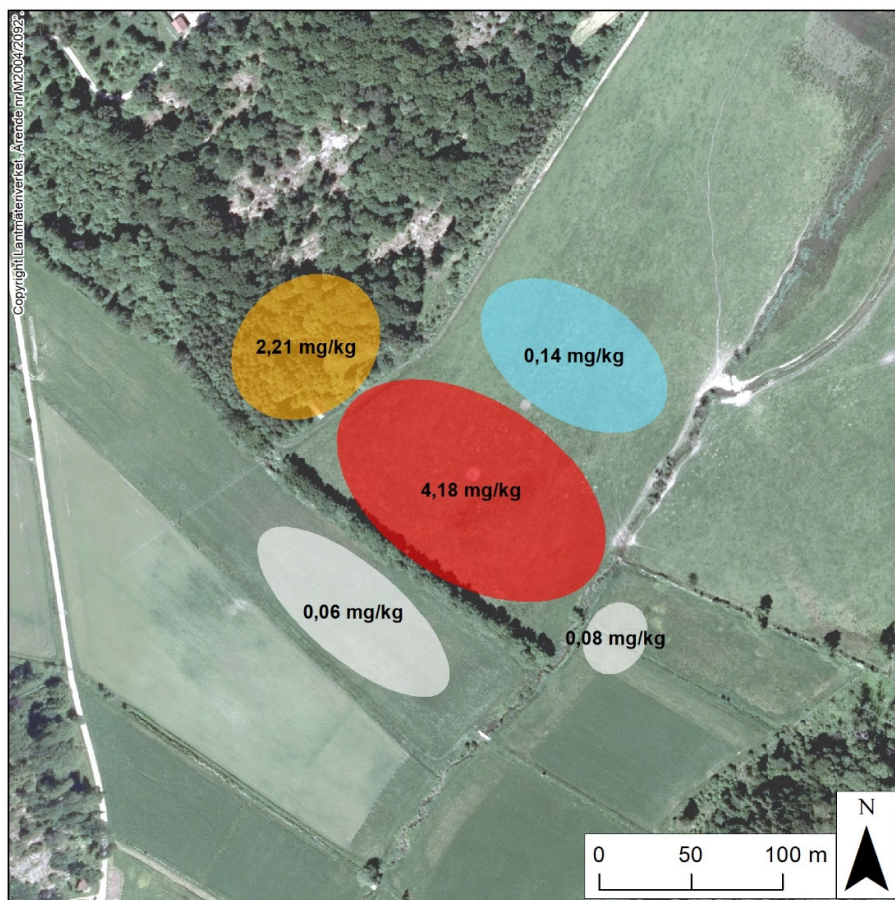
Figur 10: Uppmätta halter av summa DDT, DDE och DDD i ytliga jordlager (0-0,3 m.u.my.) inom Delområde 2 jämförda med NV-KM och beräknat platsspecifikt riktvärde (PRV; Sweco 2015).

## 3.5 Delområde 4

### 3.5.1 Jord

Marken inom både fastigheten Kårehogen 1:28 och Morlanda 2:1 är förorenade av summa DDT, DDE och DDD (Figur 11). Föroreningen verkar framförallt vara lokaliserad till de ytliga jordlagren inom den södra delen av betesmarken där halten summa DDT, DDE och DDD är högst (ca 4 mg/kg TS) och högre än NV-MKM (1 mg/kg TS). Även nordväst om denna del är halterna högre än NV-MKM och generellt ca 2 mg/kg TS. Halterna är således lägre här, men området har inte avgränsats. I detta område har halter över NV-KM även uppmätts i djupare jordlager (ner till 1 m.u.my.). Nordöst om den mest förorenade delen är halterna däremot betydligt lägre (0,14 mg/kg TS) om än något högre än NV-KM (0,1 mg/kg TS). Söder och sydöst om den mest förorenade delen verkar föroreningen dock vara avgränsad och halterna är lägre än NV-KM.

Halterna av övriga analyserade klorerade och polära bekämpningsmedel var lägre än laboratoriets rapporteringsgräns och halterna av analyserade metaller var lägre än NV-KM.



Figur 11: Medelhalter i yttlig jord (0-0,3 m.u.my.) inom Delområde 4.

### 3.5.2 Grundvatten

Bekämpningsmedel har analyserats på två stycken grundvattenprover från området. Halter av summa DDT, DDE och DDD var högre än gränsvärdet för dricksvatten (0,1 µg/l), men även för andra bekämpningsmedel (AMPA, glyfosat och imazalil). Halterna av summa DDT, DDE och DDD var högst.

### 3.6 Referensområdet

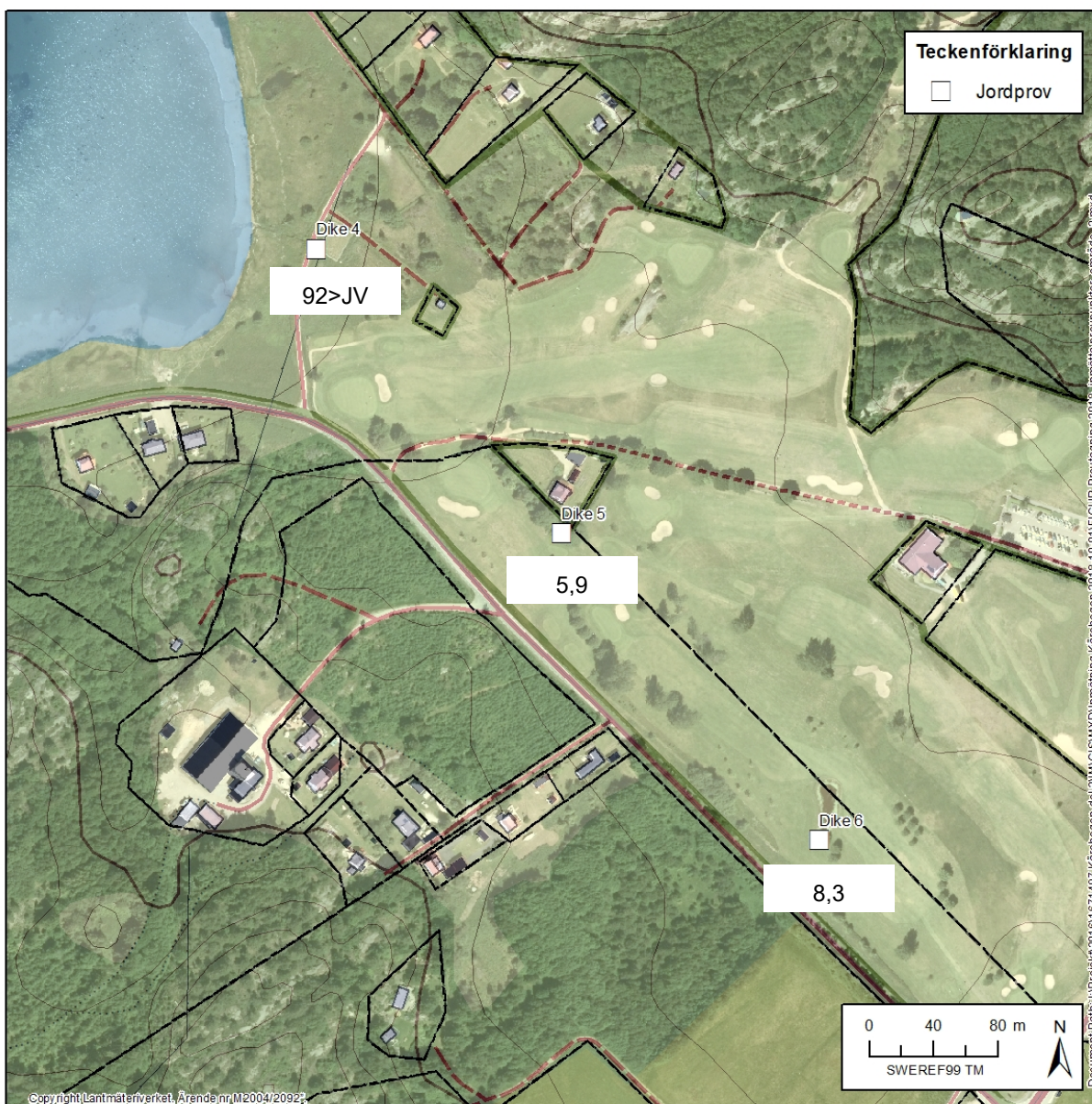
Samtliga uppmätta halter av summa DDT, DDE och DDD inom Referensområdet var lägre än rapporteringsgränsen. Detsamma gäller andra analyserade bekämpningsmedel. Uppmätta halter av analyserade metaller var lägre än NV-KM.

### 3.7 Diken

Prov har tagits på ytliga sediment (0-0,05 m.u. sedimentytan) från diket som löper väster och öster om vägen som går ner till Malö strömmar (Figur 1). Diket som löper öster om vägen rinner genom golfbanan innan det når Malö strömmar. Prov har också tagits på ytligt sediment (0-0,05 m.u.sy.) i ett dike som rinner mellan skogs- och åkerområdet inom Kårehogen 1:3 samt i dammen på golfbanan (Sweco 2013 och BILAGA A).

Halten av summa DDT, DDE och DDD i diket inom Kårehogen 1:3 var i nivå med halter som uppmätts i jord inom området (2,4 mg/kg TS). Inga andra bekämpningsmedel uppmättes i halter över rapporteringsgränsen i diket. I prov på ytvatten från diket uppmättes dock, förutom DDT, DDE och DDD, även AMPA (Sweco 2013).

Halten summa DDT, DDE och DDD i inloppet till dammen var betydligt lägre (8 µg/kg TS; Figur 12). Sweco (2013) uppmätte dock högre halter (26 µg/kg TS) i ett samlingsprov från dammen. Halten i diket efter kulverten från dammen var i nivå med den in i dammen (6 µg/kg TS; BILAGA A). Högst var halterna i provpunkten närmast Malö strömmar (ca 90 µg/kg TS) där halten var högre än valt riskbaserat jämförvärde (JV) för sediment. Samtliga övriga analyserade klorerade pesticider var lägre än rapporteringsgränserna.



Figur 12: Uppmätta halter (µg/kg TS) av summa DDT, DDE och DDD i sedimentprover från diket som rinner genom golfbanan ner mot Malö strömmar. Halter över jämförvärdet (JV) är markerade.

När det gäller diket som löper väster om vägen som går ner till Malö strömmar så var halten summa DDT, DDE och DDD högre närmast Kårehogen 1:3 (ca 0,5 mg/kg TS), men längre nedströms var halterna lägre än rapporteringsgränserna som dock var högre än JV i punkten närmast Malö strömmar (Figur 13). Utanför Kårehogen 1:3 uppmättes endast DDT i ytvatten (0,13 µg/l), men i en halt över MKN (0,025 µg/l). Baserat på topografin bedöms dock ingen spridning från Kårehogen 1:3 ske i diket.



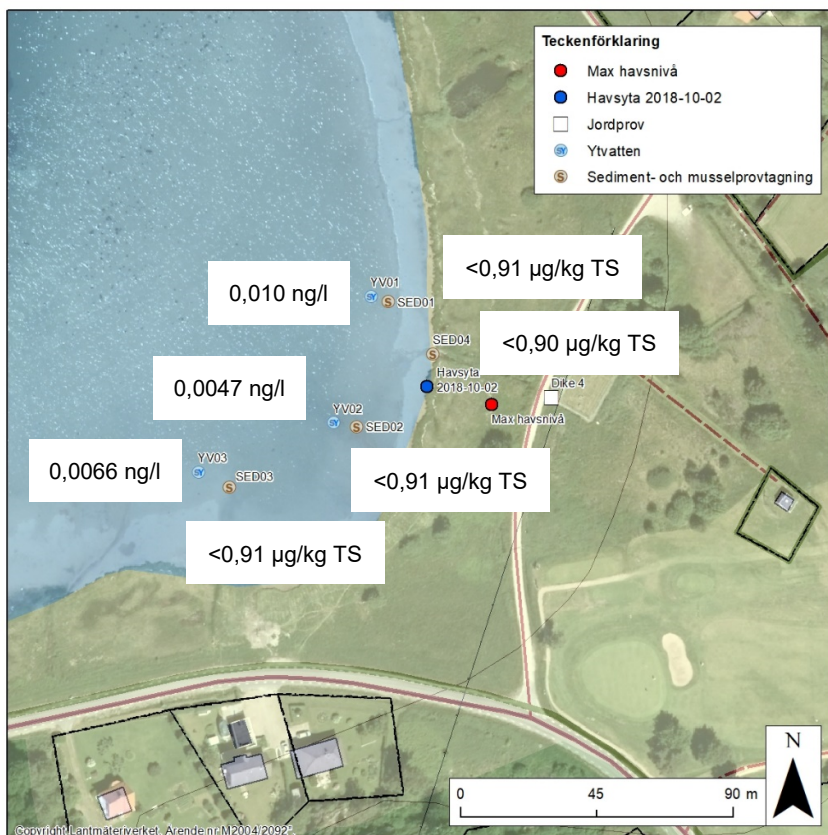
Figur 13: Uppmätta halter (µg/kg TS) av summa DDT, DDE och DDD i sedimentprover från diket som löper väster om vägen som går ner mot Malö strömmar. Halter över jämförvärdet (JV) är markerade.

Uppmätta halter av analyserade bekämpningsmedel i bäck som rinner sydost om Delområde 4 var lägre än rapporteringsgränsen (Sweco 2013).

## 3.8 Malö strömmar

### 3.8.1 Ytvatten och sediment

DDE uppmättes i en halt över rapporteringsgränsen i samtliga ytvattenprover (Figur 14), men halterna var långt under jämförvärdet (JV) (BILAGA A). Uppmätta halter av klorerade pesticider i sediment var dock lägre än rapporteringsgränsen i samtliga provpunkter (Figur 14).



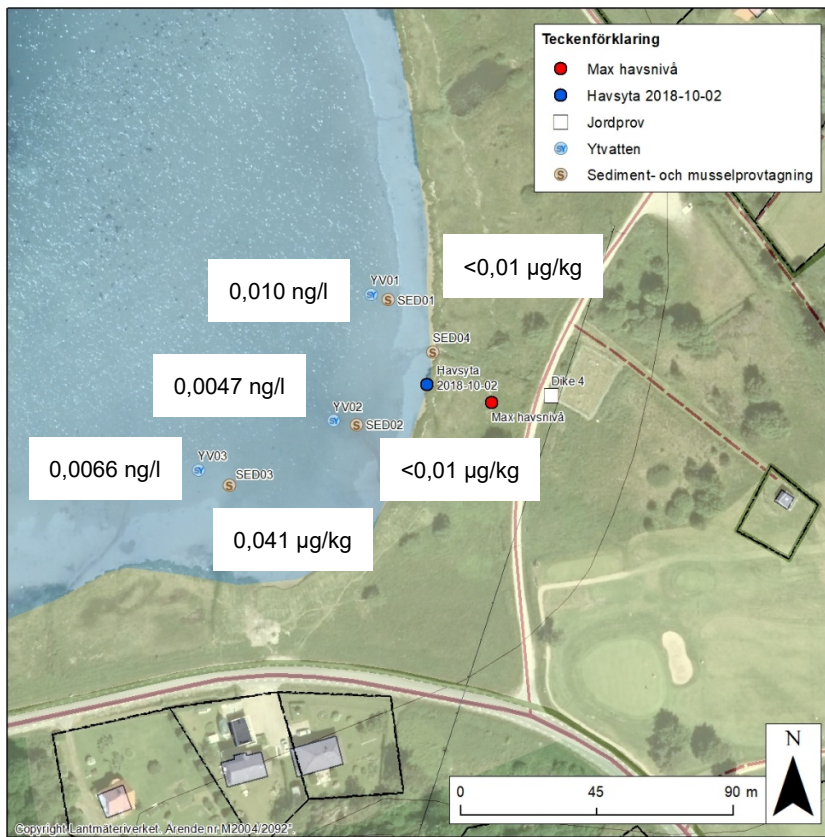
Figur 14: Uppmätta halter i ytvatten (passiva provtagare, SPMD<sup>1</sup>, ng/l) och sediment (µg/kg TS). Röd punkt anger uppskattad maximal havsnivå på +0,41 m.ö.h. (uppskattad utifrån linje med ansamling av organiskt material på land) och blå punkt havsytans läge vid provtagningen 2 oktober 2018 (-0,07 m.ö.h.).

### 3.8.2 Musslor

DDE och DDD uppmättes i halter över rapporteringsgränserna endast i musslor från provpunkt 3 (Figur 15), men summahalten var betydligt lägre än jämförvärdet (JV) (BILAGA A).

<sup>1</sup> Semi permeable device.





**Figur 15: Uppmätta halter i ytvatten (passiva provtagare, SPMD, ng/l) och musslor (µg/kg VS). Röd punkt anger uppskattad maximal havsnivå på +0,41 m.ö.h. (uppskattad utifrån linje med ansamling av organiskt material på land) och blå punkt havsyta läge vid provtagningen 2 oktober 2018 (-0,07 m.ö.h.).**

## 4.0 PROBLEMBESKRIVNING

Problembeskrivningen utgör en övergripande redogörelse över de aspekter som främst påverkar riskbilden, dvs. identifierade skyddsobjekt, föroreningar av potentiell betydelse för risken samt identifierade och potentiella spridnings- och exponeringsvägar.

I efterföljande avsnitt beskrivs de olika aspekterna, vilka sedan sammanfattas i en konceptuell modell.

### 4.1 Föroreningar och föroreningskällor

Som beskrivs i inledningen (Kapitel 1.0) så är syftet att bedöma risken med avseende på föroreningar som kan härröras till den f.d. plantskoleverksamheten inom Kårehogen. Således är de områden där denna verksamhet bedrivits den potentiella föroreningskällan och som utgör själva fokus för riskbedömningen. Baserat på föroreningssituationen inom dessa områden (Kapitel 3.0) så är Kårehogen 1:3 och 1:20 samt Delområde 1, 2 och 4 föroreningskällor, med Kårehogen 1:3 som den dimensionerande föroreningskällan (högst medelhalt föroreningar).

Den dimensionerande föroreningen i samtliga dessa områden är DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD (hädanefter refererat till som summa DDT). Av Kapitel 3.0 framgår att även bekämpningsmedlen AMPA, dikofol, pentakloranilin och kvintozen påträffats i jord och glyfosat, AMPA, klorpyralid, en nedbrytningsprodukt av atrazin (atrazin-2-hydroxy), karbendazim och imazalil i grundvatten i halter över dricksvattenkriteriet. För summa pentakloranilin och kvintozen har NV tagit fram generella riktvärden (RV) för jord. Den uppmätta maxhalten av pentakloranilin och kvintozen inom de aktuella områdena är lägre än NV-KM. För övriga ämnen saknas svenska RV.

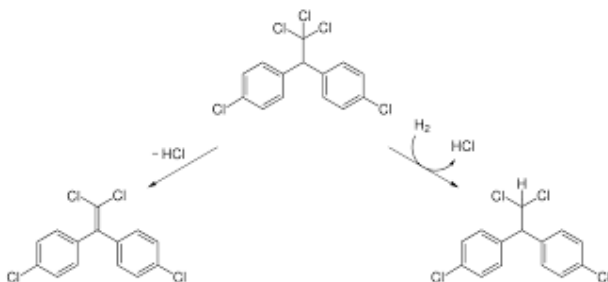
Uppmätta maxhalter av AMPA och dikofol i jord är betydligt lägre än uppmätta halter av DDT. AMPA har uppmätts i 2 av 10 prover inom Kårehogen 1:3 med en maxhalt av 0,0017 mg/kg TS och dikofol i 3 av 10 prover i en maxhalt om 0,0053 mg/kg TS (Sweco 2015). Det ska jämföras med DDT som uppmätts i 33 av 40 prover inom samma område och studie (Sweco 2015) och med en generell föroreningshalt på ca 6 mg/kg TS. AMPA är en nedbrytningsprodukt av glyfosat som är en herbicid. PPDB bedömer dock att toxiciteten för alger och akvatiska växter är låg (uppgifter på terrestra växter saknas). Detsamma gäller akvatiska ryggradslösa djur, daggmaskar, kväve- och kolmineralisering. Dikofol är en akaricid och den bedöms av PPDB vara giftigare än AMPA, men inte giftigare än DDT. Det acceptabla dagliga intaget (ADI) som PPDB anger indikerar att dikofol är giftigare än DDT, men DDT är även klassad som cancerogen, medan det är mer osäkert med dikofol. Då DDT generellt förekommer i betydligt högre halter och i fler provtagningspunkter, bedöms DDT vara dimensionerande för risken för exponering av jord.

Även i grundvatten är halterna av summa DDT generellt högst och vanligast förekommande (Sweco 2015). Glyfosat är en herbicid och AMPA är en nedbrytningsprodukt (PPDB). Uppmätt maxhalt av glyfosat (0,2 µg/l; Sweco 2015) är lägre än HaVs bedömningsgrund för klassning av ytvattenstatus (100 µg/l; HaV 2019). Den uppmätta maxhalten av AMPA (0,29 µg/l; Sweco 2015) som är mindre giftig än glyfosat (PPDB) är också lägre än denna bedömningsgrund. Atrazin-2-hydroxy är också en nedbrytningsprodukt, men av herbiciden atrazin. Det saknas RV för atrazin-2-hydroxy, men finns för atrazin (MKN). Då ämnet är mindre giftigt än atrazin (PPDB) bedöms uppmätta halter kunna jämföras med MKN för atrazin. Uppmätt maxhalt av atrazin-2-hydroxy är lägre än MKN för atrazin. Karbendazim och imazalil är fungicider och klorpyralid är en herbicid. Vare sig karbendazim eller imazalil är några ämnen som listas som ämnen som generellt använts vid barrplantskolor eller som av Sweco bedömts kunna förekomma där (Sweco 2012). Klorpyralid kan dock ha använts. RV för ytvatten saknas för dessa ämnen. Således kan det inte uteslutas att dessa ämnen är av betydelse för risken.

Sammanfattningsvis bedöms **summa DDT** vara av potentiell betydelse för risken, men även AMPA, **klorpyralid**, **atrazin-2-hydroxy**, **karbendazim**, **imazalil** och **glyphosat** i grundvatten om grundvattnet ska användas för dricksvattenändamål. Av dessa ansätts klorpyralid, karbendazim och imazalil vara ämnen av potentiell betydelse för risken när det gäller övrig exponering för ämnen som sprids via grundvatten. Detta baserat på att RV för ytvatten saknas för dessa ämnen.

## 4.2 Egenskaper DDT

Diklordifenyltrikloreten (DDT) är en insekticid som introducerades under 1940-talet (NV 2016a). DDT är förbjudet i Sverige sedan 1970-talet, men används fortfarande på andra håll i världen, bl.a. mot malaria (HSDB).



Figur 16: DDT: nedbrytning till DDD (höger) och DDE (vänster). Källa Wikipedia.

DDT är inte flyktigt (NV 2016a) och inte speciellt vattenlösligt (ATDSR 2002). DDT är klassat som en persistent organisk förening (POP) av Stockholmskonventionen om långlivade organiska föroreningar (NV 2016a). DDT är ett s.k. PBT-ämne, dvs. det är persistent, bioackumulerande och toxiskt, men även ett s.k. vPvB-ämne, dvs. väldigt persistent och väldigt bioackumulerbart ämne (PRIO).

DDT bryts ner till antingen diklordifenylidikloreten (DDE) eller diklordifenylidikloreten (DDD) (NV 2016a). DDD har också använts som bekämpningsmedel, medan DDE ingår som en förorening vid produktion av DDT (HSDB). DDT bryts framförallt ner anaerobt och då framförallt till DDD, och i betydligt mindre grad under aeroba förhållanden och då framförallt till DDE (USEPA 2007). Då DDT fortfarande används på andra håll i världen kan DDT fortfarande spridas via luft och hamna i mark och vatten (ATDSR 2002). I jord återfinns DDT vanligen i de översta jordlagren. Halveringstiden för DDT i jord varierar från två till mer än 15 år i syrerika jordar (HSDB), men DDT kan potentiellt vara kvar i jorden i hundratals år (ATDSR 2002). Nedbrytningstiden för DDT beror av flera faktorer såsom temperatur, jordtyp och jordens fuktighet. En högre temperatur och fuktighet ökar nedbrytningen. Om DDT sprids till vatten förväntas det binda starkt till partiklar och ackumulera i sediment (HSDB, ATDSR 2002). Nedbrytning av DDT i marina vatten varierar mycket (HSDB).

DDT har mycket hög potential att biokoncentreras i vattenlevande organismer (HSDB, ATDSR 2002). DDT kan också tas upp av vissa växter, om via rötterna så ackumulerar det mesta där. DDT har också potential att ackumulera upp i näringskedjan (ATDSR 2002). DDE är vanligen den metabolit som ackumulerar i människor.

DDT har relativt låg potential att ackumulera via huden (NV 2016a). Den huvudsakliga exponeringskällan till DDT för människor är livsmedel av animaliskt ursprung (kött, fisk och mjölkprodukter; ATDSR 2002). DDT lagras framförallt i fettvävnad, särskilt DDE och exkretas ut framförallt genom urin. DDT kan påverka nervsystemet och levern (baserat på djurexperiment), men kan även ha hormonstörande effekter och påverka reproduktion, fostrets utveckling och immunsystemet (NV 2016a). DDT är klassat som sannolikt carcinogent för människa (2A carcinogen). Då DDT inte visats vara genotoxiskt i försök med djur- och mänskliga celler, så

ansätter NV inte att DDT är en genotoxisk carcinogen vid framtagandet av riktvärden för jord. DDT är inte akuttoxiskt, men höga doser av DDT kan orsaka stickningar och domningar i ansiktet, samt orsaka illamående och kräkning.

DDT:s verkningsmekanism är att det öppnar natriumkanalerna i insekternas neuroner, vilket leder till okontrollerade spasmer och död (USEPA 2007). Effekter av DDT på mikrobiella processer, marklevande växter och djur samt däggdjur och fåglar har observerats (CCME 1999). USEPA (2007) bedömer dock att underlaget vad gäller påverkan på mikrobiella processer, marklevande växter och djur är för dåligt för att ett riktvärde ska kunna tas fram för dessa organismgrupper. För däggdjur och fåglar har USEPA dock tagit fram riktvärden. Det man framförallt förknippar med effekter av DDT på högre stående djur är äggskalsförtunning hos fåglar.

### 4.3 Skyddsobjekt

Sweco identifierade följande skyddsobjekt (Sweco 2015):

- Korskällans vattentäkt
- Människor som bor och vistas i området inkl. människor som äter jordbruksprodukter från området
- Malö strömmar

Baserat på de Övergripande åtgärdsmålen (ÖÅM; Avsnitt 1.2), riskbedömningsscenarierna (Avsnitt 1.4) och områdesbeskrivningen (Kapitel 2.0) bedöms även följande skyddsobjekt finnas:

- Markmiljön inom områdena
- Tama djur som vistas och intar föda inom områdena
- Vilda djur som vistas och intar föda inom områdena

### 4.4 Föroreningsspridning

I Sweco (2013) finns en kort beskrivning av de olika identifierade ämnena av potentiell betydelse. Baserat på denna och i vilka medier ämnena uppmätts görs en bedömning av vilka spridningsvägar som är beaktansvärda. I de fall det saknas relevant information om ämnet i Swecos beskrivning så görs en komplettering. Följande spridningsvägar bedöms vara relevanta att beakta i riskbedömningen:

- **Utlakning till grundvatten.** DDT, glyfosat, AMPA, klorpyralid, atrazin-2-hydroxy, karbendazim, och imazalil har uppmätts i halter över dricksvattenkriterierna. DDT, klorpyralid och imazalil (Sweco 2013) har relativt låg löslighet i vatten och/eller binder starkt till partiklar. Uppmätta halter i grundvatten speglar sannolikt därför en stor andel partikelbunden förorening.
- **Spridning via grundvatten.** Endast **summa DDT** har uppmätts i halter högre än rapporteringsgränsen i grundvattenrör (1207 resp. 1210 i Sweco 2013), belägna närmast Kårehogen 1:3:s fastighetsgräns i den bedömda grundvattenflödesriktningen. Uppmätta halter är generellt lägre än vad som uppmätts i provpunkter uppströms<sup>2</sup>. Då DDT binder starkt till partiklar så kan uppmätta halter snarare spegla halten i jord än spridning via grundvatten. Någon spridning till djupare akvifärer såsom Korskällans vattentäkt bedöms inte föreligga. Detta då akvifären till stor del överlagras av lera och därmed generellt är skild från grund-

<sup>2</sup> ca 3-230 µg/l summa DDT i provpunkterna 1201-1204 jmf. m. ca 1 µg/l i 1207 och ca 25 µg/l summa DDT i 1209 jmf. m. ca 1 µg/l i 1210 i Sweco 2013.

vatten/markvatten i ytliga jordlager. Inga halter av bekämpningsmedel över laboratoriets rapporteringsgränser har heller uppmätts för något analyserat bekämpningsmedel.

- **Spridning till ytvatten. Summa DDT** och AMPA har uppmätts i diket som rinner inom Kårehogen 1:3 och summa DDT även i diket som löper utanför fastigheten. Uppmätta halter av AMPA är dock inte beaktansvärda (uppmätt halt på 0,14 µg/l är lägre än JV för glyfosat på 100 µg/l, se Avsnitt 4.1). Spridning till diket bedöms kunna ha skett genom utlakning spridning och/eller via erosion. Under växtsäsongen bör spridning via erosion vara relativt liten då området är täckt av gräs (Figur 4), men provtagningen av ytvatten skedde i okt-nov 2012 då växtligheten eventuellt var mindre täckande. Summa DDT har även uppmätts i sediment från dikena, varför det inte heller kan uteslutas att halten i ytvatten har påverkats av uppgrumlade partiklar. Halten summa DDT i sediment inom fastigheten var i nivå med den i jord, vilket indikerar en spridning av DDT-förorenade partiklar från området alternativt att diket grävts i förorenad jord, dvs. att det är jord man analyserat och inte sediment.
- **Spridning via ytvatten.** Föroreningsspridning bedöms kunna ske via det dike som rinner från Kårehogen 1:3 och vidare till och genom golfbanan ner till Malö strömmar. Uppmätta halter av **summa DDT** i sediment i inloppet till dammen som ligger inom golfbanan indikerar att det sker en spridning via diket från Kårehogen 1:3. Halterna i dammen är högre än strax nedströms densamma, vilket indikerar att det sker/har skett en fastläggning där. Halterna är dock högst längre nedströms (högre än JV för sediment), vilket indikerar att det finns andra källor till DDT, eventuellt spridning från Delområde 2. De högsta halterna av summa DDT i jord uppmättes i den riktningen.
- **Förångning. DDT** bedöms ha låg till måttlig potential att förångas från jord (Avsnitt 4.2), medan glyfosat, klorpyralid, atrazin-2-hydroxy, karbendazim och imazalil bedöms ha låg potential och **AMPA** måttlig potential att förångas från vatten (HSDB, PPDB).
- **Upptag i växter och djur.** Glyfosat, AMPA, atrazin-2-hydroxy, klorpyralid och karbendazim bedöms ha låg potential att ackumulera i växter och djur (HSDB, PPDB). **Imazalil** bedöms ha låg potential att ackumulera enligt PPDB, men hög potential att ackumulera i vattenlevande organismer enligt HSDB. **DDT:s** potential bedöms dock som hög av både PPDB och HSDB.

Inget av ämnena förekommer i så pass höga koncentrationer att de bedöms föreligga som egen fas.

## 4.5 Exponeringsvägar

### 4.5.1 Markmiljön

Följande exponeringsvägar bedöms vara beaktansvärda för exponering av föroreningar som kan härröra från den f.d. plantskolans verksamhet:

- **Direktkontakt med jord.** Bedöms vara en beaktansvärd exponeringsväg för **summa DDT** för marklevande organismer samt tama och vilda djur som vistas inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt Delområdena 1 och 4 samt lokalt inom Delområde 2.
- **Inandning av damm.** Bedöms vara en beaktansvärd exponeringsväg för **summa DDT** för grävande vilda djur som vistas inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt Delområdena 1 och 4 samt lokalt inom Delområde 2. Tama djur bedöms t.ex. endast vistas inom områdena när de är täckta av växtlighet, vilket medför en minskad risk för beaktansvärd damning.

- **Intag av daggmaskar.** Bedöms vara en beaktansvärd exponeringsväg för **summa DDT** och vilda djur som vistas inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt Delområdena 1 och 4. Summa DDT har uppmätts i daggmaskar inom Kårehogen 1:3 i halter motsvarande de i jord.

Följande exponeringsvägar bedöms vara ej beaktansvärda för exponering av föroreningar som kan härröra från den f.d. plantskolans verksamhet:

- **Intag av gräs.** Är troligen ingen beaktansvärd exponeringsväg. Uppmätta maxhalter i gräs inom det mest förorenade området, Kårehogen 1:3, är lägre än EU:s gränsvärde för högsta tillåtna halt i livsmedel ("maximum residues levels"; MRL).
- **Direktkontakt med grundvatten.** Är troligen ingen beaktansvärd exponeringsväg. Detta då DDT som förekommer i högst koncentrationer i grundvatten sannolikt framförallt förekommer bundet till partiklar och upptaget i växter inom området indikerar ett icke beaktansvärt upptag. När det gäller övriga bekämpningsmedel så är uppmätta maxhalter i grundvatten lägre än riskbaserade ytvattenkriterier satta att skydda vattenlevande växter och djur. För karbendazim, imazalil och klopyralid saknas dock RV. Karbendazim och imazalil är fungicider och uppmätta maxhalter (karbendazim=0,2 µg/l, imazalil=0,6 µg/l,) är >1000 lägre än rapporterade effektnivåer (Akut EC50 alg= >7000 resp. 870 µg/l i PPDB), vilket ger en viss indikation om toxiciteten för växter. Klopyralid är en herbicid och det kan inte uteslutas att den har negativa effekter på träd. Dess verkningsmekanism är att efterlikna ett tillväxthormon (auxin). Karbendazim, imazalil och klopyralid har uppmätts i 1-2 provpunkter som är belägna i/nära skogsområden (enirol). Inga uppenbara negativa effekter på träd kan konstateras.
- **Inandning av ånga från jord.** Exponeringsvägen bedöms inte vara beaktansvärd då DDT inte är speciellt flyktigt (Avsnitt 4.2).

#### 4.5.2 Vattenmiljön (Malö strömmar)

Det bedöms inte finnas några beaktansvärda exponeringsvägar för vatten- och sedimentlevande organismer i Malö strömmar eller vilda djur som vistas eller intar föda i strandkanten där. Motiven till detta är följande:

- Uppmätta halter av summa DDT i musslor är betydligt lägre än riskbaserade JV satta att skydda vilda djur, varför intag av vattenlevande föda bedöms vara en icke beaktansvärd exponeringsväg.
- Uppmätta halter av summa DDT i ytvatten i Malö strömmar (maxhalt 0,01 ng/l) är betydligt lägre än dricksvattenkriterierna (100 ng/l) och uppmätta halter i musslor bedöms inte vara beaktansvärda (se punkten ovan). Det indikerar att exponering via direktkontakt med ytvatten är en icke beaktansvärd exponeringsväg.
- Uppmätta halter i ytvatten i Malö strömmar är lägre än rapporteringsgränserna alternativ betydligt lägre än riskbaserade JV satta att skydda vattenlevande organismer, vilket indikerar att exponeringsrisken för vattenlevande organismer är obetydlig.
- Uppmätta halter av summa DDT i sediment i Malö strömmar är lägre än rapporteringsgränsen (maxhalt <0,9 µg/kg TS) och uppmätta halter i musslor bedöms inte vara beaktansvärda (se punkt 1 ovan). Det indikerar att exponering via direktkontakt med sediment är en icke beaktansvärd exponeringsväg.
- Uppmätta halter i sediment i Malö strömmar är lägre än rapporteringsgränserna alternativ betydligt lägre än riskbaserade JV (<0,9 µg/kg TS jmf. m. 15 µg/kg TS; BILAGA A) satta att skydda vattenlevande organismer, vilket indikerar att exponeringsrisken för sedimentlevande organismer är obetydlig.

### 4.5.3 Människor

Följande exponeringsvägar bedöms vara beaktansvärda för människor som bor och vistas i området:

- **Intag av jord**
- **Hudkontakt med jord.** Bedöms endast vara beaktansvärd under delar av året då marken inte är täckt med vegetation.
- **Inandning av damm.** Bedöms endast vara beaktansvärd under delar av året då marken inte är täckt med vegetation.
- **Intag av kött och mjölk.** Ingen konsumtion från djur som betar inom områdena sker idag enligt fastighetsägaren (skriftlig komm.), men det kan inte uteslutas att detta är en beaktansvärd exponeringsväg om djur i en framtid skulle beta inom områdena då DDT har potential att ackumulera upp i näringskedjan (NV 2016a).
- **Intag av dricksvatten.** Såvitt känt används inte vattnet i det övre grundvattenmagasinet för dricksvattenändamål (Sweco 2015). Intag av dricksvatten bedöms eventuellt endast vara en beaktansvärd exponeringsväg om det i en framtid anläggs en brunn i den övre grundvattenakvifären för uttag av dricksvatten inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt Delområdena 1 och 4. Den aktuella geologin inom Kårehogen (sand ovanpå lera) indikerar dock att anläggandet av en brunn ej lämpar sig hydrogeologiskt sett.

Följande exponeringsvägar bedöms vara ej beaktansvärda för exponering av föroreningar som kan härröra från den f.d. plantskolans verksamhet:

- **Inandning av ånga från jord.** DDT är inte speciellt flyktigt (Avsnitt 4.2). Även den högsta medelkoncentration i jord inom de förorenade områdena (23 mg/kg TS inom Kårehogen 1:3; Figur 1) är betydligt lägre än NV:s generella värde för exponeringsvägen inandning av ånga som är 4500 mg/kg TS för känslig markanvändning, varför exponeringsvägen inte bedöms vara beaktansvärd.
- **Intag av bär, frukt, svamp, rot- och grönsaker.** Uppmätta halter av summa DDT i gräs är lägre än EU:s gränsvärde för korn, havre och vete och lägre än MRL i sallad och potatis. Det indikerar att risken vid intag av grödor är obetydlig.
- **Intag av fisk och skaldjur.** Det saknas MRL för DDT i musslor och fisk (EU Pesticides database), men uppmätta halter av summa DDT i musslor är lägre än JV för vilda djur som sannolikt äter en större mängd per kg kroppsvikt än människor samt att den uppmätta maxhalten (0,41 µg/kg VS) är lägre än MRL för andra djurlivsmedel (40-1000 µg/kg VS).
- **Intag av ägg.** Hönor bedöms inte inta föda inom området. De kan visserligen indirekt exponeras via grödor som odlats inom de förorenade områdena, men den dimensionerande exponeringsvägen för tama djur bedöms vara intag av jord och inte intag av gräs (Avsnitt 4.5.1).
- **Bevattnings.** Mängden vatten i diken bedöms inte vara tillräcklig för att dessa ska användas för bevattnings och havsvattnet bedöms inte vara lämpligt p.g.a. salthalten.
- **Intag av ytvatten.** Uppmätta maxhalter av summa DDT i ytvatten från Malö strömmar (0,01 ng/l) är betydligt lägre än dricksvattenkriteriet (100 ng/l). Således bedöms risken för negativa hälsoeffekter vid intag av ytvatten vara obetydlig.
- **Hudkontakt med sediment.** Exponeringsvägen bedöms endast vara beaktansvärd vid rensning av diken. Uppmätta maxhalter av summa DDT i diken (2,4 mg/kg TS) är dock lägre än NV:s envägskoncentration för hudkontakt (380 mg/kg TS) och exponering för förorenad jord bedöms vara dimensio-

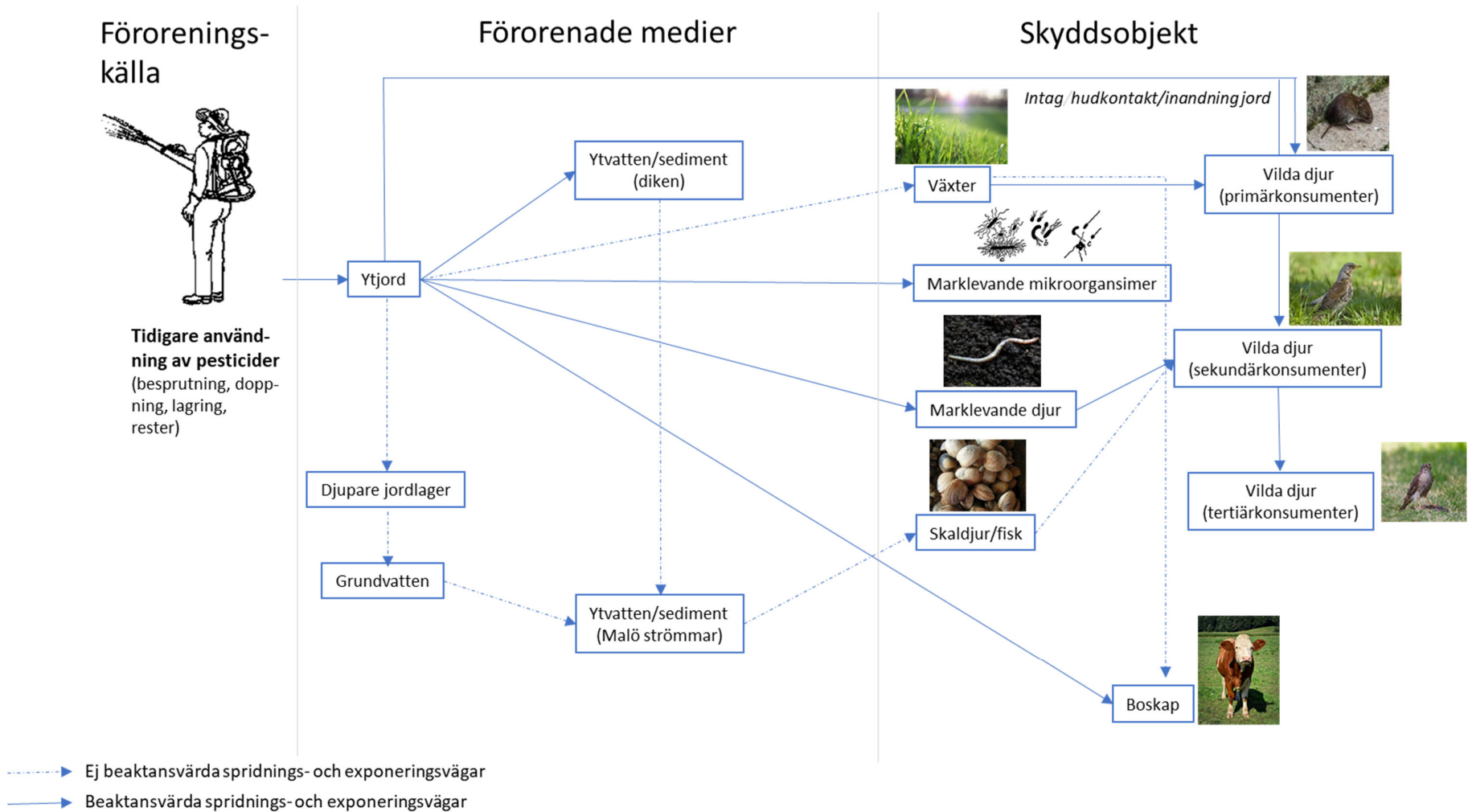
nerande. Uppmätta halter av summa DDT i sediment i Malö strömmar är lägre än rapporteringsgränserna, varför risken för negativa hälsoeffekter vid kontakt med sedimenten bedöms vara obetydlig.

## 4.6 Konceptuella modeller

Det dimensionerande ämnet för risken bedöms vara DDT och nedbrytningsprodukterna DDE och DDD. Glyfosat, AMPA, klorpyralid, atrazin-2-hydroxy, karbendazim och imazalil glyfosat bedöms endast vara ämnen av potentiell betydelse om en brunn i en framtid anläggs i den övre i grundvattenakvifären inom de förorenade områdena och grundvattnet används för dricksvattenändamål. Fokus för riskbedömningen är således på DDT, DDE och DDD (summa DDT). I Figur 18 och Figur 17 presenteras konceptuella bilder över hur identifierade skyddsobjekt bedöms kunna exponeras för summa DDT inom de förorenade områdena.

När det gäller hälsorisker bedöms det dimensionerande skyddsobjektet vara lantbrukare som både brukar jorden inom området samt bor i närheten. De beaktansvärda exponeringsvägarna för summa DDT bedöms vara desamma för eventuella framtida boende inom områdena, även om exponeringstiderna bedöms skilja sig åt.



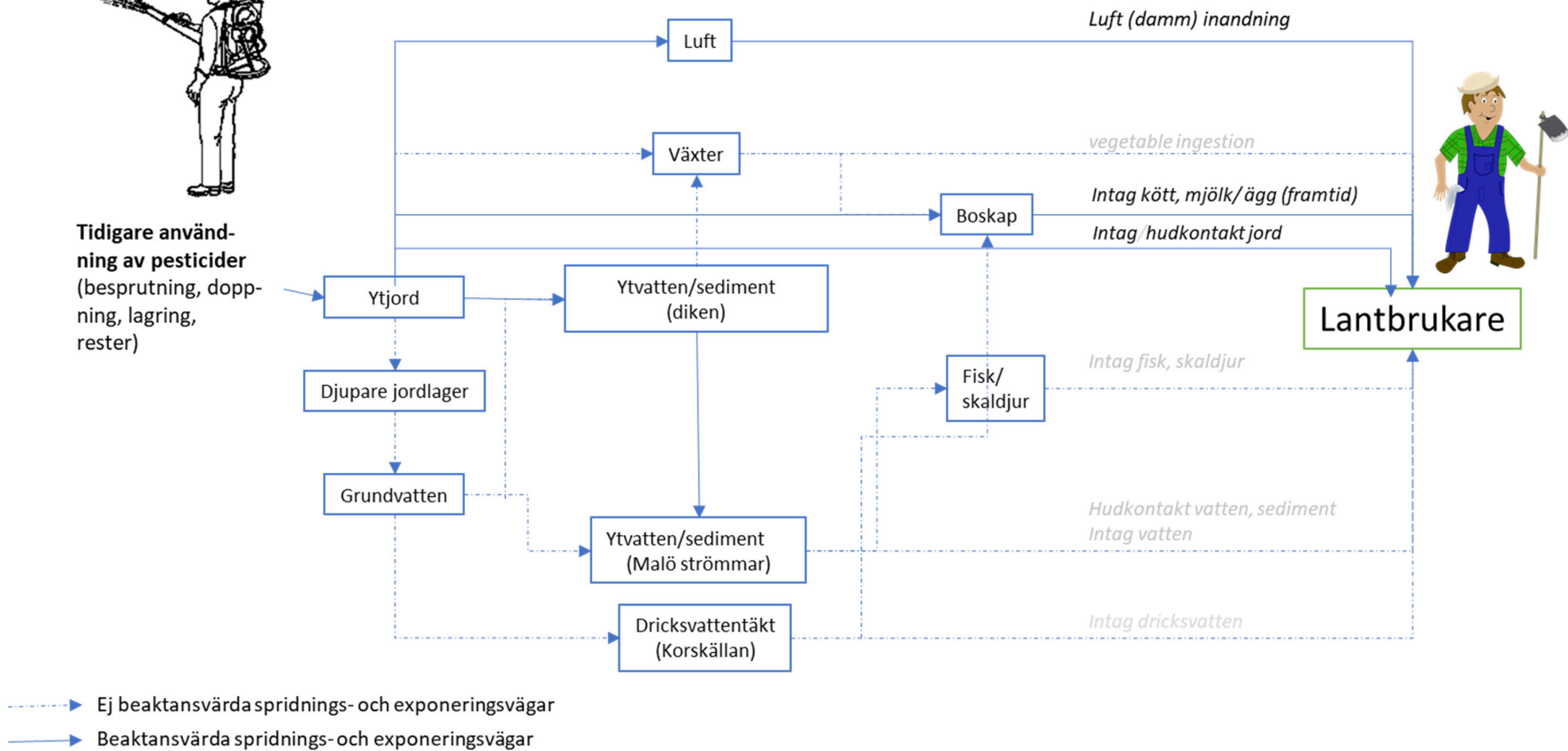


Figur 17: Konceptuell riskbild för markekosystemet samt vilda och tama djur som kan inta föda inom Kårehogen.

Förorenings-  
källa

Tidigare användning av pesticider (besprutning, doppning, lagring, rester)

## Förorenade medier

Exponeringsvägar,  
skyddsobjekt

Figur 18: Konceptuell riskbild för lantbrukare brukar jorden samt bor i Kårehogen.

## 5.0 MILJÖRISKER

Riskerna bedöms för markekosystemet samt tama och vilda djur.

När det gäller markekosystemet har en separat riskbedömning gjorts, se BILAGA C. En sammanfattning av denna redovisas i Avsnitt 5.1.

Riskbedömningen för tama djur görs för två representanter, nötkreatur (ko) och hästar, som är djur som betar inom vissa av delområdena idag.

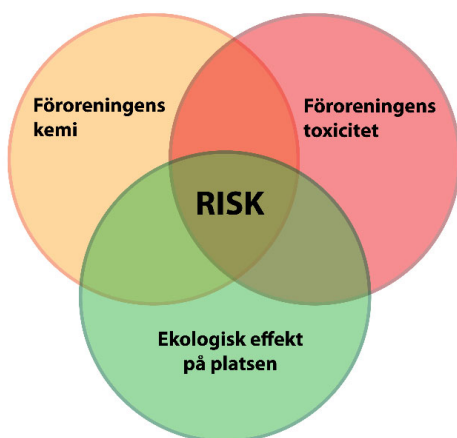
Riskbedömningen för vilda djur görs för en primär-, en sekundär- och en tertiärkonsument samt en representant för varje typ av föda som analyserats eller riskbedöms. De vilda djur som riskbedöms är arter som bedöms vara representativa för arter som kan vistas i relativt stor omfattning inom Kårehogen.

Riskbedömningen av tama och vilda djur görs genom att uppskatta en daglig exponeringsdos (EDI) för olika exponeringsvägar som bedömts som relevanta att bedöma (Avsnitt 4.5.1, 4.6, 5.2.1 och 5.3.1). De beräknade exponeringsdoserna jämförs sedan med framtagna toxikologiska referensvärden (TRV; Avsnitt 5.2.2 och 5.3.2). En potentiell hälsorisk bedöms föreligga om de beräknade exponeringsdoserna är högre än TRV (Avsnitt 5.2.2 och 5.3.2), dvs. om kvoten (EDI/TRV) är högre än 1. Kvoten kallas antingen riskkvot (*risk quotient*) eller farokvot (*hazard quotient*). Risk är en produkt av konsekvens och sannolikhet. Det kan diskuteras hur mycket sannolikhet som konventionell riskbedömning inbegriper och att ordet riskbedömning eventuellt endast ska användas om en probabilistisk riskbedömning görs, dvs. att konventionell riskbedömning egentligen är en farobedömning och att därför ordet farokvot ska användas. I aktuell riskbedömning kommer dock ordet riskkvot att användas.

De kvantitativa beräkningarna görs i samtliga fall för åkerdelen inom Kårehogen 1:3, exklusive hot-spoten i det sydvästra hörnet av åkern (Figur 8). Detta då medelhalten av summa DDT (exklusive hot-spoten) inom denna del är högst i Kårehogen (Kapitel 3.0). Om risken bedöms vara obetydlig för detta område, bedöms den även vara det för övriga områden. I annat fall görs kvantitativa beräkningar för övriga områden.

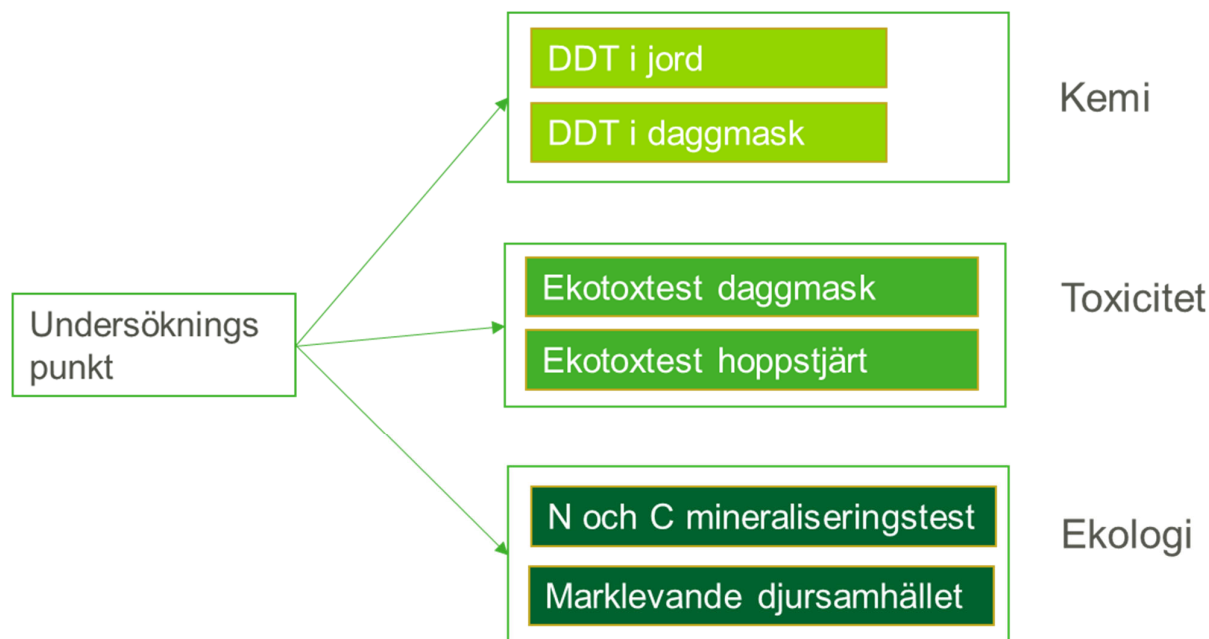
### 5.1 Markekosystemet

Riskbedömningen m.a.p markekosystemet har gjorts m.h.a. den s.k. TRIAD-metoden. TRIAD-metoden utgår ifrån förorenings kemi, toxicitet och ekologisk effekt (dvs. olika delar i en beviskedja, s.k. *lines of evidence*; Figur 19) med syfte att hitta orsak-verkan av en förorenings förekomst och observerade effekter.



Figur 19: Triad-metodens olika delar (inspirerad av Jensen och Mesman 2006).

TRIAD-metodiken för jord finns beskriven i en ISO-standard (ISO 19204:2017 (E)). Standarden beskriver ett stegvis (1-3) förfarande med ökande grad av fördjupning. Den aktuella riskbedömningen motsvarar steg 2 i ISO-standard. De olika bevislinjerna som ingått i respektive överordnad bevislinje redovisas i Figur 20 nedan. För bevislinjen kemi undersöktes halterna av summa DDT i jord och daggmask. I bedömningarna ingick dock bara summa DDT-halter i jord då tarmen på daggmasken inte avlägsnats eller tömts på förorenad jord före provtagning (för förklaring till detta, se BILAGA C) och uppmätta halter i daggmask var i nivå med uppmätta halter i jord, varför det inte kan uteslutas att uppmätta halter främst speglar uppmätta halter i jordpartiklar i tarmen. Bevislinjen toxicitet baserades på ekotoxtester på daggmask och hoppstjärt där den studerade effektparametern var reproduktion. Bevislinjen ekologi baserades dels på kväve- och kolmineraliserings-tester, dels på undersökningar av marklevande djur. Marklevande djur omfattade representanter för olika organismgrupper: mikrofauna (nematoder), mesofauna (hoppstjärtar) och makrofaunan (daggmask). För att bedöma om observerade resultat från undersökningarna var typiska för det DDT-förorenade området så jämfördes dessa med resultaten från ett oförorenat referensområde (Referensområdet). Områdena bedömdes ha tillräckligt lika växtlighet och kemisk-fysikaliska egenskaper för att kunna jämföras med varandra. Undersökningarna gjordes på 10 st. provpunkter i vardera området. Ekotox- och mineraliseringstesterna gjordes på jord från fem av provpunkterna från vardera området. Inom ramen för undersökningarna testades om reproduktionen, tillväxten (daggmaskar) och dödligheten (hoppstjärtar) i de olika jordproverna skiljde sig statistiskt från en laboratoriekontrolljord (standardjord). Undersökningarna av markmiljön gjordes i varje undersökningpunkt. I jord från varje punkt undersöktes förekomsten av antalet individer och arter.



**Figur 20: Undersökta bevislinjer i TRIADen.**

För att undersöka om resultaten från Kårehogen 1:3 skiljde sig från Referensområdet gjordes statistiska analyser.

Resultaten för de olika bevislinjerna inklusive resultaten av de statistiska analyserna utvärderades sedan på två olika sätt, dvs. resultaten för TRIADen utvärderas med två olika utvärderingsmetoder, en kvalitativ metod (orsak-verkananalys) och en kvantitativ (riskindexberäkningar). Anledningen till detta var att metoderna

bedömdes ha olika fördelar. Den kvantitativa metoden är den som hänvisas till i ISO-standarderna och bedömdes preliminärt vara en bra metod för att prioritera risker mellan områden, medan den kvalitativa metoden bedömdes vara mer transparent och bättre att använda för att förstå om det föreligger en risk eller inte.

## 5.1.1 Resultat

### 5.1.1.1 Orsak-verkananalysen

Resultatet av orsak-verkananalysen visade sammanfattningsvis följande:

#### Kol- och kväveomsättningen

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

#### Marklevande djursamhället

- Inga signifikanta negativa effekter på nematodsamhället detekterades. Vare sig antalet individer, antalet släkter/familjer eller sammansättningen av släkter/familjer skiljde sig signifikant från Referensområdet.
- Artsammansättningen av hoppstjärter skiljde sig visserligen signifikant från Referensområdet, men den var ändå till 40 % lik den i Referensområdet. Inga signifikanta skillnader kunde heller detekteras vad gäller antal hoppstjärter eller artantalet. Endast för jord från en undersökningspunkt (GA075) förekom en signifikant högre dödlighet och lägre reproduktion jämfört med testkontrollen. Även i en annan undersökningspunkt (GA069) var reproduktionen signifikant lägre. Inga koncentrations-effektsamband kunde dock konstateras. Sammantaget tyder det på att de relativt små skillnaderna i artsammansättning är orsakade av något annat än DDT.
- Även när det gäller dagmaskar så indikerar resultaten att DDT-halterna inom Kårehogen 1:3 inte har någon signifikant negativ effekt på dagmaskar. Visserligen konstaterades ett starkt koncentrations-effektsamband avseende effekter på dagmaskars reproduktion, men reproduktionen var inte statistiskt signifikant lägre i Kårehogen 1:3 jämfört med i Referensområdet. Ett större koncentrations-effektsamband bör förväntas i tester på hoppstjärter då DDT är en insekticid, men inga sådana signifikanta samband kunde detekteras. Inga signifikanta samband kunde heller detekteras för övriga undersökningsparametrar för dagmask.
- Sammantaget bedöms därför risken för negativa effekter av uppmätta halter summa DDT på dessa tre djurgrupper inte vara beaktansvärd och därmed acceptabel. Då dessa grupper är vanligt förekommande i markecosystemet bedöms risken för övriga djurgrupper också vara acceptabel.

Baserat på ovanstående gjordes bedömningen att risken för negativa effekter av uppmätta halter DDT (i medeltal ca 6 mg/kg) på markecosystemets funktion inom del av Kårehogen 1:3 vara obetydlig och därmed acceptabel.

### 5.1.1.2 Riskindexberäkningar

I Tabell 1 och Tabell 2 nedan så redovisas resultaten av riskindexberäkningarna för de olika bevislinjerna samt TRIADen. För TRIADen redovisas ett index med eller utan viktning. För den senare har riskindex för bevislinjen toxicitet viktats högre än bevislinjen kemi och bevislinjen ekologi högst. En deviationsfaktor (D) för TRIADen har också beräknats. Denna har baserats på den beräknade standardavvikelsen för TRIADen. En hög D indikerar att resultaten pekar i olika riktning och kan trigga ytterligare undersökningar (ISO 2017). Om  $D \leq 0,4$  bedöms resultaten peka i samma riktning (Jensen och Mesman 2006).

**Tabell 1: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna.**

Bevislinjer	RI	
Kemi	Halt i jord	1
Ekotoxikologi	Daggmask	0
	Hoppstjärt	0
Ekologi	Näringsomsättning	0,3
	Daggmask	0,4
	Hoppstjärt	0,13
	Nematoder	0

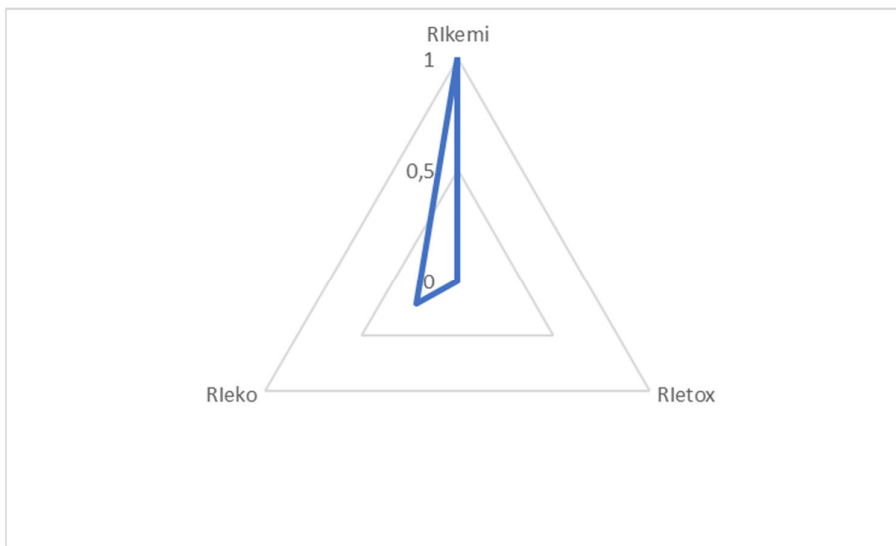
**Tabell 2: Sammanvägda riskindex (RI) för de olika bevislinjerna kemi ( $RI_{kemi}$ ), toxicitet ( $RI_{etox}$ ) och ekologi ( $RI_{eko}$ ) samt RI för TRIADen ( $RI_{TRIAD}$ ), beräknad standardavvikelse (SD) och deviationsfaktor (D).**

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	0,53
D	0,9

Enligt ISO-standarderna så kan inget värde som motsvarar en acceptabel risk ges, utan detta måste beslutas från fall till fall. Dagnino m.fl. (2008) angav dock 0,5 som ett acceptabelt värde, dvs. ett riskindex under 0,5 motsvarar en acceptabel risk. Jensen och Mesman (2006) anger olika acceptabla riskindex beroende på markanvändning. För jordbruksmark, som den aktuella, anger man ett acceptabelt RI på 0,5. I enlighet med Jensen och Mesman (2006) har därför ett RI på  $\leq 0,5$  ansatts som en acceptabel risk.

Av Tabell 1 och Tabell 2 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 ekologilinjens är RI för dagmask och näringsomsättning.
- Deviationsfaktorn (D) är högre än 0,4, vilket indikerar ett behov av kompletterande undersökningar. Styrande för D är RI för kemilinjens, medan RI för ekotox- och ekologilinjens pekar i samma riktning (Figur 21).



Figur 21: Riskindex (RI) för de olika bevislinjerna kemi, ekotoxikologi (etox) och ekologi (eko).

Då beräknade riskindex för bevislinjerna ekotoxikologi och ekologi är relativt låga, dvs. indikerar låg risk, och pekar i samma riktning som resultaten från orsak-verkananalysen så bedöms resultaten vara tillförlitliga trots en relativt hög D.

## 5.2 Tama djur – terrester miljö

Riskbedömningen görs för både mjölkkor och köttkor samt hästar. Kor betar idag inom Delområde 4 och hästar inom Kårehogen 1:20 (skriftlig komm.). I en framtid ansätts det att kor och hästar även betar inom Kårehogen 1:3.

### 5.2.1 Exponering

Exponeringsgraden bedöms genom att uppskatta det dagliga intaget (dosen) av summa DDT. Dosen beror av koncentrationen av summa DDT i de medier som djuret exponeras för, tiden som djuret är i kontakt med dessa medier samt karaktäristiska egenskaper hos djuret, såsom intagshastighet, kroppsvikt och liknande. Det uppskattade dagliga intaget (EDI) uttrycks i mg/kg kroppsvikt och dag enligt ekvationen:

$$EDI = IR \times BA \times C \times EA \times ET$$

EDI=Uppskattat dagligt intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, dag)

IR=Intagshastighet (kg TS/kg kroppsvikt, dag)

BA=Biotillgänglighet av föroeningen. Antas vara 100 %.

C=Koncentration av summa DDT i föda alt. jord (mg/kg)

EA=Exponeringsarea (% av födosöksområde)

ET=Exponeringstid (% av ett år)

För beräkningar och indata till beräkningarna, se BILAGA D. Följande generella antaganden om exponering görs:

- Exponeringen bedöms endast ske för hästar inom åkerdelen (närmast Kårehogen 1:3) inom fastigheten Kårehogen 1:20 och för kor inom Delområde 4. För framtidsscenarioet ansätts det att exponeringen sker inom åkerdelen av Kårehogen 1:3.
- Det ansätts att hela åkerdelarna utgör födosöksområde (EA=100 %).
- Exponeringstiden bedöms vara 8 dagar per år för kor (ET=ca 2 %) och konservativt 7 av 12 månader (ET=58 %) för hästar. Exponeringstiden för kor baseras på den tid som kor betar inom Delområde 4 idag (SGU skriftlig komm.). Hur länge hästar betar inom Kårehogen 1:20 är inte känt, men exponeringstiden för hästar har konservativt antagits vara densamma som kor normalt betar ute enligt uppgifter från Jordbruksverket.
- Intag av gräs beaktas av konservativa skäl. Detta trots att intag av gräs inte bedöms vara en beaktansvärd exponeringsväg, utan den beaktansvärda exponeringsvägen för nötkreatur och hästar bedöms framförallt vara intag av jord i samband med att de betar gräs.
- Av konservativa skäl antas att den summa DDT som uppmättes på gräs utgör halt i gräs och inte halt i jordpartiklar, vilket är det som antas ha uppmätts (BILAGA A). Vidare ansätts konservativt den högsta uppmätta halten i gräs motsvara exponeringskoncentrationen (C) i gräs.
- Som exponeringskoncentration i jord (C) ansätts den övre 95-procentiga konfidensgränsen (UCLM95) av samtliga uppmätta halter i inom åkerdelen, dvs. samtliga resultat redovisade i de åtgärdsförberedande undersökningarna (Golder 2019) och de kompletterande undersökningarna (BILAGA A). UCLM95 har beräknats m.h.a. mjukvaran ProUCL ver 5.1 (USEPA). Resultaten av beräkningarna av UCLM95 redovisas i BILAGA D och är i Kårehogen 1:20 **2,2 mg/kg TS**, i Delområde 4 **2,4 mg/kg TS** och i Kårehogen 1:3 **5,5 mg/kg TS**.
- Exponeringsvägarna inandning av damm och hudkontakt ingår inte i beräkningarna. Visserligen bedöms dessa exponeringsvägar vara beaktansvärda, men inte i förhållande till intag av jord. Det saknas dessutom bra vägledning om hur exponeringen ska bedömas (FCSAP 2013).
- Data på intagshastigheter av föda och jord (IR) hämtas (i brist på svensk vägledning) från en amerikansk vägledning om miljöriskbedömning av saneringsområden i Texas (TCEQ 2018).

I Tabell 3 nedan presenteras beräknade exponeringsdoser för mjölkkor, köttkor och hästar för ett nulägesscenario och ett framtidsscenario.



**Tabell 3: Beräknade dagliga intag (mg/kg kroppsvikt, d) av summa DDT via föda och jord för ett nuläges- respektive framtidsscenario.**

Skyddsobjekt	Exponeringsdos Nuläge Delområde 4 och Kårehogen 1:20*			Exponeringsdos Framtid Kårehogen 1:3		
	Jord	Föda	Totalt	Jord	Föda	Totalt
Mjölkkor	2,7E-05	2,0E-06	<b>2,9E-05</b>	6,2E-05	2,0E-06	<b>6,4E-05</b>
Köttkor	3,7E-05	1,5E-06	<b>3,9E-05</b>	8,7E-05	1,5E-06	<b>8,8E-05</b>
Hästar	1,9E-03	1,5E-04	<b>2,0E-03</b>	4,6E-03	1,5E-04	<b>4,8E-03</b>

\* Avser kor som idag betar inom Delområde 4 och hästar som idag betar inom Kårehogen 1:20.

Av Tabell 3 framgår att intag av jord är den dimensionerande exponeringsvägen.

## 5.2.2 Riskkaraktärisering

I riskkaraktäriseringen jämförs de beräknade exponeringsdoserna med toxikologiska referensvärden (TRV). En potentiell risk bedöms föreligga om de beräknade exponeringsdoserna är högre än TRV, dvs. om kvoten (EDI/TRV) är högre än 1. Som TRV väljs i brist på svenska värden ett värde framtaget av det amerikanska naturvårdsverket satt att skydda däggdjur på **0,147 mg DDT/kg kroppsvikt, d** och som baseras på en dos vid vilken inga statistiskt signifikanta effekter observerats (*No Observed Adverse Effect Level* (NOAEL); USEPA 2007).

I Tabell 4 nedan redovisas beräknade riskkvoter för respektive exponeringsväg samt för exponeringen totalt.

**Tabell 4: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för kor och hästar för ett nuläges- respektive framtidsscenario.**

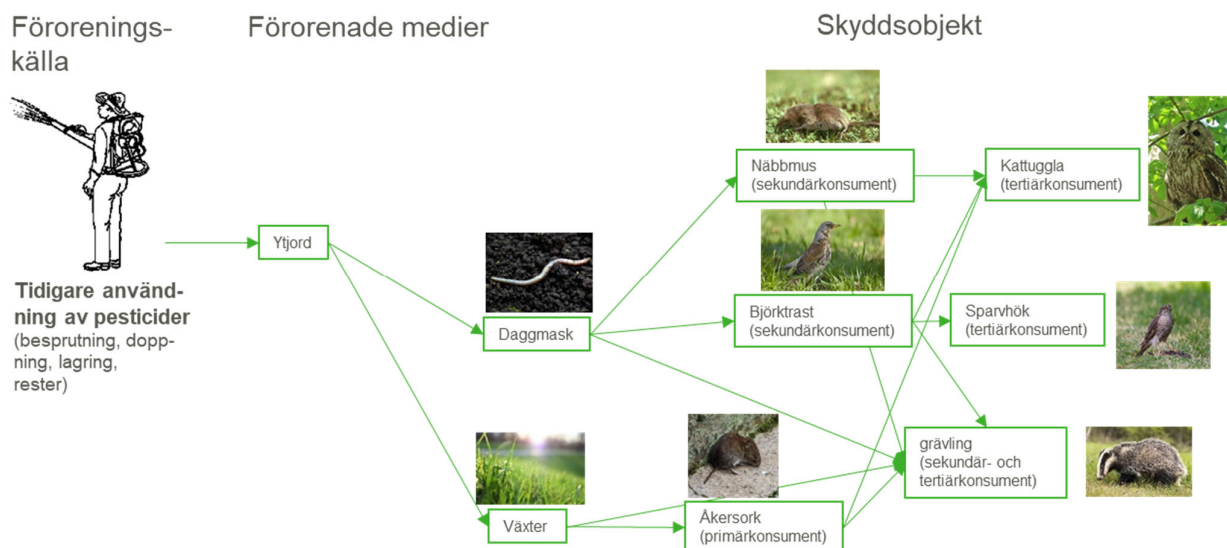
Skyddsobjekt	Riskkvot Nuläge Delområde 4 och Kårehogen 1:20*			Riskkvot Framtid Kårehogen 1:3		
	Jord	Föda	Totalt	Jord	Föda	Totalt
Mjölkkor	1,8E-04	1,3E-05	2,0E-04	4,2E-04	1,3E-05	4,4E-04
Köttkor	2,5E-04	1,0E-05	2,6E-04	5,9E-04	1,0E-05	6,0E-04
Hästar	1,3E-02	1,0E-03	1,4E-02	3,1E-02	1,0E-03	3,2E-02

\* Avser kor som idag betar inom Delområde 4 och hästar som idag betar inom Kårehogen 1:20.

Av Tabell 4 framgår att beräknade riskkvoter är betydligt lägre än 1 för både mjölkkor, köttkor och hästar.

### 5.3 Vilda djur – terrester miljö

I Figur 22 nedan presenteras de djur som inkluderats i riskbedömningen och hur de kan exponeras via intag av de födoorganismer som ingår i riskbedömningen. Åkersork väljs som representant för en primärkonsument då den bedöms vara en vanlig art inom åkrar. Näbbmusen och björktrast väljs som representanter för ett däggdjur respektive en fågel som äter daggmasc (ArtDatabanken, Cramp 1988, Lindahl 1988), vilken är en födoorganism som det finns data på i aktuell studie. Kattugglan väljs som representant för en tertiärkonsument som äter näbbmöss (Cramp 1985). Sparvhök väljs som representant för en fågel och tertiärkonsument som äter fåglar (ArtDatabanken). Samtliga fåglar bedöms vara relativt vanliga och har observerats i Kårehogen alternativt på Orust enligt ArtDatabanken. Grävling väljs som representant för ett däggdjur och tertiärkonsument som äter de djur som ingår i riskbedömningen.



Figur 22: Konceptuell modell över hur valda skyddsobjekt kan exponeras för DDT via intag av olika födoorganismer som ingår i riskbedömningen.

#### 5.3.1 Exponering

Exponeringsgraden bedöms för vilda djur på samma sätt som för tama djur (Avsnitt 5.2.1).

För beräkningar och indata till beräkningarna, se BILAGA D. Nedan beskrivs vilka generella antaganden om exponering som görs för respektive skyddsobjekt. Följande generella antaganden görs dock för *varje* skyddsobjekt:

- Exponeringen bedöms endast ske inom åkerdelarna inom de förorenade områdena.
- Exponeringstiden (ET) har satts till 100 %, dvs. exponering bedöms ske året runt, årets alla dagar.
- Som exponeringskoncentration i jord (C) ansätts den övre 95-procentiga konfidensgränsen (UCLM95) av samtliga uppmätta halter i inom åkerdelarna, dvs. samtliga resultat redovisade i de åtgärdsförberedande undersökningarna (Golder 2019) och de kompletterande undersökningarna (BILAGA A). Resultaten av beräkningarna av UCLM95 redovisas i BILAGA D och är i Kårehogen 1:3 **5,5 mg/kg TS**, i Delområde 4

**2,4 mg/kg TS** (exkl. hot-spotpunkten 1277 som är en "outlier" och där halten är 32 mg/kg TS) och i Kårehogen 1:20 **2,2 mg/kg TS**. För Delområde 1 och 2 är dataunderlaget begränsat, varför uppmätta maxhalter, vilka är **0,81 mg/kg TS** respektive i Delområde 2 **0,31 mg/kg TS**, ansätts som exponeringskoncentrationer i jord.

- Exponeringsvägarna inandning av damm och hudkontakt ingår inte i beräkningarna. Visserligen bedöms dessa exponeringsvägar vara beaktansvärda, men inte i förhållande till intag av jord. Det saknas dessutom bra vägledning om hur exponeringen ska bedömas (FCSAP 2013).
- Data på intagshastigheter av jord (IR) hämtas (i brist på svensk vägledning) från amerikanska vägledningar (USEPA 2007 alt. TCEQ 2018).
- Data på intagshastigheter av föda (IR) hämtas (i brist på svensk vägledning) från en amerikansk vägledning (Sample m.fl. 2007). I vägledningen finns ekvationer för beräkning av intagshastigheter för olika typer av djurgrupper.

### 5.3.1.1 Åkersork (*Microtus agrestis*)

Följande generella antaganden görs för åkersork:

- Det ansätts att hela åkerdelen utgör födosöksområde (EA=100 %). Fodosöksområdet för enskilda individer bedöms visserligen vara betydligt mindre (0,001 km<sup>2</sup> för mellansork, i brist på data för åkersork; ADW), men det är exponeringen av hela populationen inom åkerdelen som bedöms och åkerdelen är betydligt större.
- Åkersorken lever framförallt av växter och växtdelar, men äter även insekter. I beräkningarna ansätts det att intaget av föda utgörs av 95 % växter (gräs) och 5 % daggmask (i brist på data på DDT-halten i insekter).
- Intag av gräs beaktas av konservativa skäl. Detta trots att intag av gräs inte bedöms vara en beaktansvärd exponeringsväg.
- Samma exponeringskoncentration (C) i gräs och jord av summa DDT som ansätts för tama djur (Avsnitt 5.2.1) ansätts för åkersork.
- För att inte underskatta halten i daggmask ansätts koncentrationen (C) motsvara den övre 95-procentiga konfidensgränsen (UCLM95) av samtliga uppmätta halter i daggmask, dvs. samtliga resultat redovisade i de kompletterande undersökningarna (BILAGA A), men omräknade till mg/kg TS. UCLM95 har beräknats m.h.a. mjukvaran ProUCL ver 5.1 (USEPA). Resultaten av beräkningarna av UCLM95 redovisas i BILAGA D och är **10,5 mg/kg TS**.

### 5.3.1.2 Näbbmus (*Sorex araneus*)

Följande generella antaganden görs för näbbmus:

- Det ansätts att hela åkerdelen utgör födosöksområde (EA=100 %). Fodosöksområdet för enskilda individer bedöms visserligen vara betydligt mindre (0,00037-0,00063 km<sup>2</sup>; ADW), men det är exponeringen av hela populationen inom åkerdelen som bedöms och åkerdelen är betydligt större.
- Näbbmusen äter t.ex. skalbaggar,flugor, myror, larver, daggmask, sniglar, grodor och fågelungar (Lindahl 1988). I riskbedömningen ansätts att födan utgörs av 100 % daggmaskar.

- Uppgifter på hur mycket näbbmusen äter dagligen varierar mycket, allt från 50 % av sin kroppsvikt (Lindahl 1988) till 200-300 % (wikipedia). I beräkningarna beräknas därför IR m.h.a. en ekvation för däggdjur (Sample m.fl. 2007).
- Samma exponeringskoncentration (C) i daggmask och jord av summa DDT som ansätts för åkersork (Avsnitt 5.3.1.1) ansätts för näbbmus. Inga daggmaskar har analyserats inom Delområde 12, 4 och för Kårehogen 1:20. Halter i daggmask inom dessa områden har därför beräknats genom att multiplicera exponeringskoncentrationen i jord med BSAF (*biota-to-soil accumulation factor*). Konservativt används UCLM95 av beräknade BSAF på uppmätta halter i jord och daggmask inom Kårehogen 1:3. UCLM95 beräknas till 1,7.

### 5.3.1.3 Björktrast (*Turdus pilaris*)

Följande generella antaganden görs för björktrast:

- Det ansätts att hela åkerdelen utgör födosöksområde (EA=100 %).
- Björktrasten är en allätare som äter mest ryggradslösa djur såsom daggmask och insekter, men även frukt och bär (Hume 2003 och Cramp 1988). Sammansättning varierar med säsong. I riskbedömningen ansätts att födan konservativt utgörs av 95 % daggmask och 5 % växter (gräs).
- Samma exponeringskoncentration (C) i daggmask, gräs och jord av summa DDT som ansätts för åkersork (Avsnitt 5.3.1.1) ansätts för björktrast.

### 5.3.1.4 Grävling (*Meles meles*)

Följande generella antaganden görs för grävling:

- Det ansätts att en större andel än åkerdelen utgör födosöksområde (EA=3 %). Grävlingens födosöksområde beror av tillgången på föda och dess kvalitet (ADW). När tillgången på föda är liten så ökar födosöksområdet.
- Grävlingen är en allätare (Lindahl 1988). Daggmaskar kan vara den övervägande dieten. Sniglar, insekter, smågnagare, näbbmöss, mullvad, igelkott, fåglar, reptiler, groddjur, gräs och bär utgör också vanligen en stor del av födan. I riskbedömningen ansätts att födan utgörs av 5 % växter, 85 % daggmaskar, 5 % åkersork och 5 % näbbmöss.
- Samma exponeringskoncentration (C) i daggmask, gräs och jord av summa DDT som ansätts för åkersork (Avsnitt 5.3.1.1) ansätts för grävling.
- Koncentrationen i åkersork och näbbmus beräknas genom att multiplicera halten i gräs alternativt daggmask (åkersorks respektive näbbmusens huvudsakliga föda; Avsnitt 5.3.1.1 - 5.3.1.2) med en bioackumulationsfaktor (BAF). Data på BAF för växtätare och köttätare har hämtats från litteraturen (Forsythe and Peterle 1984).

### 5.3.1.5 Sparvhök (*Accipiter nisus*)

Exponeringsberäkningarna görs för både honor och hanar.

Följande generella antaganden görs för sparvhök:

- Det ansätts att en större andel än åkerdelen utgör födosöksområde (EA=0,1 %). Sparvhökens födosöksområde beror av flera faktorer, t.ex. tillgången på föda (ADW). Vid uppfödningen av ungar är området som minst. ADW anger ett födosöksområde om 35 km<sup>2</sup>, vilket används i beräkningarna.
- Födan utgörs till 98 % av småfåglar (Hume 2003) inkluderande trastar (Cramp 1980). I riskbedömningen ansätts att födan utgörs av 100 % björktrast.
- Koncentrationen i björktrast beräknas genom att multiplicera halten i daggmask (björktrastens huvudsakliga föda; Avsnitt 5.3.1.3) med en bioackumulationsfaktor (BAF). Data på BAF för köttätare hämtas från litteraturen.

### 5.3.1.6 Kattuggla (*Strix aluco*)

Exponeringsberäkningarna görs för både honor och hanar.

Följande generella antaganden görs för kattuggla:

- Det ansätts att en större andel än åkerdelen utgör födosöksområde (EA=3 %). Kattugglans födosöksområde beror av habitatet och tillgången på föda och kan variera mellan 0,12-1 km<sup>2</sup>, men är i medeltal 0,7 km<sup>2</sup> (ADW), vilket ansätts i beräkningarna.
- Födan utgörs framförallt av diverse mindre däggdjur, men även av näbbmöss, småfåglar och groddjur (Cramp 1985). I riskbedömningen ansätts att födan utgörs av 80 % åkersork, 10 % näbbmöss och 10 % björktrast.
- Koncentrationen i åkersork, näbbmus och björktrast beräknas på samma sätt som för grävling (Avsnitt 5.3.1.4) respektive sparvhök (Avsnitt 0).

### 5.3.1.7 Resultat

I Tabell 5 nedan presenteras beräknade exponeringsdoser för vilda terrestra djur som ingår i riskbedömningen och som vistas inom Kårehogen 1:3.

**Tabell 5: Beräknade dagliga intag av summa DDT via föda och jord för aktuella skyddsobjekt inom Kårehogen 1:3.**

Skyddsobjekt	Exponeringsdos (mg DDT/kg kroppsvikt, d)						
	Jord	Föda					Totalt
		Växter	Daggmask	Däggdjur (primär- konsument)	Däggdjur (sekundär- konsument)	Fågel	
Björktrast	1,1E-02	1,0E-05	2,0E-01	ER	ER	ER	<b>0,21</b>
Kattuggla (♀)	3,0E-04	ER	ER	1,2E-05	2,5E-03	2,5E-03	<b>0,0053</b>
Kattuggla (♂)	3,2E-04	ER	ER	1,3E-05	2,6E-03	2,6E-03	<b>0,0056</b>
Sparvhök (♀)	7,9E-06	ER	ER	ER	ER	6,5E-04	<b>6,5E-04</b>
Sparvhök (♂)	9,7E-06	ER	ER	ER	ER	7,9E-04	<b>8,0E-04</b>
Åkersork	2,2E-02	1,2E-03	6,6E-02	ER	ER	ER	<b>0,089</b>
Näbbmus	2,6E-02	ER	1,6E+00	ER	ER	ER	<b>1,7</b>
Grävling	1,1E-03	5,9E-07	1,0E-02	4,5E-07	7,2E-04	ER	<b>0,012</b>

ER=Ej relevant

Av Tabell 5 framgår följande:

- Den beräknade exponeringsdosen av summa DDT är högst för näbbmus och lägst för sparvhök.
- Den beräknade exponeringsdosen av summa DDT är högst för hanar för kattuggla och sparvhök, även om skillnaden är relativt liten. Orsaken till skillnaderna är att hanarna har något lägre kroppsvikt än honorna (BILAGA D).
- Den dimensionerande exponeringsvägen för summa DDT beräknas vara föda för samtliga skyddsobjekt. Dimensionerande föda via vilken exponering för summa DDT beräknas ske är daggmask för björktrast, åkersork och grävling, som ansätts inta olika föda. För kattuggla är det näbbmöss.

För näbbmus beräknas även exponeringsdoser för Delområde 1-2, 4 och för Kårehogen 1:20. Beräkningarna görs på samma sätt som för Kårehogen 1:3. Resultatet av beräkningarna redovisas i Tabell 6.

**Tabell 6: Exponeringskoncentrationer i jord respektive beräknade i daggmask samt beräknade dagliga intag av summa DDT via föda och jord för näbbmus inom övriga områden.**

Område	Exponeringskoncentration (mg/kg TS)		Exponeringsdos (mg/kg kroppsvikt, d)		
	Jord	Daggmask	Jord	Daggmask	Totalt
Kårehogen 1:20	2,2	3,8	0,01	0,59	<b>0,6</b>
Delområde 1	0,81	1,4	0,0038	0,21	<b>0,22</b>
Delområde 2	0,31	0,5	0,0015	0,082	<b>0,084</b>
Delområde 4	2,4	4,0	0,011	0,62	<b>0,64</b>

### 5.3.2 Riskkaraktärisering

I riskkaraktäriseringen jämförs de beräknade dagliga exponeringsdoserna (EDI) med toxikologiska referensvärden (TRV) och en riskkvot beräknas (EDI/TRV). En potentiell risk bedöms föreligga om de beräknade exponeringsdoserna är högre än TRV, dvs. om riskkvoten är högre än 1.

Som TRV väljs i brist på svenska värden ett värde framtaget av det amerikanska naturvårdsverket satt att skydda däggdjur på **0,147 mg DDT/kg kroppsvikt, d** och ett för att skydda fåglar på **0,227 mg DDT/kg kroppsvikt, d**, vilka baseras på en dos vid vilken inga statistiskt signifikanta effekter observerats (*No Observed Adverse Effect Level*; USEPA 2007).

I Tabell 7 nedan redovisas beräknade riskkvoter för respektive exponeringsväg samt för exponeringen totalt. Riskkvoter som är högre än 1 markeras med fet stil.

**Tabell 7: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för de olika skyddsobjekten.**

Skyddsobjekt	Riskkvoter						
	Jord	Föda					Totalt
		Växter	Daggmask	Däggdjur (primärkonsument)	Däggdjur (sekundärkonsument)	Fågel	
Björktrast	5,0E-02	4,5E-05	8,7E-01	ER	ER	ER	0,9
Kattuggla (♀)	1,3E-03	ER	ER	5,4E-05	1,1E-02	1,1E-02	0,02
Kattuggla (♂)	1,4E-03	ER	ER	5,8E-05	1,2E-02	1,2E-02	0,025
Sparvhök (♀)	3,5E-05	ER	ER	ER	ER	2,8E-03	0,003
Sparvhök (♂)	4,3E-05	ER	ER	ER	ER	3,5E-03	0,0035
Åkersork	1,5E-01	8,4E-03	4,5E-01	ER	ER	ER	0,6

Skyddsobjekt	Riskkvoter						Totalt
	Jord	Föda				Fågel	
		Växter	Daggmask	Däggdjur (primär-konsument)	Däggdjur (sekundär-konsument)		
Näbbmus	1,7E-01	ER	<b>11</b>	ER	ER	ER	<b>11</b>
Grävling	7,3E-03	4,0E-06	7,0E-02	3,0E-06	4,9E-03	ER	0,08

ER=Ej relevant

Av Tabell 7 framgår följande:

- Beräknad riskkvot för näbbmus är högre 1 och dimensionerande för risken är intag av daggmask.
- Beräknade riskkvoter för övriga vilda terrestra skyddsobjekt som ingår i riskbedömningen är lägre än 1, även om riskkvoterna för åkersork och björktrast är nära 1.

För näbbmus beräknas även riskkvoter för Delområde 1-2, 4 och för Kårehogen 1:20. Beräkningarna görs på samma sätt som för Kårehogen 1:3. Resultatet av beräkningarna redovisas i Tabell 8. Riskkvoter högre än 1 markeras med fet stil.

**Tabell 8: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för näbbmus inom de övriga områdena.**

Område	Jord	Daggmask	Totalt
Kårehogen 1:20	0,071	<b>4,0</b>	<b>4</b>
Delområde 1	0,026	<b>1,5</b>	<b>1,5</b>
Delområde 2	0,0099	0,56	0,6
Delområde 4	0,075	<b>4,2</b>	<b>4,3</b>

Av Tabell 8 framgår att riskkvoten är högre än 1 i samtliga områden förutom Delområde 2.

## 5.4 Vatten- och sedimentlevande organismer

Enligt problemformuleringen bedöms risken vara obetydlig för både vatten- och sedimentlevande organismer (Kapitel 4.0). Detta då:

- Uppmätt maxhalt av summa DDT i ytvatten i Malö strömmar (0,01 ng/l; Figur 14) är betydligt lägre än det riskbaserade JV satt att skydda vattenlevande organismer mot långtidsexponering (Gränsvärde Årsmedelvärde=25 ng/l; HaV 2019).



- Uppmätt maxhalt av summa DDT i sediment i Malö strömmar är lägre än rapporteringsgränserna (<0,9 µg/kg TS; Figur 14) och betydligt lägre än det riskbaserade JV satt att skydda sedimentlevande organismer mot långtidsexponering (Norska klass II=15 µg/kg TS; BILAGA A).

## 5.5 Vilda djur – akvatisk miljö

Enligt problemformuleringen bedöms risken vara obetydlig för vilda djur som intar föda i Malö strömmar (Kapitel 4.0). Detta då:

- Uppmätt maxhalt av summa DDT i musslor (0,41 µg/kg VS; Figur 15) är betydligt lägre än det riskbaserade JV satt att skydda vilda djur vid intag av föda (14 µg/kg VS; CCME).
- Uppmätt maxhalt av summa DDT i ytvatten i Malö strömmar (0,01 ng/l) är betydligt lägre än dricksvattenkriteriet (100 ng/l).
- Uppmätt maxhalter av summa DDT i sediment i Malö strömmar är lägre än rapporteringsgränsen (<0,9 µg/kg TS).

## 6.0 HÄLSORISKER

Hälsoriskerna bedöms för ett nuläges- och ett framtidsscenario för lantbrukare (Avsnitt 4.6) och barn som bor i närheten av de förorenade områdena. Detta då lantbrukare bedöms vara det dimensionerade vuxna skyddsobjektet, då de bedöms exponeras i högre grad än andra människor inom området. Även ett framtida scenario där människor (vuxna och barn) bor inom något av de förorenade områdena (Avsnitt 1.4) bedöms.

Hälsoriskbedömningen görs genom att uppskatta en daglig exponeringsdos (EDI) för de exponeringsvägar som bedöms som relevanta att bedöma (Avsnitt 4.5.3 och 4.6). De beräknade EDI jämförs sedan med framtagna toxikologiska referensvärden (TRV). En potentiell hälsorisk bedöms föreligga om de beräknade EDI är högre än TRV (Avsnitt 6.2), dvs. om riskkvoten (EDI/TRV) är högre än 1. Fördelen med detta tillvägagångssätt, till skillnad från att räkna platsspecifika riktvärden med NV:s modell (NV 2016b) såsom gjorts i den tidigare riskbedömningen (Sweco 2015), är att man kan inkludera fler och andra exponeringsvägar. På så sätt kan man i det aktuella fallet ansätta ett värsta scenario där en lantbrukare både brukar jorden, bor i närheten samt äter kött och mjölk från kor som betar inom de förorenade områdena. Intag av kött och mjölk från kor som betar inom de förorenade områdena är dock inte aktuellt idag.

De kvantitativa beräkningarna görs i samtliga fall för åkerdelen av Kårehogen 1:3 exklusive hot-spoten i det sydvästra hörnet av åkern (Figur 8). Detta då medelhalten av summa DDT (exklusive hot-spoten) inom denna del är högst i Kårehogen (Kapitel 3.0). Om risken bedöms vara obetydlig för detta område, bedöms den även vara det för övriga områden. I annat fall görs kvantitativa beräkningar för övriga områden.

### 6.1 Exponering

Exponeringsgraden bedöms på samma sätt som för vilda och tama djur, dvs. genom att uppskatta det dagliga intaget (dosen) av summa DDT. Dosen beror av koncentrationen av summa DDT i de medier som människor exponeras för, tiden som människor är i kontakt med mediet, intagshastighet och kroppsvikt. Det uppskattade dagliga intaget (EDI) uttrycks i mg/kg kroppsvikt och dag och beräknas där möjligt med utgångspunkt i NV:s ekvationer (NV 2009b och 2016c). Nedan redovisas beräkningsförfarande samt beräkningsförutsättningarna generellt för varje beaktad exponeringsväg. För detaljer avseende beräkningar och beräkningsförutsättningar, se BILAGA E.

#### 6.1.1 Intag jord

Den dagliga dosen beräknas i enlighet med NV:s beräkningsförfarande (NV 2009b och 2016c) enligt ekvationen:

$$EDI = \frac{C \times SI \times t \times f}{365 \times m}$$

EDI=Uppskattat dagligt intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, dag)

C=Koncentration av summa DDT i jord (mg/kg TS)

SI=Dagligt jordintag (kg TS / dag)

t=Exponeringstid (d/år)

f=Biotillgänglighet av föroreningen. Ansätts konservativt vara 100 %.

m=Kroppsvikt (kg)

Samma indata som NV använder i sin beräkningsmodell (NV 2009b och 2016c) används i beräkningarna. Exponeringen (t) ansätts t.ex. ske under årets alla dagar.

### 6.1.2 Hudkontakt

Den dagliga dosen beräknas i enlighet med NV:s beräkningsförfarande (NV 2009b och 2016c) enligt ekvationen:

$$EDI = \frac{C \times SE \times A \times f_{du} \times t \times f}{365 \times m}$$

EDI=Uppskattat dagligt intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, dag)

C=Koncentration av summa DDT i jord (mg/kg TS)

SE=Daglig ytexponering (kg TS/m<sup>2</sup>, d)

A=Exponerad hudyta (m<sup>2</sup>)

f<sub>du</sub>=ämnesspecifik relativ absorptionsfaktor för upptag genom huden (dimensionslös)

t=Exponeringstid (d/år)

f=Biotillgänglighet av föroreningen. Ansätts konservativt vara 100 %.

m=Kroppsvikt (kg)

Samma indata som NV använder i sin beräkningsmodell (NV 2009b och 2016c) används i beräkningarna. Exponeringen (t) ansätts t.ex. ske 120 dagar per år, dvs. 4 månader per år. NV ansätter att vuxna människor under denna tid bär kortärmad tröja och shorts och att barn exponerar hela kroppen utom bålen.

### 6.1.3 Inandning damm

Den dagliga dosen beräknas i enlighet med NV:s beräkningsförfarande (NV 2009b och 2016c) enligt ekvationen:

$$EDI = \frac{C \times C_{ad} \times BR \times LR \times t \times t_{exp} \times f}{365 \times m}$$

EDI=Uppskattat dagligt intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, dag)

C=Koncentration av summa DDT i jord (mg/kg TS)

C<sub>ad</sub>=Årsmedelhalt förorenade partiklar i inandningsluften justerat för anrikning (kg TS/m<sup>3</sup>). Beräknas enligt NV (2016c).

BR=Andningshastighet (m<sup>3</sup>/d)

LR=Lungretention (dimensionslös)

t=Exponeringstid (d/år)

t<sub>exp</sub>=Tidsfaktor. Ansätts av NV (2016c) till 100%, dvs. vistelse inom området 24 h/d.

f=Biotillgänglighet av föroreningen. Ansätts konservativt vara 100 %.

m=Kroppsvikt (kg)

Samma indata som NV använder i sin beräkningsmodell (NV 2009b och 2016c) används i beräkningarna, med undantag av att det konservativt ansätts att människor vistas 50 % ute och 50 % inomhus. I övrigt ansätts exponeringen konservativt ske 365 dagar per år, 24 h/d inom området, medan lantbrukare i själva verket bor i närheten av de förorenade områdena. Å andra sidan bedöms halten partiklar i utomhusluften vara högre under plöjning än vad NV (2016c) ansätter, men lägre under växtsäsongen.

#### 6.1.4 Intag kött och mjölk

Denna exponeringsväg bedöms endast vara relevant för framtidsscenarioet.

Den dagliga dosen beräknas enligt ekvationen:

$$EDI = \frac{C \times CV \times fh \times t \times f}{365 \times m}$$

EDI=Uppskattat dagligt intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, dag)

C=Koncentration av summa DDT i mjölk alternativt kött (mg/kg). Koncentrationen beräknas enligt den amerikanska vägledningen för hälsoriskbedömning och baseras på kors exponering via föda och jord (Avsnitt 5.2.1) samt en biotransferfaktor till mjölk alternativt kött (USEPA 2005). För detaljer avseende beräkning och indata, se BILAGA E.

CV=Dagligt intag av mjölk alternativt kött (kg/dag). Data på mjölk- och köttintag har hämtats från Jordbruksverkets hemsida och Livsmedelsverket (2003).

fh= Andelen av mjölk- alt. köttkonsumtionen som kommer från det förorenade området. Ansätts till 50 % för lantbrukare och barn till lantbrukare samt 10 % för övriga boende (i enlighet med NV 2016c). Lantbrukare ansätts äta mer egenodlad mat än övriga boende.

t=Exponeringstid (d/år). Ansätts till 365 d/år.

f=Biotillgänglighet av föroreningen. Ansätts konservativt vara 100 %.

m=Kroppsvikt (kg)

#### 6.1.5 Intag av dricksvatten

Summa DDT och flera av de andra bekämpningsmedlen har uppmätts i halter över dricksvattenkriterierna i den ytliga grundvattenakvifären inom Kårehogen 1:3 och Delområde 4 (Kapitel 3.0). Det kan inte heller uteslutas att det förekommer motsvarande halter även inom Kårehogen 1:20 och eventuellt inom Delområde 1, men inga analyser på grundvatten har gjorts inom dessa områden. Exponeringsvägen bedöms endast vara beaktansvärd om det i en framtid anläggs en brunn i den övre grundvattenakvifären för uttag av dricksvatten inom dessa områden (Avsnitt 4.5.3). Även om det inte är säkert att det föreligger en hälsorisk att inta grundvattnet som dricksvatten (har ej kvantifierats) bedöms dricksvattenkvaliteten inte vara acceptabel. Den aktuella geologin inom Kårehogen (sand ovanpå lera) indikerar dock att anläggandet av en brunn ej lämpar sig hydrogeologiskt sett.

#### 6.1.6 Resultat beräknade exponeringsdoser

I Tabell 9 presenteras beräknade exponeringsdoser för lantbrukare både för ett nuläge och ett framtida scenario. I det framtida scenarioet ansätts det att människor intar kött och mjölk från kor som betar inom

Kårehogen 1:3 motsvarande dagens förhållande (dvs. 8 d/år). I Tabell 10 presenteras beräknade exponeringsdoser för eventuella framtida boende inom Kårehogen 1:3, Kårehogen 1:20 och Delområde 4. I scenariot ansätts det också att människor intar kött och mjölk från kor som betar inom Kårehogen 1:3, men konservativt motsvarande 7 mån/år.

**Tabell 9: Beräknade dagliga intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, d) via föda och jord från Kårehogen 1:3 för lantbrukare samt barn till lantbrukare för ett nulägesscenario och ett framtidsscenario.**

Scenario	Skydds-objekt	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Intag mjölk	Intag kött	Totalt
Nuläge	Vuxna	3,9E-06	7,7E-07	2,6E-08	ER	ER	<b>4,7E-06</b>
	Barn	4,4E-05	3,6E-06	4,5E-08	ER	ER	<b>4,8E-05</b>
Framtid	Vuxna	3,9E-06	7,7E-07	2,6E-08	4,7E-06	2,9E-06	<b>1,2E-05</b>
	Barn	4,4E-05	3,6E-06	4,5E-08	3,8E-05	3,5E-05	<b>1,2E-04</b>

ER=Ej relevant

**Tabell 10: Beräknade dagliga intag av summa DDT (mg/kg kroppsvikt, d) via föda och jord för människor som i en framtid kan komma att bo inom områdena .**

Område	Skydds-objekt	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Intag mjölk	Intag kött	Totalt
Kårehogen 1:3	Vuxna	3,9E-6	7,7E-07	2,6E-08	2,5E-05	1,5E-05	<b>4,5E-05</b>
	Barn	4,4E-5	3,6E-06	4,5E-08	2,0E-04	1,9E-04	<b>4,4E-04</b>
Kårehogen 1:20	Vuxna	1,6E-06	3,1E-07	1,0E-08	1,1E-05	6,4E-06	<b>1,9E-05</b>
	Barn	1,8E-05	1,5E-06	1,8E-08	8,5E-05	7,8E-05	<b>1,8E-04</b>
Delområde 4	Vuxna	1,7E-06	3,3E-07	1,1E-08	1,1E-05	6,8E-06	<b>2,0E-05</b>
	Barn	1,9E-05	1,5E-06	2,0E-08	9,0E-05	8,2E-05	<b>1,9E-04</b>

Av Tabell 9 och Tabell 10 framgår följande:

- De dimensionerande exponeringsvägarna är jord samt intag av kött och mjölk. För barn är den beräknade exponeringsdosen för intag av kött i nivå med intag mjölk.
- Den beräknade exponeringsdosen av summa DDT är högst för barn och allra högst för barn till eventuella framtida boende. Orsaken till detta är att kor ansätts beta en längre tid inom Kårehogen 1:3 än i det framtida scenariot för lantbrukare.

## 6.2 Riskkaraktärisering

I riskkaraktäriseringen jämförs de beräknade dagliga exponeringsdoserna (EDI) med toxikologiska referensvärden (TRV) och en riskkvot beräknas (EDI/TRV). En potentiell hälsorisk bedöms normalt föreligga om de beräknade exponeringsdoserna är högre än TRV, dvs. om riskkvoten är högre än 1. Naturvårdsverket (NV) ansätter dock att ett förorenat område inte får inteckna hela det tolerabla dagliga intaget (TDI) då exponering även kan ske från andra källor. För summa DDT ansätter NV (2016c) att 50 % av exponeringen härrör från andra källor. Detta är dock konservativt ansatt då den normala bakgrundsexponeringen motsvarar en tiondel av TDI (NV 2016a). I enlighet med NV sätts dock den acceptabla riskkvoten till 0,5.

Som TRV väljs i enlighet med NV (2016a) ett TDI på **0,0005 mg DDT/kg KV, d**.

I Tabell 11 och Tabell 12 nedan redovisas beräknade riskkvoter för respektive exponeringsväg samt för exponeringen totalt. Kvoter som är högre än 0,5 markeras med fet stil.

**Tabell 11: Beräknade riskkvoter för summa DDT och beaktansvärda exponeringsvägar samt totalt inom Kårehogen 1:3 för lantbrukare samt barn till lantbrukare för ett nuläggsscenario och ett framtida scenario.**

Scenario	Skydds-objekt	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Intag mjölk	Intag kött	Totalt
Nuläge	Vuxna	7,8E-03	1,5E-03	5,1E-05	ER	ER	0,009
	Barn	8,7E-02	7,2E-03	9,1E-05	ER	ER	0,095
Framtid	Vuxna	7,8E-03	1,5E-03	5,1E-04	9,4E-03	5,8E-03	0,025
	Barn	8,7E-02	7,2E-03	9,1E-04	7,5E-02	7,0E-02	0,24

**Tabell 12: Beräknade riskkvoter för summa DDT via kvantifierade exponeringsvägar för människor som i en framtid eventuellt bor inom Kårehogen 1:3.**

Område	Skydds-objekt	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Intag mjölk	Intag kött	Totalt
Kårehogen 1:3	Vuxna	7,8E-03	1,5E-03	5,1E-05	5,0E-02	3,1E-02	0,09
	Barn	8,7E-02	7,2E-03	9,1E-05	4,0E-01	3,7E-01	<b>0,9</b>
Kårehogen 1:20	Vuxna	3,2E-03	6,3E-04	2,2E-05	2,1E-02	1,3E-02	0,04
	Barn	3,6E-02	2,9E-03	3,7E-05	1,7E-01	1,6E-01	0,4
Delområde 4	Vuxna	3,4E-03	6,6E-04	2,2E-05	2,2E-02	1,4E-02	0,04
	Barn	3,8E-02	3,1E-03	3,9E-05	1,8E-01	1,6E-01	0,4

Av Tabell 11 och Tabell 12 framgår följande:

- Riskkvoten är lägre än 0,5 för lantbrukare som idag eller i det ansatta framtida scenariot vistas inom Kårehogen 1:3.

- Riskkvoten är högre än 0,5 för barn till eventuella framtida boende inom Kårehogen 1:3, men inte för vuxna och inte inom Kårehogen 1:20 eller Delområde 4.
- De styrande exponeringsvägarna för risken är intag av mjölk och kött från kor som eventuellt i en framtid betar inom Kårehogen 1:3.

## 7.0 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 och utredningar gjorts, istället för att enbart basera bedömningen på uppmätta totalhalter i jord och jämföra med ett generellt riktvärde, vilket är ett förenklat tillvägagångssätt. Även om de fördjupade undersökningarna och utredningarna minskar osäkerheten så kvarstår vissa osäkerheter, vilka diskuteras nedan.

### 7.1 Markekosystemet

För att minska osäkerheten har riskbedömningen baserats på flera bevislinjer med syfte att undersöka orsakssamband (BILAGA C). De osäkerheter som kvarstår och bedöms kunna ha en beaktansvärd inverkan på risken är följande:

- Det finns vissa skillnader i de kemisk-fysikaliska förhållandena mellan Referensområdet och Kårehogen 1:3 som kan ha haft en inverkan på resultaten. Skillnaderna bedöms främst haft en påverkan på resultaten för dagmaskar i Kårehogen 1:3 såsom en lägre abundans av dagmaskar inom Kårehogen 1:3 som inte är orsakad av DDT, dvs. effekten av DDT på abundansen kan vara överskattad för dagmask.
- Det verkar föreligga ett koncentrations-effektsamband mellan uppmätta halter DDT inom Kårehogen 1:3 och effekter på dagmaskarnas reproduktion. Koncentrations-effektgradienten bedöms dock vara för snäv för utgöra ett starkt bevis för en negativ effekt av DDT. Övriga resultat såsom att inga andra koncentrations-effektsamband kunde konstateras och framförallt inte för hoppstjärter, vilka borde vara ett känsligare skyddsobjekt p.g.a. DDT:s giftverkan som insekticid, indikerar dock att orsaken är en annan än DDT.

### 7.2 Tama och vilda djur

Riskbedömningen för tama och vilda djur har gjorts genom att beräkna en exponeringsdos utifrån dels uppmätta koncentrationer, dels beräknade koncentrationer i föda. Således är riskbedömningen i stora delar teoretiskt baserad. Det i sin tur medför osäkerheter i vad den verkliga exponeringen är. Beräkningarna är också baserade på val av indata.

#### 7.2.1 Vilda djur

En känslighetsanalys har gjorts för vilda djur utgående från följande:

- 1) **Analys 1.** Beräknade halter i föda utifrån halt i jord och BSAF (*biota-to-soil accumulation factor*) samt en biokoncentrationsfaktor (BCF) från föda till födodjuret. I det beräkningsförfarande som använts i riskbedömningen används bioackumulationsfaktorer från föda till födodjuret direkt och där möjligt från uppmätta halter i växter och dagmask.
- 2) **Analys 2.** Bioackumulationsfaktor (BAF) och % diet för sparvhök och grävling i enlighet med Rundgren (2019).
- 3) **Analys 3.** Andra data på intagshastigheter (IR).

För underlag till beräkningarna och resultat, se BILAGA D. Resultaten av känslighetsanalysen redovisas även i Tabell 13 nedan där resultaten jämförs med resultaten från riskbedömningen.



**Tabell 13: Beräknade riskkvoter baserat på tre olika känslighetsanalyser (Analys 1-3) jämförda med beräknade riskkvoter i riskbedömningen (Golder).**

Skyddsobjekt	Golder	Analys 1	Analys 2	Analys 3
Björktrast	0,9	ER	ER	ER
Kattuggla (♀)	0,02	0,045	ER	0,035
Kattuggla (♂)	0,025	0,05	ER	0,035
Sparvhök (♀)	0,003	0,0003	0,001	0,001
Sparvhök (♂)	0,0035	0,0004	0,001	0,001
Åkersork	0,6	ER	ER	0,4
Näbbmus	<b>11</b>	ER	ER	<b>25</b>
Grävling	0,08	0,09	0,04	ER

ER=Ej relevant

Av känslighetsanalysen framgår att slutsatserna av riskbedömningen inte skulle ändra sig om dessa andra beräkningsförfaranden eller indata användes.

Styrande för risken för näbbmus är intaget av DDT via intag av daggmusk (Avsnitt 5.3.2). Då tarmen på daggmusk inte avlägsnades eller tilläts tömmas så går det inte att med säkerhet säga om uppmätta halter i daggmusk reflekterar halter i mask och/eller halter i jord. Det har kanske mindre betydelse för Kårehogen 1:3 där intag av daggmusk baseras på uppmätta halter i daggmusk (näbbmusen äter ju hela daggmusken), men kan teoretiskt ha det för de andra områdena där halt i daggmusk beräknats utifrån en beräknad BSAF. Å andra sidan är BSAF; 0,4 kg VS mask/kg TS jord) i nivå med vad som uppmätts i litteraturen (Rundegren 2019). Halten i daggmusk baseras på beräknade UCLM95 av uppmätta halter på 10 prover, medan den i jord baseras på 20 prover. Om halten i masken istället motsvarar den i jord så blir exponeringskoncentration i masken 5,5 mg/kg TS. Riskkvoten blir då istället 6, vilket dock fortfarande är högre än 1. Om halten i daggmusk motsvarar den i jord inom Delområde 4 och Kårehogen 1:20 så blir riskkvoten även för dessa områden dock högre än 1.

Det har konservativt ansatts att näbbmusen äter 100 % daggmusk, vilket är den dimensionerande exponeringsvägen. För att riskkvoten ska understiga 1 inom Kårehogen 1:3 så behöver intaget av daggmusk vara 7 % eller mindre och halten DDT i andra födoorganismer inom området vara obetydlig. Daggmusk utgör dock sannolikt en beaktansvärd andel av dieten.

Näbbmusen har ansatts spendera hela sin tid inom de förorenade områdena. Detsamma gäller åkersork. Enligt ADW så är populationsdensiteten 42-69 individer per ha. Det innebär att det skulle kunna finnas ca 100 näbbmöss inom åkerdelen av Kårehogen 1:3. Näbbmusen är ensamlevande och aggressiv (ADW). Av den anledningen bedöms det inte som troligt att densiteten av näbbmöss är särskilt stor inom åkern. Troligast är därför att åkersorken framförallt förekommer inom åkern och näbbmusen i skogspartiet. Halten summa DDT i skogsområdet är dock i nivå med den inom åkerdelen. Det ska dock påpekas att förekomsten av både näbbmus och åkersork inom Kårehogen 1:3 är okänd. Således är det okänt om det föreligger en faktisk risk eller inte.

Beräknade riskkvoter för åkersork och björktrast är nära 1, men beräkningarna bedöms vara konservativa i det att biotillgängligheten satts till 100 % och att TDI baseras på ett NOAEL-värde, dvs. ett värde då inga effekter observerats. I verkligheten absorberas inte 100 % av det som intas och TDI ligger vanligen mellan NOAEL och LOAEL (dvs. den lägsta koncentration/dos där effekter observerats). I beräkningarna för björktrast har en relativt stor andel av dieten ansatts vara daggmak (95 %), vilket är den dimensionerande exponeringsvägen.

## 7.2.2 Tama djur

I dagsläget betar kor endast inom Delområde 4 och 8 d/år och i framtidsscenarioet har det ansatts att kor betar motsvarande tid inom Kårehogen 1:3. I känslighetsanalysen för kor har det ansatts att kor betar 7 mån/år, vilket motsvarar betessäsongen enligt Jordbruksverket. Dock beror exponeringstiden inom ett område på besättningens storlek. En stor besättning inom ett mindre område kan kräva att djur flyttas då betet tar slut tidigare än inom 7 månader.

I Tabell 14 presenteras beräknade riskkvoter för ett framtidsscenario där kor betar inom Kårehogen 1:3 7 mån per år istället för som ansatt i beräkningarna 8 d/år.

**Tabell 14: Beräknade riskkvoter för exponeringsvägarna intag av föda och jord samt totalt för kor för ett framtidsscenario och 7 mån exponering per år inom Kårehogen 1:3.**

Skyddsobjekt	Riskkvoter Framtid		
	Jord	Föda	Totalt
Mjölkkor	1,1E-02	3,5E-04	0,012
Köttkor	1,6E-02	2,7E-04	0,016

Av Tabell 14 framgår att beräknade riskkvoter är betydligt lägre än 1. Då medelkoncentrationen av summa DDT inom Kårehogen 1:3 är högre än inom Delområde 4 så är även riskkvoterna i ett scenario där kor betar 7 mån per år inom detta område lägre.

## 7.3 Hälsorisker

Precis som för tama och vilda djur har hälsoriskbedömningen gjorts genom att beräkna en exponeringsdos utifrån dels uppmätta koncentrationer, dels beräknade koncentrationer i föda. Således är hälsoriskbedömningen också teoretiskt baserad, vilket medför osäkerheter i vad den verkliga exponeringen är.

När det gäller människors exponering så har i princip samma antaganden gjorts om exponering som NV gör för exponeringsvägarna intag av jord, hudkontakt och inandning av damm för känslig markanvändning, vilket bedöms vara tillräckligt konservativt.

När det gäller intag av kött och mjölk, som i flera fall är styrande för riskbedömningen, så är halten i dessa livsmedel okänd, varför den har beräknats. I det framtida scenariot för lantbrukare antas det att kor betar samma tid per år som idag, dvs. 8 d/år inom Kårehogen 1:3. Det kan dock inte uteslutas att exponeringstiden kan bli längre med en mindre besättning djur. Ett scenario med en exponeringstid på 7 mån per år, som är

längden på betessäsongen enligt Jordbruksverket, har därför också ansatts. I Tabell 15 nedan presenteras beräknade riskkvoter för ett sådant scenario och delområdena Kårehogen 1:3, 1:20 och Delområde 4.

**Tabell 15: Beräknade riskkvoter för summa DDT och beaktansvärda exponeringsvägar samt totalt för lantbrukare samt barn till lantbrukare vid en exponeringstid av kor på 7 mån/år.**

Område	Skydds-objekt	Intag jord	Hudkontakt	Inandning damm	Intag mjölk	Intag kött	Totalt
Kårehogen 1:3	Vuxna	7,8E-03	1,5E-03	5,1E-04	2,5E-01	1,5E-01	0,4
	Barn	8,7E-02	7,2E-03	9,1E-04	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>4</b>
Kårehogen 1:20	Vuxna	3,2E-03	6,3E-04	2,1E-04	1,1E-01	6,4E-02	0,2
	Barn	3,6E-02	2,9E-03	3,7E-04	<b>8,5E-01</b>	<b>7,8E-01</b>	<b>2</b>
Delområde 4	Vuxna	3,4E-03	6,6E-04	2,2E-04	1,1E-01	6,8E-02	0,2
	Barn	3,8E-02	3,1E-03	3,9E-04	<b>9,0E-01</b>	<b>8,2E-01</b>	<b>2</b>

Av Tabell 15 framgår att om kor betar 7 månader per år inom Kårehogen 1:3, 1:20 och Delområde 4 så blir riskkvoterna större än 0,5 för barn till lantbrukare med ett ansatt intag av kött och mjölk på 50 %. Det är dock också okänt hur stor del av livsmedlen som kan komma att intas från områdena i en framtid. Om intaget av kött och mjölk istället är 5 % från Kårehogen 1:3, 14 % från Kårehogen 1:20 respektive 13 % från Delområde 4, så blir riskkvoten mindre än 0,5 (BILAGA E), alternativt om kor betar 3 veckor per år inom Kårehogen 1:3. Och även om intaget idag skulle vara 100 % istället för 50 % och med en betestid för kor på 8 dagar per år i det ansatta framtida scenariot för lantbrukare, dvs. dubbelt så hög exponering som i Tabell 9 så blir också riskkvoten lägre än 0,5.

I beräkningarna ansätts det att uppmätt maxhalt i gräs motsvarar upptaget i gräs, medan det sannolikt egentligen reflekterar halten i jordpartiklar på gräset (BILAGA A). Om det ansätts att koncentrationen i gräs är noll så blir riskkvoten ändå högre än 0,5 för barn i det framtida scenariot för boende. Detta då exponeringsvägen intag av gräs utgör en obetydlig exponeringsväg för kor (Tabell 3).

Enligt NV (2016a) så är bakgrundsexponeringen av DDT mindre än en tiondel av TDI, varför man kan diskutera om inte en riskkvot om 0,9 borde vara acceptabel. Med en riskkvot på 0,9 skulle hälsorisen för barn till eventuella framtida boende vara acceptabel. Likaså om det eventuella framtida intaget av kött och mjölk från barn till boende är 5 % från Kårehogen 1:3, dvs. hälften mot det som ansätts i beräkningarna (Tabell 10).

## 8.0 SAMMANFATTANDE RISKBEDÖMNING

Marken inom delar av Kårehogen har tidigare nyttjats av en plantskola och marken inom dessa områden är generellt förorenad av framförallt DDT och dess nedbrytningsprodukter DDE och DDD. Nedan sammanfattas resultaten av riskbedömningen.

### 8.1 Miljörisker

#### 8.1.1 Markekosystemet

Risken för negativa effekter av uppmätta halter av summa DDT på markekosystemets funktion inom åkerdelen av Kårehogen 1:3 (exklusive hot-spoten i det sydvästra hörnet) bedöms inte vara beaktansvärd och därmed acceptabel. Det är inga statistiskt signifikanta skillnader i kolmineralisering eller effekter på det marklevande djursamhället inom Kårehogen 1:3 och det oförorenade Referensområdet och/eller så finns det inga tydliga koncentrations-effektsamband vad gäller kvävemineralisering eller effekter på det marklevande djursamhället (Avsnitt 5.1).

Då medelhalten i övriga delområden är lägre än i Kårehogen 1:3 (Kapitel 3.0) bedöms risken vara acceptabel även inom Delområde 1-2, 4 och Kårehogen 1:20.

#### 8.1.2 Vilda och tama djur - terrester miljö

Risken för negativa effekter av summa DDT på kor och hästar som idag betar inom Delområde 4 respektive Kårehogen 1:20 eller i en framtid inom Kårehogen 1:3 bedöms vara obetydlig. Beräknade riskkvoter för kor och hästar är betydligt lägre än 1 (Avsnitt 5.2.2), dvs. exponeringen är betydligt lägre än toxikologiska referensvärden satta att skydda däggdjur. Detta gäller även om kor skulle vistas hela betessäsongen inom Kårehogen 1:3. Då medelhalten i övriga delområden är lägre än i Kårehogen 1:3 (Kapitel 3.0) bedöms risken vara obetydlig även för Kårehogen 1:20 där kor också kan komma att beta.

Det föreligger en potentiell risk för att näbbmöss och små däggdjur med liknande kroppsvikt och födointag är negativt påverkade av DDT inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt inom Delområde 1 och 4. Beräknade riskkvoter för näbbmus är högre 1 och dimensionerande för risken är intag av daggmask (Avsnitt 5.3.2). Det är dock inte känt om det finns näbbmöss inom dessa områden och i så fall om populationens storlek är beaktansvärd. Således är det okänt om det föreligger en faktisk risk eller inte.

Risken för negativa effekter av summa DDT på fåglar som intar föda inom Kårehogen 1:3 samt större däggdjur såsom grävling bedöms vara obetydlig. Beräknade riskkvoter för björktrast som ansatts inta framförallt daggmask (dimensionerande exponeringsväg), kattuggla, sparvhök och grävling är lägre än 1 (Avsnitt 5.3.2), dvs. exponeringen är lägre än toxikologiska referensvärden satta att skydda fåglar respektive däggdjur.

#### 8.1.3 Vattenmiljön

Risken för att vatten- och sedimentlevande organismer ska vara negativt påverkade av DDT bedöms vara obetydlig. Uppmätt maxhalt av summa DDT i ytvatten och sediment i Malö strömmar är betydligt lägre än det riskbaserade JV satta att skydda vattenlevande organismer mot långtidsexponering (Avsnitt 5.4).

Risken för att vilda djur som intar föda från Malö strömmar ska påverkas negativt av DDT bedöms vara obetydlig. Uppmätt maxhalt av summa DDT i musslor är betydligt lägre än det riskbaserade JV satt att skydda

vilda djur vid intag av föda (Avsnitt 5.5). Uppmätt maxhalt av summa DDT i ytvatten i Malö strömmar är också betydligt lägre än dricksvattenkriteriet och lägre än rapporteringsgränsen i sediment. Därmed bedöms också risken för beaktansvärd spridning av DDT från de förorenade områdena till Malö strömmar vara obetydlig.

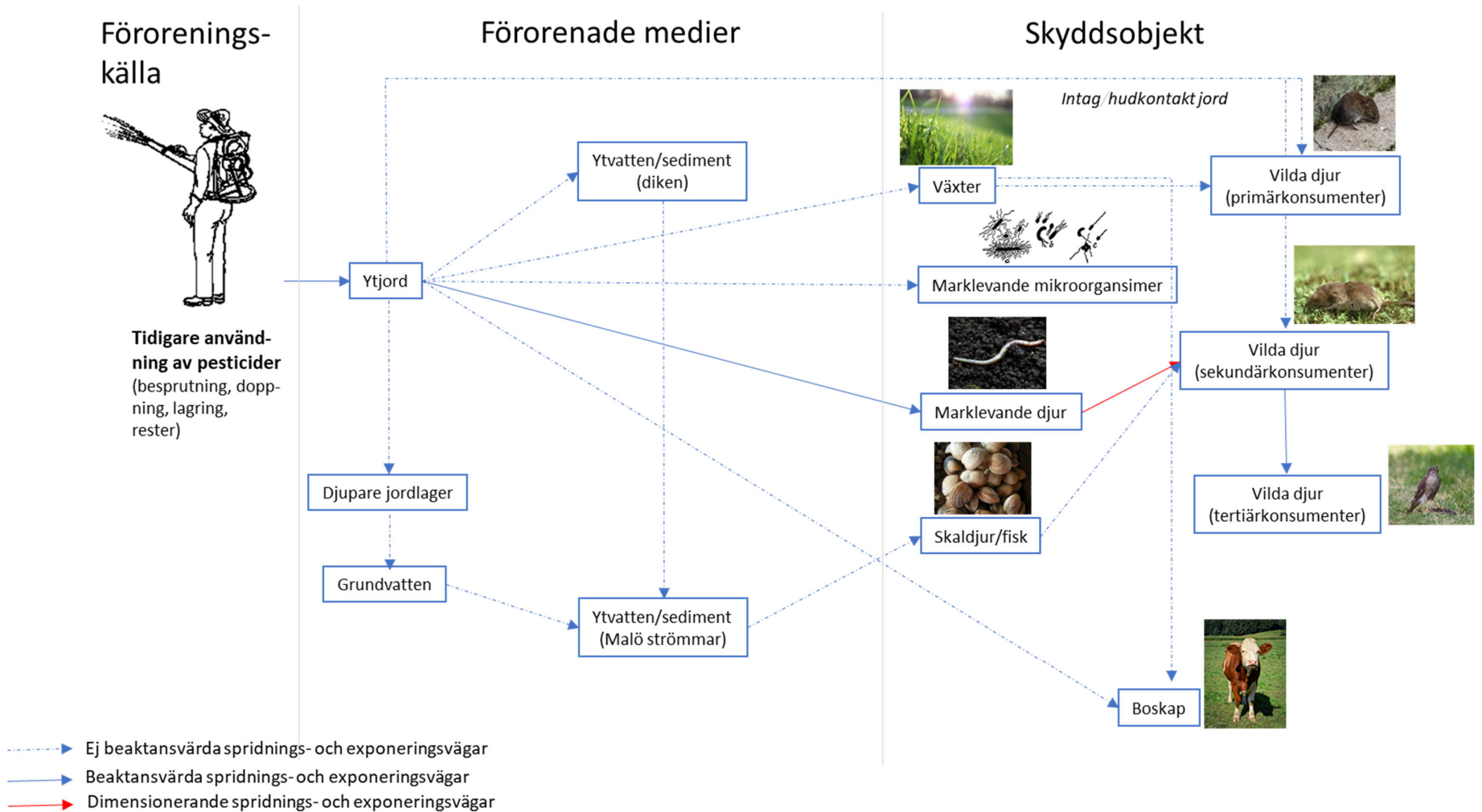
## 8.2 Hälsorisker

Det bedöms inte föreligga någon oacceptabel hälsorisk för människor som bor och vistas inom och i närheten av Kårehogen 1:3 eller något av de andra delområdena idag. Det gäller även om människor i en framtid skulle inta kött och mjölk från kor som betat motsvarande tid som idag inom Kårehogen 1:3 eller något av de andra delområdena. Detta då beräknade riskkvoter är lägre än NV:s acceptabla riskkvot om 0,5. Om kor däremot betar en hel betessäsong (7 mån/år) inom Kårehogen 1:3 och intaget av kött och mjölk från området är 10 % vardera, dvs. motsvarande vad NV:s modell ansätter att intaget av grönsaker är från ett förorenat område, så föreligger en potentiell hälsorisk för barn. För att ingen oacceptabel hälsorisk ska föreligga får intaget av kött och mjölk från kor som betat en hel betessäsong inom Kårehogen 1:3 inte vara högre än 5 % vardera. För Kårehogen 1:20 och Delområde 4 är motsvarande siffror 14 respektive 13 %. Om kor betar 3 v/år så kan intaget vara 50 % utan att det föreligger en oacceptabel hälsorisk. Om den acceptabla riskkvoten istället är 0,9, dvs. med hänsyn tagen till vad bakgrundsexponeringen av DDT generellt är, så är ett intag om vardera 10 % av kött och mjölk från kor som betat en hel betessäsong inom Kårehogen acceptabel. Motsvarande siffra för Kårehogen 1:20 och Delområde 4 är 25 %.

Om det i en framtid anläggs en grävd brunn i det övre sandlagret för uttag av dricksvatten inom Kårehogen 1:3 och Delområde 4 och eventuellt inom Kårehogen 1:20 och Delområde 1 bedöms det föreligga en risk för att dricksvattenkvaliteten blir oacceptabel. Summa DDT och flera andra bekämpningsmedel har uppmätts i halter över dricksvattenkriterierna i den ytliga grundvattenakvifären inom Kårehogen 1:3 och Delområde 4. Det kan inte heller uteslutas att det förekommer motsvarande halter även inom Kårehogen 1:20 och eventuellt Delområde 1, men inga analyser på grundvatten har utförts inom dessa områden.

## 8.3 Uppdaterad konceptuell modell

I Figur 23-Figur 24 presenteras uppdaterade konceptuella modeller över riskbilden, baserat på resultaten av riskbedömningen. När det gäller vilda djur är det dimensionerande skyddsobjektet däggdjur. Risken för vilda fåglar bedöms vara obetydlig. När det gäller människor så är det dimensionerande skyddsobjektet barn till lantbrukare och eventuella framtida boende inom områdena. Ingen oacceptabel hälsorisk bedöms föreligga idag, men om kor betar längre än idag inom de DDT-förorenade områdena samtidigt som en relativt stor andel av köttet och mjölken som produceras intas föreligger en potentiell risk. När det gäller människor som i en framtid eventuellt bosätter sig inom de förorenade områdena så kan exponeringsvägen intag av dricksvatten från jordborrade grundvattenbrunnar tillkomma även om det inte bedöms som troligt.



Figur 23: Uppdaterad konceptuell riskbild för markekosystemet samt vilda och tama djur som intar eller kan komma att inta föda inom Kårehogen.

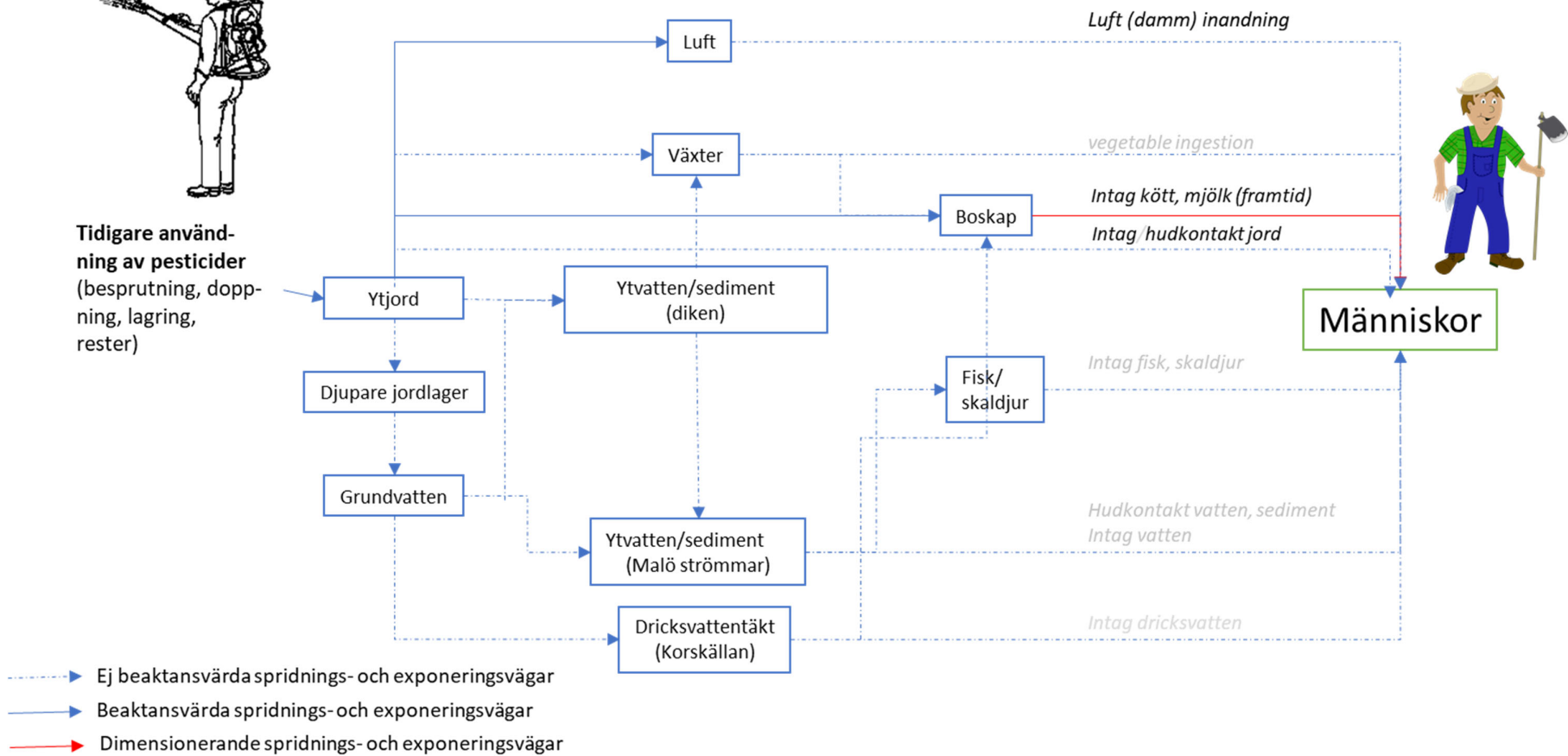
## Föroreningskälla



Tidigare användning av pesticider (besprutning, doppning, lagring, rester)

## Förorenade medier

## Exponeringsvägar, skyddsobjekt



Figur 24: Uppdaterad konceptuell riskbild för människor som intar kött och/eller mjölk från kor som betar inom Kårehogen.

## 9.0 IDENTIFIERADE KUNSKAPSLUCKOR

De kunskapsluckor som identifierats och som bedöms ha betydelse för bedömning av risken är följande:

- Det är inte känt om det finns näbbmöss inom de förorenade områdena och i så fall vad orsaken till detta är.
- Det är det inte känt om människor i en framtid kommer inta en relativt stor andel kött och/eller mjölk från kor som betat en längre tid inom de DDT-förorenade områdena. Vidare är det osäkert vad DDT-halten i så fall blir i mjölk och kött liksom i människorna. Beräkningarna av halt i kött och mjölk baseras på teoretiska beräkningar och inte faktiska mätningar.



## 10.0 SLUTSATSER

Sammanfattningsvis dras följande slutsatser av riskbedömningen i förhållande till de övergripande åtgärds målen:

- De aktuella undersökningsområdena bedöms kunna användas för jordbruksändamål om områdena används på motsvarande sätt som idag. Om människor i en framtid t.ex. intar mer än 10 % kött och mjölk vardera från kor som betat 3 månader eller längre inom Kårehogen 1:3 föreligger en potentiell hälsorisk. Om områdena endast nyttjas för odling av grödor bedöms risken vara obetydlig och acceptabel.
- Markmiljön i undersökningsområdena bedöms vara av sådan kvalitet att den stödjer nödvändiga markfunktioner i den omfattning som behövs för den aktuella markanvändningen. Inga statistiskt signifikanta skillnader i markecosystemets funktion som kan kopplas till uppmätta halter summa DDT inom de förorenade områdena jämfört med ett oförorenat referensområde föreligger.
- Människor bedöms kunna bo, arbeta och vistas på och i närheten av de förorenade områdena utan att utsättas för oacceptabla risker på grund av markföroreningar. Detta dock förutsatt att intaget av kött och mjölk från kor som betat inom de förorenade områdena är relativt begränsat alternativt att kor betat en relativt kort tid inom områdena. Om människor i en framtid t.ex. intar som mest 10 % kött och mjölk vardera från kor som betat 3 månader eller mindre inom Kårehogen 1:3 så bedöms hälsorisken vara acceptabel. Det förutsätter också att inga dricksvattenbrunnar anläggs i den övre grundvattenakvifären inom områdena.
- Föroreningssituationen inom området bedöms inte medföra några oacceptabla hälso- eller miljörisker utanför området. Det bedöms inte föreligga någon risk för spridning av DDT till vattentäkten Korskällan. En viss spridning av DDT bedöms ske från området, framförallt via diken, men spridningen till andra närliggande skyddsobjekt såsom Malö strömmar bedöms vara obetydlig och inte leda till oacceptabla hälso- eller miljörisker.

Det bedöms också föreligga en teoretisk risk för att näbbmöss och små däggdjur med liknande kroppsvikt och födointag är negativt påverkade av DDT inom Kårehogen 1:3 och 1:20 samt inom Delområde 1 och 4. Det är dock inte fastlagt om det finns en beaktansvärd näbbmuspopulation inom dessa områden och i så fall om den är påverkad av DDT.

## 11.0 REFERENSER

### 11.1 Litteratur

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATDSR), 2002. Toxicological profile for DDT. U.S. Department of Health and Human Services. September 2002.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 1999. Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health. Data sheet. DDT (total).
- Cramp, S. 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, II Hawks to Bustards. Oxford: Oxford University Press.
- Cramp, S. 1985. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, IV Terns to Woodpeckers. Oxford: Oxford University Press.
- Cramp, S. 1988. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, V Tyrant Flycatchers to thrushes. Oxford: Oxford University Press.
- 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 of impairment at contaminated sites: Are observed effects due to the exposure to site-related chemicals or due to other stressors? March 2013.
- Forsythe, D J och Peterle T J. 1984. Species and age differences in accumulation of 36Cl-DDT by voles and shrews in the field. Environ. Pollut. (Series A) 33:327–340.
- Golder Associates AB (Golder). 2016a. Kårehogen plantskola – Rivningsinventering av lager och kontorsbyggnad. Kårehogen 1:28 Rivningsinventering. Rapport daterad 2016-06-17.
- Golder Associates AB (Golder). 2016b. Uppföljande provtagning avseende DDT-förekomst vid delområde 4, Kårehogens fd plantskola, Orust. PM daterad 2016-07-01.
- Golder Associates AB (Golder). 2018. Provtagningsplan. Miljö- och hälsoriskbedömning för f.d. plantskola, Kårehogen, Orust. Rapport daterad 2018-12-17.
- Golder Associates AB (Golder). 2019. Kårehogen f.d. plantskola. Åtgärdsförberedande undersökningar. Rapport daterad 2018-06-18 reviderad 2019-02-28.
- Havs- och vattenmyndigheten (HaV). 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Konsoliderad elektronisk utgåva, daterad 1 januari 2019.
- Hume, R. 2003, 2. uppl. Nya fågelboken: Sverige och Europa. Stockholm: Prisma.
- 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.
- Jensen J och Mesman M. 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site-specific investigations. Projekt Liberation. RIVM rapportnr 711701047.
- Lindahl, K C. 1988. Däggdjur, groddjur och kräldjur. Stockholm: Norstedt.
- Livsmedelsverket. 2003. Riskmaten – Barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige.

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

Naturvårdsverket (NV). 2009b. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Naturvårdsverket (NV). 2016a. 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 Kalleberga plant nursery. Examensarbete för masterexamen 30 hp miljövetenskap, Lunds universitet.

Sample B E, Aplin M S, Efroymson R A, Suter II G W och Welsh C J E. 1997. Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants. ORNL/TM-13391

Sweco. 2012. Kårehogen f.d. plantskola. Fas 1 – Historisk inventering m.m. kopplat till verksamheten på Kårehogens f.d. plantskola. Rapport daterad, 2012-10-25.

Sweco. 2013. Kårehogen f.d. plantskola. Sammanställning av undersökningar utförda fram till maj 2013. Rapport daterad, 2015-02-16.

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

Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ). 2018. Conducting ecological risk assessments at remediation sites in Texas. Rapport RG-263, August 2018.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2005. Human health risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2007. Ecological Soil Screening Levels for DDT and Metabolites. OSWER Directive 9285.7-57.

## 11.2 Databaser och hemsidor

Animal Diversity Web (ADW). <https://animaldiversity.org>

Artfakta. ArtDatanken. <https://artfakta.se/>. Sökt 2019-10-21.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Tissue Residue Quality Guidelines for the Protection of Wildlife Consumer of Aquatic Biota. Summary table. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html?chems=all&chapters=5>. Sökt 2019-03-17.

Eniro. <https://www.eniro.se/> Information sökt 2019-10-01.

EU Pesticides database. <http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=homepage&language=EN>

Hazardous Substances Databank (HSDB). DDT. National Library of Medicine. TOXNET. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?index.html>. Senast reviderad 2010-01-27.

Jordbruksverket. Sveriges officiella statistik. Statistiska meddelanden. Livsmedelskonsumtion och näringsinnehåll.

[http://www.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik,%20fakta/Livsmedel/JO44SM1801/JO44SM1801\\_tabeller.htm](http://www.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik,%20fakta/Livsmedel/JO44SM1801/JO44SM1801_tabeller.htm)

Jordbruksverket. Hur djur för mjölkproduktion ska hållas på bete.

<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/djur/olikaslagsdjur/notkreatur/betesgangochutevistelse/djurformjolkproduktion.4.17f5bc3614d8ea10709196ae.html>

Naturvårdsverket (NV). 2016b. Beräkningsprogram, ver 2.0.1. Uppdaterat beräkningsverktyg samt reviderade och nya riktvärden. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Riktvarden-for-fororenad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarden/>

Naturvårdsverket (NV). 2016c. Modellbeskrivning – matematisk beskrivning av beräkningsprogram. Uppdaterat beräkningsverktyg samt reviderade och nya riktvärden. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Riktvarden-for-fororenad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarden/>

Prioriteringsguiden (PRIO). Kemikalieinspektionen. <https://www.kemi.se/prio-start>. Sökt 2019-10-08.

The Footprint Pesticide Properties Database (PPDB). <http://www.eu-footprint.org/ppdb.html>. Sökt 2019-10-08.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>.

Vatteninformationssystem Sverige (VISS). <http://www.viss.lst.se/>. Information sökt 2019-10-01

West Texas University Database. <https://pcl.wtamu.edu/pcl/login.jsp>

Wikipedia. <https://sv.wikipedia.org/wiki/Diklordifenyltrikloretan>

Wikipedia. [https://en.wikipedia.org/wiki/Common\\_shrew](https://en.wikipedia.org/wiki/Common_shrew)

### 11.3 Skriftlig kommunikation

Jon Thorburn, fastighetsägare, e-post daterad 2019-12-20 via Kristin Forsberg, SGU, e-post daterad 2020-02-03.

Henning Persson, SGU, e-post daterad 2020-01-29 via Kristin Forsberg, SGU, e-post daterad 2020-02-03.

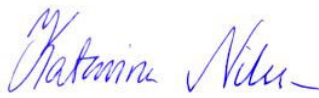
## Signatur sida

### Golder Associates AB



Maria Florberger  
*Handläggare*

Rosana Moraes



Katarina Nilsson  
*Uppdragsledare*

MF/KN

Org.nr 556326-2418

VAT.no SE556326241801

Styrelsens säte: Stockholm

i:\projekt\2016\1671497 kårehogen del 2\21. risk bedömning\17. riskbedömning\slutversion\1671497\_kårehogen - riskbedömning\_slutversion\_200512.docx

**BILAGA A**

# Resultatrapport kompletterande undersökningar

**BILAGA B**

## Provtagning sallad och potatis

**BILAGA C**

## Markmiljöriskbedömning



**BILAGA D**

## Indata och beräkningar tama och vilda djur

**BILAGA E**

## Indata och beräkningar hälsorisker



[golder.com](http://golder.com)