



Populationsmodellering av cinnoberbagge i Uppsala 2023

Analys av utpekad exploatering och dess effekter på artens bevarandestatus samt möjligheterna att uppväga habitatförluster genom riktad skogsskötsel

OM RAPPORTEN:

Titel: Populationsmodellering av cinnoberbagge i Uppsala 2023. Analys av utpekad exploatering och dess effekter på artens bevarandestatus samt möjligheterna att uppväga habitatförluster med riktad skogsskötsel.

Version/datum: 2023-11-08

Rapporten bör citeras enligt följande: Kindvall, O, Sterenberg, M. (2023). *Populationsmodellering av cinnoberbagge i Uppsala 2023. Analys av utpekad exploatering och dess effekter på artens bevarandestatus samt möjligheterna att uppväga habitatförluster med riktad skogsskötsel*. Calluna AB

Foton i rapporten: © Calluna AB där inget annat anges.

Omslag: Till vänster låga av asp där cinnoberbaggelarv hittades; uppe till höger larv av cinnoberbagge från inventeringen, nere till höger vuxen cinnoberbagge (foto från wikimedia commons, Siga)

OM UPPDRAGET:

På uppdrag av: Uppsala kommun

Uppdragsgivarens kontaktperson: Anna Jakobsson och Emilia Hammer

Utfört av: Calluna AB (organisationsnummer: 556575-0675)
Adress huvudkontor: Linköpings slott, 582 28 Linköping
Hemsida: www.calluna.se
Telefon (växel): +46 13-12 25 75

Uppdragsansvarig: Marlijn Sterenberg (Calluna AB)

Rapportförfattare: Oskar Kindvall och Marlijn Sterenberg (Calluna AB)

Kartproduktion: Marlijn Sterenberg (Calluna AB)

Språkgranskning: Britten Lundborg Eriksson (Calluna AB)

Callunas interna projektkod: MSG0011

Innehåll

Sammanfattning	4
1 Inledning	5
1.1 Bakgrund, uppdragsbeskrivning och avgränsningar	5
2 Metod och genomförande	6
2.1 Val av populationsmodell	6
2.2 Anpassning av modellen till cinnoberbaggens lokala population	6
2.3 Simuleringar	10
2.4 Simulerade scenarion	11
2.5 Rangordning av enskilda ytor av utpekad exploatering	13
3 Resultat av scenarioanalyser	14
3.1 Nuläge för cinnoberbagge (S0)	14
3.2 Framtidsscenario S1 med enbart spårvägens effekter på cinnoberbagge	17
3.3 Framtidsscenario då all utpekad exploatering genomförts (S2)	18
3.4 Framtidsscenario där utpekad exploatering kombineras med skyddsåtgärder (S3)	20
3.5 Hur snabbt kan populationen öka genom riktade åtgärder (S4)?	22
3.6 När kan utpekad exploatering genomföras om skyddsåtgärder vidtas (S5)?	23
3.7 Enskilda ytor av utpekad exploatering och dess relativa påverkan på cinnoberbagge	23
4 Diskussion	25
4.1 Avgränsning av cinnoberbaggens lokala population	25
4.2 Nuvarande bevarandestatus för cinnoberbagge	27
4.3 Framtida bevarandestatus för cinnoberbagge utan skyddsåtgärder	28
4.4 Framtida bevarandestatus för cinnoberbagge med skyddsåtgärder	28
4.5 Modelleringens tillförlitlighet och rekommendationer för fortsatta utredningar	30
5 Slutsatser	33
6 Referenser	34
Bilaga 1 Geodata från modelleringen av cinnoberbagge	36
Bilaga 2 Beräknad statistik för de utpekade exploateringarna som beaktats i scenario 5	37

Sammanfattning

Calluna har på uppdrag av Uppsala kommun undersökt om det är teoretiskt möjligt att uppväga framtida habitatförluster för cinnoberbagge på grund av utpekad exploatering, inklusive ny spårväg, med hjälp av skyddsåtgärder – dels genom att skapa nytt habitat, dels genom att förstärka befintligt habitat på andra platser.

För att kunna bedöma vilken påverkan utpekad exploatering och skyddsåtgärder skulle kunna få på den lokala populationen av cinnoberbagge i Uppsala (Uppsalapopulationen), användes en populationsdynamisk modell. Modellen är en så kallad metapopulationsmodell som används för att simulera en arts förekomst i förhållande till alla ytor av dess habitat (=artens livsmiljö) som finns tillgängliga i ett givet landskap. Den använda modellen lämpar sig för jämförande scenarioanalyser, där exempelvis planer för exploatering jämförs med nuläget för att undersöka om landskapsförändringar kan förväntas påverka en arts population negativt i något avseende.

I denna rapport redovisas analysresultat från fem olika scenarier; S0 – Nuläge, S1 – Effekt av Uppsala spårväg, S2 – Effekt av all utpekad exploatering (inklusive spårvägen), S3 – Effekt av skyddsåtgärder då all utpekad exploatering genomförs, S4 – Effekt av skyddsåtgärder om inga befintliga habitat exploateras samt S5 – Effekt av skyddsåtgärder samtidigt som ett urval av utpekad exploatering genomförs. Dessutom presenteras resultat från analys av enskilda ytor av utpekad exploatering och dess relativa påverkan på cinnoberbagge. Resultaten från simuleringarna visar att de habitatförluster som förväntas uppkomma vid anläggandet av Uppsala spårväg enskilt inte bedöms försämra cinnoberbaggens bevarandestatus. Däremot blir habitatförlusterna för cinnoberbagge märkbara då all utpekad exploatering i Uppsala genomförs. Tillsammans förväntas spårvägen och utpekad exploatering ge upphov till en minskning om ca 21% av cinnoberbaggens lokala population (Uppsalapopulationen).

För att bibehålla en kontinuerlig ekologisk funktion för Uppsalapopulationen samtidigt som artens livsmiljöer exploateras behövs riktade skyddsåtgärder. Enligt analysen finns goda förutsättningar för att genomföra utpekad exploatering, såvida skyddsåtgärder genomförs i den omfattning som antagits i modelleringen och får förväntat resultat. Skyddsåtgärderna ska bestå av riktad skogsskötsel för att gynna tillväxt av lövved (främst asp) inom de områden som Uppsala kommun föreslagit för restaurering. Genom att öka totalvolymen lövved skapas naturliga förutsättningar för en kontinuerlig tillförsel av död ved som behövs för att säkra cinnoberbaggens fortplantning.

Analysen visar att det urval av utpekad exploatering som ingår i scenario S5 kan genomföras redan under tredje året efter det att skyddsåtgärderna genomförts utan att den kontinuerliga ekologiska funktionen för Uppsalapopulationen påverkas. Enstaka ytor av utpekad exploatering kan utföras så fort genomförda skyddsåtgärder har uppnått förbättringar i habitatet som motsvarar den kvalitet och kvantitet som kommer tas i anspråk. Detta förutsätter att skyddsåtgärderna genomförs inom Uppsalapopulationens utbredningsområde samt att åtgärderna får avsedd effekt.

1 Inledning

1.1 Bakgrund, uppdragsbeskrivning och avgränsningar

På uppdrag av Uppsala kommun har Calluna AB genomfört ett antal sårbarhetsanalyser för cinnoberbagge sedan hösten 2022. Fokus har varit att undersöka effekter av framtida utpekad exploatering i Uppsala kommun. Inledningsvis undersöktes vilka effekter Uppsala spårväg kan förväntas få på cinnoberbaggens bevarandestatus (Kindvall et al. 2022). Därefter har populationsmodellering använts för att rangordna enskilda ytor av utpekad exploatering och dess effekter på artens framtida populationsutveckling (Kindvall & Sterenberg 2023). Den 20 april 2023 genomfördes en workshop där Calluna tillsammans med representanter från Uppsala kommun och Upplandsstiftelsen diskuterade möjligheter att vidta skyddsåtgärder som skulle kunna uppväga de förluster av cinnoberbaggens livsmiljöer som kan uppstå framöver om all utpekad exploatering genomförs. Efter genomförd workshop fick Calluna i uppdrag att undersöka om det är teoretiskt möjligt att uppväga framtida habitatförluster för cinnoberbagge dels, genom att skapa nytt habitat, dels genom att förstärka befintligt habitat på andra platser (så kallade restaurering). Dessa åtgärder utgör lämpliga skyddsåtgärder för att fortsatt uppnå en kontinuerlig ekologisk funktion (KEF) för den lokala populationen av cinnoberbagge i Uppsala (i denna rapport kallad Uppsalapopulationen). Ytor som analyseras som möjliga för skyddsåtgärder är endast mark som kommunen har rådighet över. Skyddsåtgärd avseende tillskapande av nytt habitat för cinnoberbagge avser riktad skogsskötsel för ökning av mängden lövved i trädbärande miljöer.

I denna rapport redovisas resultat från merparten av de analyser av cinnoberbaggens lokala population i Uppsala med omnejd, (Uppsalapopulationen, se utbredning figur 1) som Calluna hittills genomfört. Följande frågeställningar besvaras specifikt;

- Hur ser dagens teoretiska förekomst av cinnoberbagge ut utifrån dagens mängd tillgängliga ytor för habitat och lövvedvolymer?
- Hur ser effekter på cinnoberbagge ut vid habitatförlust enbart på grund av genomförande av spårvägen?
- Hur ser effekter på cinnoberbagge ut vid habitatförlust till följd av att samtlig utpekad exploatering genomförs?
- Hur ser effekter på cinnoberbagge ut vid habitatförlust till följd av att samtlig utpekad exploatering genomförs men kombinerat med skyddsåtgärder?
- Hur snabbt kan Uppsalapopulationen av cinnoberbagge öka genom riktade skyddsåtgärder?
- När kan utpekad exploatering genomföras om skyddsåtgärder vidtas?
- Hur ser den relativa påverkan på cinnoberbagge ut för enskilda ytor av utpekad exploatering?

Dessutom förs diskussion kring nuvarande bevarandestatus respektive framtida bevarandestatus för cinnoberbagge i Uppsalapopulationen utifrån modellerade effekter på cinnoberbagge vid scenarion som speglar dess nuvarande utbredning av habitat i Uppsala, habitatförluster på grund av genomförande av spårvägen och utpekad exploatering, samt uppvägande effekt vid användning av skyddsåtgärder. Utredningen syftar inte till att specifikt bedöma utdöenderisker för befintlig lokal population av cinnoberbaggen (Uppsalapopulationen) utan avgränsas till att analysera ett antal framtidsscenarios som jämförs med nuläget, dvs cinnoberbaggens nuvarande habitat (avseende kvalitet och

kvantitet). Genom jämförande analyser uppskattas de relativa effekterna av respektive landskapsförändring.

2 Metod och genomförande

2.1 Val av populationsmodell

För att kunna bedöma vilken påverkan utpekad exploatering och skyddsåtgärder skulle kunna få på den lokala populationen av cinnoberbagge i Uppsala, vilken i denna rapport benämns Uppsalapopulationen, användes en populationsdynamisk modell som ofta benämns ”The incidence function model” (Hanski 1994). Detta är en metapopulationsmodell som används för att simulera en arts förekomst i förhållande till alla fläckar (avgränsade ytor) av dess livsmiljö (=artens habitat) som finns tillgängliga i ett givet landskap. Till skillnad från demografiska modeller beskrivs inte dynamiken i termer av antal individer utan i antal, eller andel, habitatfläckar som nyttjas av arten i ett givet landskapsavsnitt (Hanski 1999).

Den använda modellen lämpar sig för jämförande scenarioanalyser, där exempelvis framtida exploateringsscenarioer jämförs med nuläget för att undersöka om landskapsförändringar kan förväntas påverka en arts population negativt i något avseende. Genom att utföra upprepade simuleringar går det att beräkna hur ofta varje enskild habitatyta nyttjas i genomsnitt över tid, vilket i modellen benämns ”förväntad förekomst”. Modellen kan också användas för att skatta risken för att populationen dör ut eller undersöka om populationen förväntas förändras med avseende på hur stor andel av tillgängliga habitatfläckar som nyttjas av arten i genomsnitt över tid.

Generellt är populationsdynamiska modeller bäst lämpade för jämförande analyser, eftersom den absoluta populationsstorleken eller utdöenderisken inom en given tidsperiod oftast påverkas av många fler faktorer än de som varit utgångspunkt för en given modell (McCarthy et al. 2004). Givet att allt annat hanteras lika i modellen ger dock jämförelser mellan olika scenarier oftast en mycket rimlig bild av vilka effekter som kan förväntas uppstå till följd av specifika landskapsförändringar (Kindvall 2000; Brook 2000).

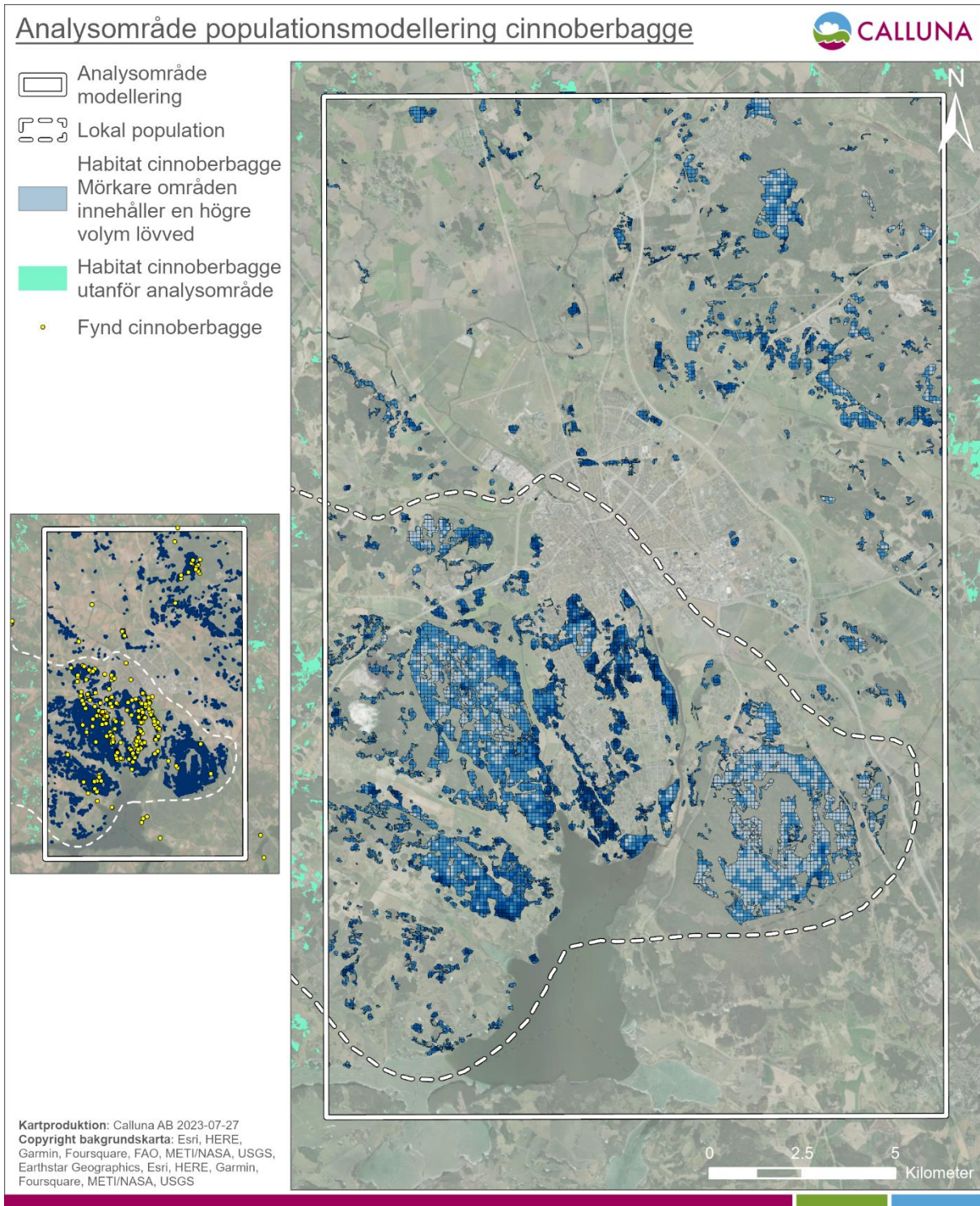
2.2 Anpassning av modellen till cinnoberbaggens lokala population

För att modellera cinnoberbaggens lokala population i Uppsala (Uppsalapopulationen) med hjälp av den valda modellen behövs en komplett kartbild över samtliga ytor med habitat som potentiellt kan nyttjas av arten. I detta fall nyttjades resultatet från en sedan tidigare genomförd habitatnätverksanalys för cinnoberbagge som täcker hela Uppsala kommun (Pihlgren 2020). De habitatfläckar som identifierats i den habitatnätverksanalysen skulle ha kunnat användas som ”patcher” i Hanskis ”Incidence function model” (1994), men i stället delades ytorna upp i mindre delar för att öka upplösningen. Detta gjordes genom att klippa upp habitatnätverkets ytor i rutor, med en maximal area om ett hektar (figur 1). Detta är ett tillvägagångssätt som rekommenderats av Ilkka Hanski (personligt meddelande) i de fall då systemet uppvisar en mycket stor variation i ytstorlekar, vilket visat sig kunna ge upphov till orimliga spridningsmönster i metapopulationsmodeller (Kindvall & Petersson 2000). Att dela in populationer rumsligt i rutor är också ett mer neutralt förhållningssätt, som rekommenderades av Thomas och Kunin (1999), för att undvika att behöva ta ställning till vilken typ av rumslig populationsstruktur en art har i ett givet landskap. Oftast kan strukturen, och därmed förutsättningarna för arters populationsdynamik, variera inom artens utbredningsområde, vilket kan leda till missvisande resultat då en modell används trots

felaktiga antaganden (Thomas och Kunin 1999). Den valda lösningen är också starkt motiverad av spårvägens och övrig utpekad exploaterings rumsliga skala. Genom att dela upp habitatfläckarna i hektarsrutor blev det också möjligt att nyansera populationsdynamiken inom de stora sammanhängande skogsområdena Nåsten och Lunsen. Begreppet ”hektarsrutor” kommer användas i rapporten för att beskriva habitatytor, vilka i modellen är definierade som rutor med en area på 1 ha.

För varje hektarruta habitat summerades volymen lövved genom att kombinera information om vedvolymen från Skogsstyrelsens öppna data med lövskogsklasserna i Nationella marktäckedata (NMD). Metodiken finns beskriven i en rapport om livsmiljöer för vitryggig hackspett (Kindvall 2020). Cinnoberbagge nyttjar huvudsakligen död lövved som föda och som skydd för både vuxna individer och larver. Den genomsnittliga mängden död ved förväntas vara starkt korrelerad till den totala mängden ved. Arten kan ibland även nyttja tallved, vilket observerats i de mer stadsnära trädbärande miljöerna i Uppsala, där anmärkningsvärt gamla och grova tallar förekommer. Tallveden i Nåsten och Lunsen bedöms dock vara alltför klen för att nyttjas i någon betydande omfattning varför endast lövved inkluderades i modellen.

Den totala lövvedsvolymen mätt i kubikmeter användes som kvalitetsmått (Q) på samtliga hektarsrutor. I Hanskis ursprungliga formulering av metapopulationsmodell (1994) användes ytans areal (A) som mått på dess kvalitet. Här prövades initialt både A och Q , men eftersom det volymbaserade kvalitetsmättet gav förutsägelser som i klart större utsträckning samvarierade med kända fynd av cinnoberbagge vid Uppsala blev valet att genomföra scenarioanalyserna baserat på Q .



Figur 1. Analysområdet för cinnoberbagge kring Uppsala. Fynd av cinnoberbagge nedladdade från Artdatabanken (analysisportal.se 2022-08-23). Modellens habitatfläckar är uppdelade i 12 188 gridrutor med en maximal areal på ett hektar (hektorsrutor). Varje hektarsruta har tilldelats ett kvalitetsmått Q som relaterar till förväntad mängd föda för cinnoberbaggen per gridruta. Av de modellerade rutorna ingår 8 558 stycken i det område som tillhör den lokala populationen av cinnoberbagge enligt tidigare genomförd habitatnätverksanalys (Pihlgren 2020). Att inte alla habitatfläckar som identifierats i Uppsalas avgränsade habitatnätverk för cinnoberbagge tagits med i analysen motiveras av både avsaknad av fynd och alltför låg habitatkvalitet. Analysområdets avgränsning baserades på tillgång på representativa fynd av cinnoberbagge för att optimera förutsättningarna för den statistiska analys som ligger till grund för modelleringen.

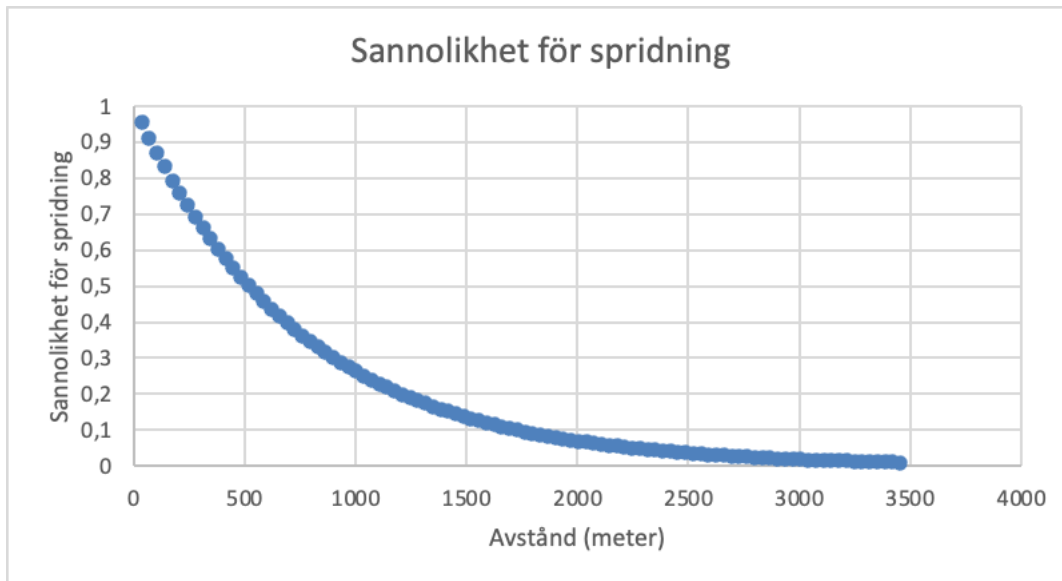
För modelleringen av cinnoberbagge nyttjades ett färdigt R-paket (ett kodpaket skrivet med kodspråket "R") för att både simulera cinnoberbaggens metapopulationsdynamik och för att skatta modellens olika parametrar. Tekniken beskrivs utförligt av Jari Oksanen (2004). För att skatta modellens parametrar valdes att anpassa modellen till befintliga observationsdata inom analysområdet (figur 1). För att minimera antalet parametrar som behövde bestämmas baserat på fynddata, valdes att sätta spridningsparametern (α) till ett värde hämtat från en helt oberoende polsk studie av cinnoberbagge (Belcik et al. 2019), vilket gör det möjligt att begränsa antalet alternativa parameterkombinationer. Teoretiskt sett bör detta ge en säkrare modell. De parametervärden som blev resultatet från passning till befintliga fynddata presenteras i tabell 1.

Tabell 1. Modellparametrar som användes vid simuleringarna av cinnoberbagge. I tabellen används samma parametersymboler som beskrivs av Hanski (1994). Passningen av kända fynddata med hjälp av det använda R-skriptet (Oksanen 2004) gav ett statistiskt signifikant samband mellan artens observerade förekomster och förekommande habitatytors kvalitet (Q) och spridningssamband (S). Modellens P-värde <0,001.

Parameter	Beskrivning	Beräknat värde	Kommentar
α	Modellens huvudsakliga spridningsparameter som är lika med $1/d$, där d är artens genomsnittliga förflyttningsavstånd mellan enskilda habitatfläckar.	1/750	Värdet togs från en polsk studie (Belcik et al. 2019).
y'	En parameter som reglerar hur beroende artens förmåga att kolonisera eller återkolonisera enskilda habitatfläckar är av ytans konnektivitet (S) i förhållande till övriga habitatfläckar.	227 415 300	
E	En parameter som styr nivån på den lokala utdöenderisken.	0,670	
X	En parameter som reglerar hur stor betydelse kvaliteten (Q) har för utdöenderisken på en enskild habitatfläck.	0,492	Värde indikerar att den lokala utdöenderisken är starkt kopplad till ytans kvalitet (Q).

Parametern (α) relaterar till en arts genomsnittliga spridningsförmåga med antagandet att sannolikheten för spridning mellan två separata habitatfläckar klingar av exponentiellt med ökat inbördes avstånd, vilket nästan alltid är fallet. Avståndet mellan undersökta habitatfläckar med förekomst av cinnoberbagge i den polska studien (Belcik et al. 2019) indikerar en medianspridning på 517 meter. För en negativt exponentiell funktion med ett medianvärde på 517 meter är spridningsparametern (α) = 0,00133 (figur 2). Detta värde innebär att cinnoberbaggens genomsnittliga spridningsavstånd uppgår till 750 meter ($=1/\alpha$).

Möjligen är spridningsfunktionen något underskattad med tanke på att de mest isolerade kända förekomsterna av cinnoberbagge norr om Uppsala är belägna mer än tre kilometer från närmsta belägna större kända förekomst. Enligt funktionen i figur 2 skulle sannolikheten att en individ av cinnoberbagge flyger så långt endast vara cirka 1%.



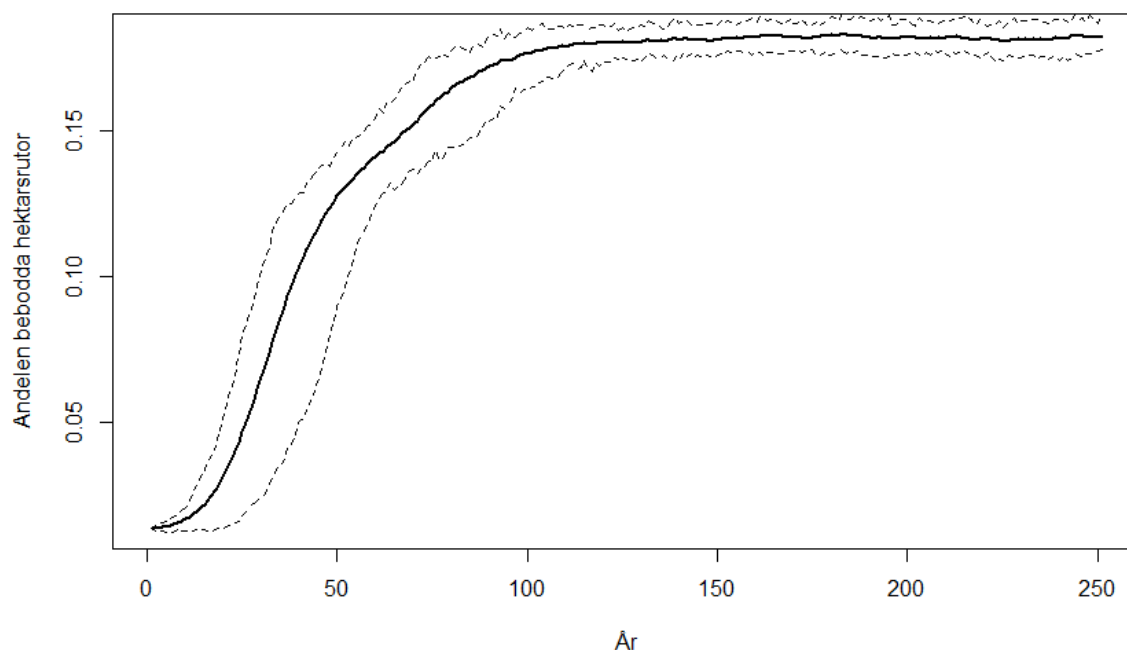
Figur 2. Förväntad spridningsfunktion för cinnoberbagge givet ett medianvärde på 517 m vilket ger en medeldistans på 750 m.

2.3 Simuleringar

Den beskrivna modellen simulerades med 50 replikat för varje undersökt scenario. Fler replikat behövs inte med den grad av variation som modellen uppvisar (figur 3). Simuleringarna startades från ett utgångsläge där ytor där arten påträffats antogs vara bebodda. Detta utgångsläge förväntas inte representera det faktiska jämviktsläget för metapopulationen eftersom endast en begränsad andel av fynden är så aktuella att det är möjligt att säkert anta att ytan fortfarande nyttjas och eftersom arten också rimligen kan vara förbisedd på flera håll i området. Därför kördes varje replikat i simuleringarna 250 tidssteg (år) framåt i tiden. Först efter drygt 100 tidssteg infann sig ett jämviktsläge som förmodligen ger en mer representativ genomsnittlig bild av cinnoberbaggens nuvarande förekomst i landskapet jämfört med de faktiska observationerna (figur 3). Baserat på denna insikt valde vi att göra alla jämförelser vid tidpunkten 250 år, då systemet garanterat uppnått ett jämviktsläge med avseende på andelen bebodda ytor. Detta ska inte misstolkas som att jämförelsen görs för en tidpunkt 250 år framåt i tiden utan jämförelserna gäller för nuvarande situation och för framtida tidpunkter då utpekad exploatering eller skyddsåtgärder genomförts.

I utvärderingen av planerade skyddsåtgärder genomfördes simuleringar som utgick från nulägets jämviktsläge för att kunna studera tidsmässiga förändringar i hur populationen av cinnoberbagge svarar på förändringarna. I dessa simuleringar slumpades utgångslägets förekomstvärden ut baserat på jämviktslägets beräknade sannolikhet för förekomst. Därefter simulerades dynamiken för 10 tidssteg för att nulägets jämviktsläge skulle infinna sig, innan de faktiska tidstegen för respektive scenario simulerades över kommande 50-årsperiod.

Separata omgångar med simuleringar av cinnoberbaggens population genomfördes ursprungligen (Kindvall et al. 2022) för tre olika scenarier inom hela utredningsområdet (figur 1). Här redovisas resultaten enbart för det område som den lokala populationen av cinnoberbagge anses nyttja. Vilken i denna rapport kallas Uppsalapopulationen. Detta innebär att områdena kring Storvreta, som med gott fog anses tillhöra en annan lokal population (Pihlgren et al. 2020), inte ingår i de resultat som redovisas i denna rapport.



Figur 3. Resultat från 50 replikat för nulägesscenariot som startats från ett utgångsläge där endast ytor där cinnoberbagge någon gång observerats antogs vara bebodda. Andelen hektarsrutor som är bebodda i genomsnitt ökade långsamt över tid jämfört med utgångsläget. Först efter 100 år framåt i tiden uppnåddes en jämvikt som förmodligen ger en mer rättvis bild av artens faktiska förekomst i landskapet givet de parametervärden som använts (tabell 1). Solid linje visar medelandel bebodda ytor och streckade linjer visar 95% konfidensintervall.

2.4 Simulerade scenarion

I denna rapport redovisas analysresultat från fem olika scenarier:

S0 – Nuläge

Scenario 0 beskriver dagens situation för cinnoberbagge inom förekomstområdet Uppsalas lokala population, den så kallade Uppsalapopulationen) med avseende på mängden tillgängliga habitatfläckar och vedvolym (figur 4).

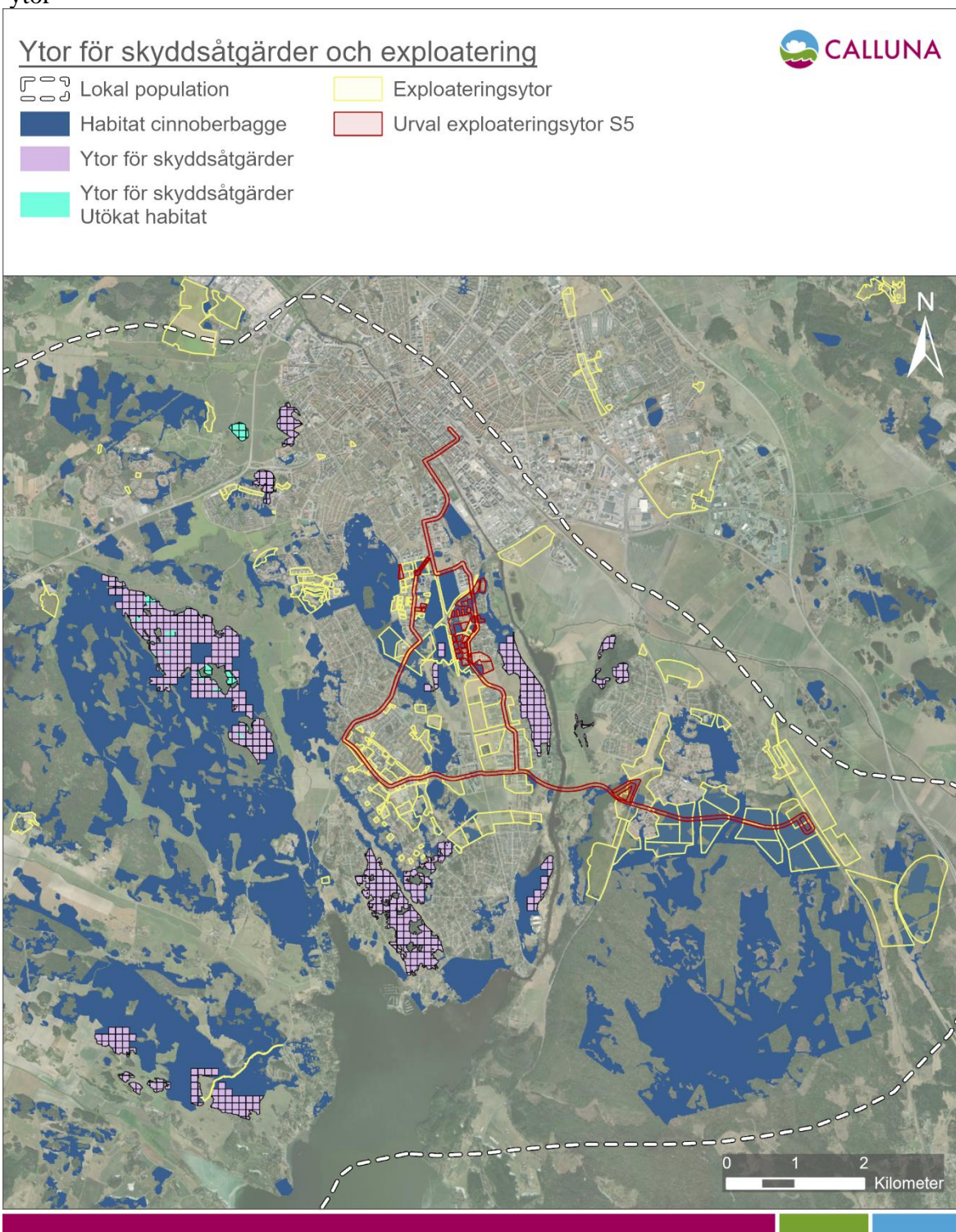
S1 – Framtidsscenario då Uppsala spårväg finns på plats

I framtidsscenario S1 antas allt habitat försvinna, habitat som nu förekommer inom en 50 meter bred korridor som sträcker sig utmed hela den planerade spårvägen. Ett antal hektarsrutor fick på så sätt något mindre areal och mindre total lövvedsvolym. Scenario 1 används för att undersöka vilken effekt Uppsala spårväg i sig enskilt kan förväntas få på berörd lokal population av cinnoberbagge.

S2 – Framtidsscenario då kommunens utpekade exploatering genomförts

I framtidsscenario S2 antas allt habitat försvinna, habitat som nu förekommer utmed Uppsala spårväg (som i S1) plus all utpekad exploatering som Uppsala kommun planerat att ta i anspråk (se figur 4).

ytor



Figur 4. Undersökta ytor för utpekad exploatering och ytor där kommunen skulle kunna genomföra skyddsåtgärder som syftar till att öka mängden lövved. I den senare kategorin finns både ytor som antagits vara habitat med varierande kvalitet redan i nuläget (lila färg) och ytor som inte utpekades i den sedan tidigare genomförda habitatnätverksanalysen men som redan i dagsläget har förhållandevis stora mängder lövved (turkos färg). Ytorna som föreslagits för skyddsåtgärder är ytor som kommunen har rådighet och som bedömts ha goda förutsättningar att utvecklas till funktionellt habitat om åtgärderna genomförs. Bland utpekad exploatering har de som ingår i framtidsscenario S5 särskilt markerats (rött).

S3 – Framtidsscenario där utpekad exploatering kombineras med skyddsåtgärder

I framtidsscenario S3 antas allt habitat försvinna på grund av utpekad exploatering såsom i S2, samtidigt som nytt habitat tillskapas eller avsevärt förbättrats inom sådana hektarsrutor som kommunen utpekats som lämpliga restaureringsytor (figur 4, ytor för skyddsåtgärder). Lövvedsvolymen (Q) höjdes i detta scenario till 100 m^3 på samtliga hektarsrutor där skyddsåtgärder i form av riktad skogsskötsel genomförts ($n=724$). Denna mängd lövved motsvarar genomsnittet per hektar för de ytor som nyttjas av cinnoberbagge vid jämvikt i nuläges scenariot (S0) och skulle därmed kunna anses vara en lämplig målbild för skötselinsatserna. Beroende på hur snabbt nya livsmiljöer kan bli funktionella, som en följd av riktade skyddsåtgärder, kan detta scenario förväntas infinna sig först om 20–30 år.

S4 – Framtidsscenario där skyddsåtgärder genomförs utan exploatering

Framtidsscenario S4 avser att undersöka potentialen för hur snabbt populationen av cinnoberbaggeskulle kunna tillväxa genom skyddsåtgärder som syftar till att uppväga habitatförlusterna i S2. I scenario 4 antas inte något habitat gå förlorat jämfört med nuläges scenariot. De skyddsåtgärder som undersöks i S4 består av riktad skogsskötsel för att öka mängden lövved inom utpekade hektarsrutor (se figur 4). Volymen lövved antas i analysen öka med $5 \text{ m}^3/\text{hektar}$ inom de ytor som sköts. Det valda värdet på tillväxt ligger strax under den genomsnittliga tillväxten i regionen enligt Riksskogstaxeringens sammanställningar (<https://skogsstatistik.slu.se/>).

S5 – Framtidsscenario då ett urval av utpekad exploatering genomförs i kombination med skyddsåtgärder

I framtidsscenario S5 genomförs skyddsåtgärder på samma sätt som i S4 samtidigt som ett urval (se figur 4) av utpekad exploatering utförs med byggstart under det tredje året efter skyddsåtgärder genomförande. Detta för att se om uppkomna habitatförluster uppvägs i tid. I modellen antas att all utpekad exploatering, dvs det urval av används i scenariot, påbörjas samtidigt.

2.5 Rangordning av enskilda ytor av utpekad exploatering

I den första modelleringsrapporten för cinnoberbagge (Kindvall et al. 2022) genomfördes en rangordning av samtliga då utpekad exploatering med avseende på deras relativa betydelse för artens framtida överlevnadsmöjligheter. Här används modellen för att i stället rangordna alla enskilda ytor av utpekad exploatering i förhållande till varandra. För att kunna rangordna ytorna beräknades först den totala mängden lövved som skulle kunna gå förlorad. Ju större mängd förlorade substrat desto större direkt påverkan förväntas på populationens framtida storlek.

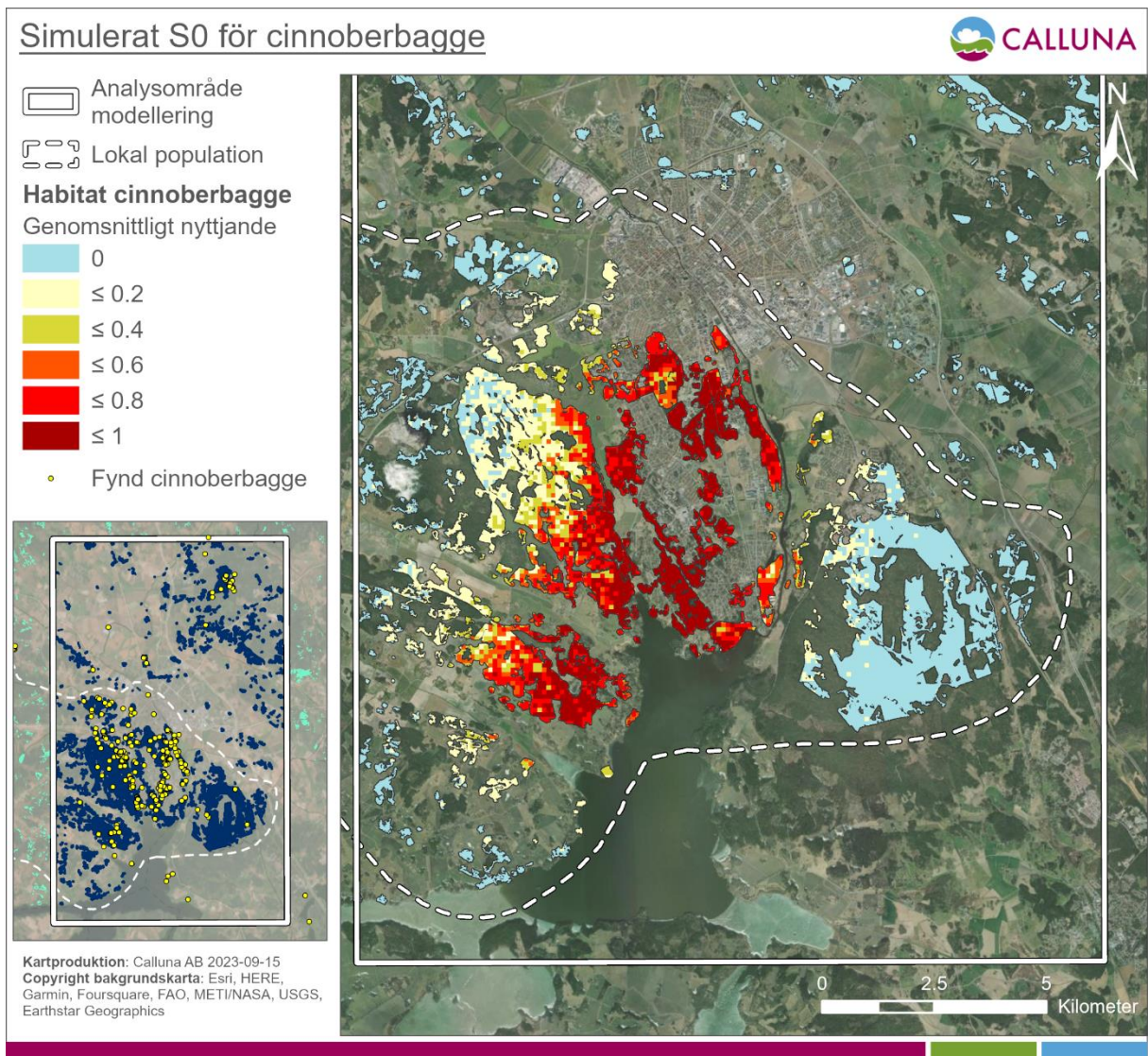
Förutom den direkta effekten av habitatförluster kan det förekomma indirekta effekter som bidrar till att populationen som helhet förväntas minska framöver genom att systemets konnektivitet försämras. För att undersöka de enskilda ytorna av utpekad exploatering och deras relativa bidrag till risken för indirekt påverkan på cinnoberbaggens population, genomfördes beräkningar av enskilda hektarrutors "metapopulation capacity", λ_M (Hanski & Ovaskainen 2000). λ_M ger ett mått på hur mycket en given habitatyta bidrar till systemet som helhet för att upprätthålla en stabil metapopulationsdynamik (Hanski & Ovaskainen 2003). Beräkningarna av λ_M genomfördes med hjälp av samma R-paket som användes för metapopulationssimuleringarna (Oksanen 2004). För varje yta utpekad exploatering beräknades λ_M som summan av ingående habitats bidrag till överlevnaden för metapopulationen som helhet. Ju högre detta värde är desto allvarligare kan konsekvenserna förväntas bli av att förlora utpekad exploaterings nuvarande mängd habitat för cinnoberbaggen i Uppsala, med avseende på den indirekta effekten av habitatförlusten på den kvarvarande populationens storlek och överlevnadschanser. I den slutliga rangordningen av ytor av utpekad exploatering sammanvägdes både den direkta och den indirekta effekten av

habitatförlusten. Detta gjordes genom att sortera utpekade exploateringar i första hand utifrån vedvolym och därefter utifrån λ_M .

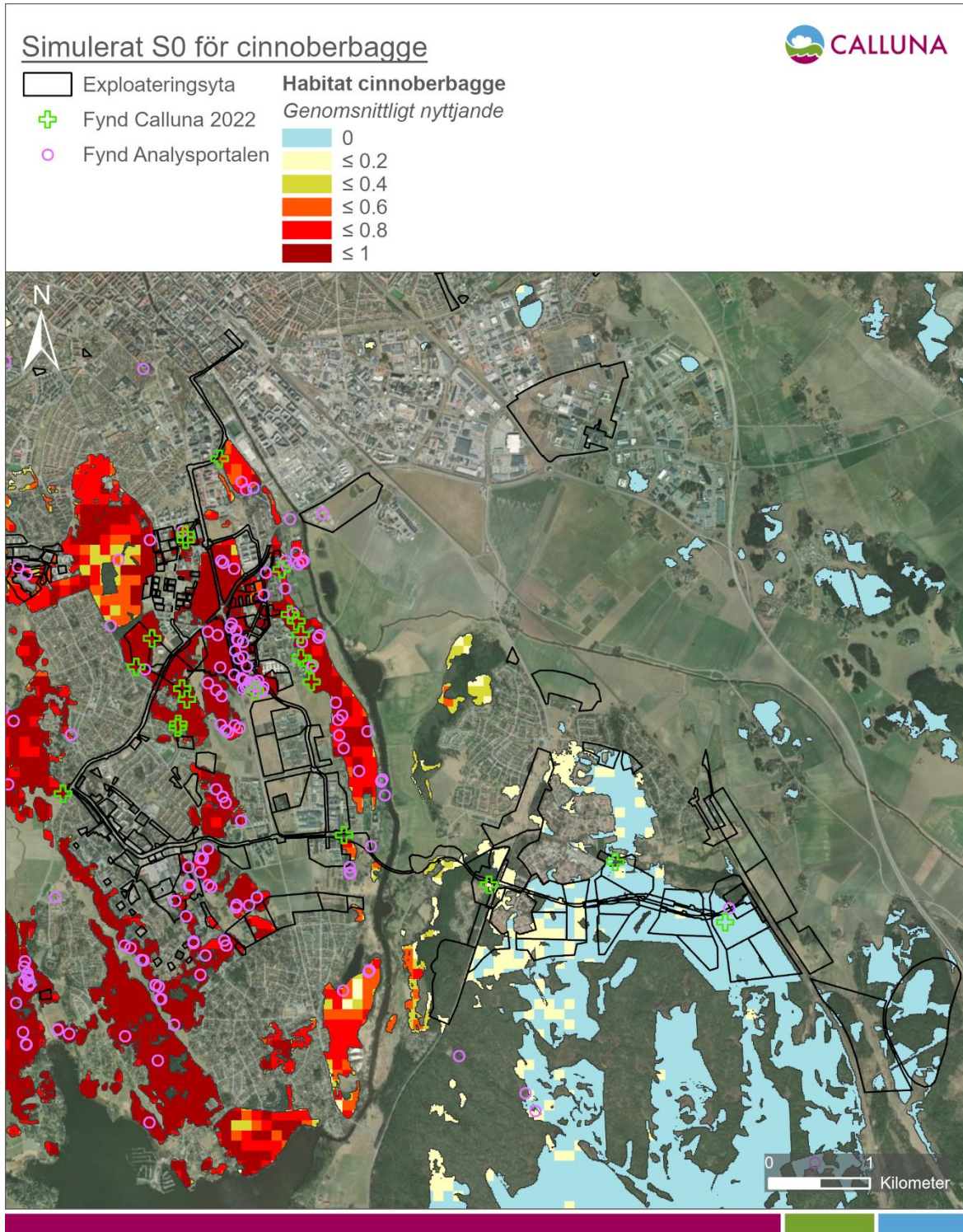
3 Resultat av scenarioanalyser

3.1 Nuläge för cinnoberbagge (S0)

Simuleringarna av cinnoberbaggens populationsdynamik visar tydligt att arten förekommer mycket oftare inom vissa hektarsrutor (habitat) jämfört med andra (figur 5). Detta beror till stor del på att modellen tagit hänsyn till den rumsliga variationen i förväntad mängd lämpligt substrat för arten i form av död lövved. Men det utbredningsmönster som förutspås i nuläges scenariot orsakas också av modellens inneboende mekanism, som gör att spridnings sambanden får stor inverkan på sannolikheten att en viss hektarsruta är bebodd. Ytor som ligger förhållandevis nära andra ytor med bra kvalitet kommer enligt modellen att nyttjas i större utsträckning av cinnoberbagge jämfört med mer isolerade ytor, något som tydligt märks i den simulerade kartbilden (figur 5).

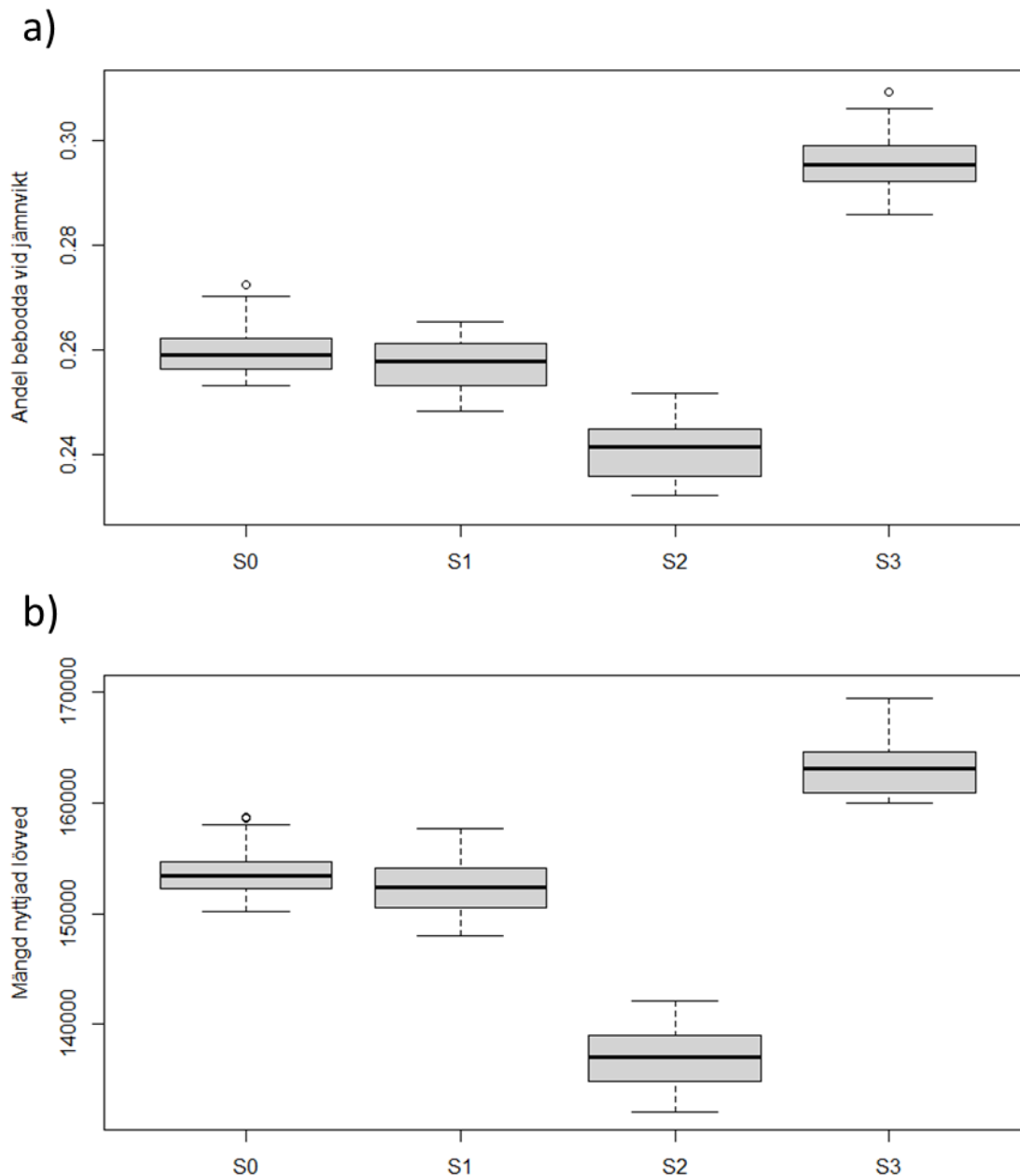


Figur 5. Beräknad sannolikhet för att enskilda hektarsrutor (habitat) nyttjas av cinnoberbagge i nulägesscenariot (S0). Här visas resultatet inzoomat på Uppsalapopulationens förekomststråde. Fynd av cinnoberbagge nedladdade från Artdatabanken (analysisportal.se 2022-08-23).



Figur 6. Beräknad sannolikhet för att enskilda hektarsrutor (habitat) nyttjas av cinnoberbagge i nulägesscenariot (S0). Här visas resultatet tillsammans med sedan tidigare kända fynd (nedladdade från analysisportal.se 2022-08-23) och fynd gjorda under Callunas inventering (Schäpers 2022).

Med dagens fördelning av lövvedsrika miljöer inom Uppsalapopulationens habitatnätverk förväntas cinnoberbaggen ha bäst förutsättningar att klara sig i förekomstområdets mer centrala delar (figur 5). Samtidigt tycks stora delar av både Nåsten och Lunsen sakna tillräckligt goda förutsättningar för att i dagsläget kunna nyttjas regelbundet. Denna bild av cinnoberbaggens utbredningsmönster, som den använda modellen genererar utifrån nuläggsscenarioet, överensstämmer i stora drag mycket väl med kända fynduppgifter (figur 5–6).



Figur 7. Jämförelse mellan fyra undersökta scenarier för cinnoberbagge med avseende på genomsnittlig andel bebodda hektarsrutor (a) och summa lövved (antal m³) i de hektarsrutor som i genomsnitt nyttjas av arten (b). Diagrammen visar medianvärden och variation vid jämvikt beräknat från 50 replikat per scenario: (S0 = nuläge; S1 = endast Uppsala spårväg; S2 = Kombination av all utpekad exploatering + Uppsala spårväg; S3 = All utpekad exploatering inklusive Uppsala spårväg + nyskapat habitat). Variationen mellan replikat är anmärkningsvärt låg överlag, vilket beror på modellens konstruktion. En betydligt större variation skulle uppnås genom att bygga in en regional stokasticitet i modellen. Regional stokasticitet är ett fenomen som uppstår exempelvis på grund av att

slumpvist varierande väderleksförhållanden samvarierar över mer eller mindre stora geografiska områden. Denna samvariation skapar i sin tur skapar en synkroni i populationens dynamik vilket leder till större fluktuationer och utdöenderisker än vad som blir fallet om fluktuationerna sker asykront i olika delar av förekomstområdet (Hanski 1991).

Resultatet från simuleringarna av cinnoberbaggens populationsdynamik i Uppsala (Uppsalapopulationen) visar att arten i nuläget nyttjar ca 26% av det habitat som finns tillgängligt i genomsnitt (figur 7a). Det är en mycket låg andel om man jämför med andra arter som studerats (Kindvall och Ahlén 1992, Hanski 1999). Samtidigt är det en betydligt större andel än vad registrerade fynd indikerar. Cinnoberbagge har observerats i endast 1,4% av de simulerade hektarsrutorna. Av de 409 hektarsrutor (habitat) som genomletades under Callunas fältinventering (Schäpers 2022) påträffades cinnoberbagge i 20 hektarsrutor, vilket ger en observerad beboendegrad på 4,9 %. Detta kan delvis förklaras av att det är svårt att söka efter cinnoberbaggens larver utan att förstöra substratet de lever i och att det är generellt svårt att hitta arten även för artexperter.

Att modellen förutspår en mycket större andel hektarsrutor som är bebodda av cinnoberbagge än vad som observerats tidigare, tyder på att det finns ett stort mörkertal. Samtidigt är det viktigt att inte se det simulerade värdet som en absolut sanning. Det faktiska medelvärdet kan förväntas vara både betydligt högre och betydligt lägre än modellens genomsnitt. I verkligheten förväntas dessutom andelen bebodda ytor variera mycket kraftigare än vad den undersökta modellen gör (figur 7).

Varför stora delar av habitatnätverkets yta inte nyttjas men ändå är nödvändigt för Uppsalapopulationen beror bland annat på att cinnoberbaggens larver lever på ett substrat som inte förekommer kontinuerligt i landskapet över tid på samma plats. Arten är anpassad till ett substrat vars förekomst varierar i tid och rum och arten kommer därför inte att kunna överleva varje år på samma plats i landskapet. Substratets kvalitet och kvantitet påverkar möjligheten för cinnoberbaggen att leva kvar på en och samma plats år från år. Men för ett givet år kommer bara en begränsad andel av tillgängliga habitatytorna fungera för den lokala populationen av cinnoberbagge men samtliga ytor i habitatnätverket behövs för att upprätthålla den populationsstorlek som cinnoberbaggen i genomsnitt har i Uppsalaområdet.

3.2 Framtidsscenario S1 med enbart spårvägens effekter på cinnoberbagge

En jämförelse mellan simulerat nulägesscenario (S0) och ett scenario där allt habitat beräknats ha försvunnit när hela den planerade spårvägen är på plats (S1), visar att andelen hektarsrutor (habitat) som förväntas vara bebodda sjunker från 26,0% till 25,7% (figur 7a). Den totala lövvolymen som finns på de ytor som cinnoberbagge nyttjar i genomsnitt vid jämviktsläge, förväntas vara ett gott mått på systemets bärförmåga. Jämför man detta mått för S1 med S0 (figur 7b) handlar det om en minskning på 0,8% enligt simuleringarna. Denna minskning får betraktas som försumbar och helt inom felmarginalen. Spårvägen i sig förväntas således inte ge någon mätbar effekt på cinnoberbaggens populationsdynamik i Uppsalapopulationen.

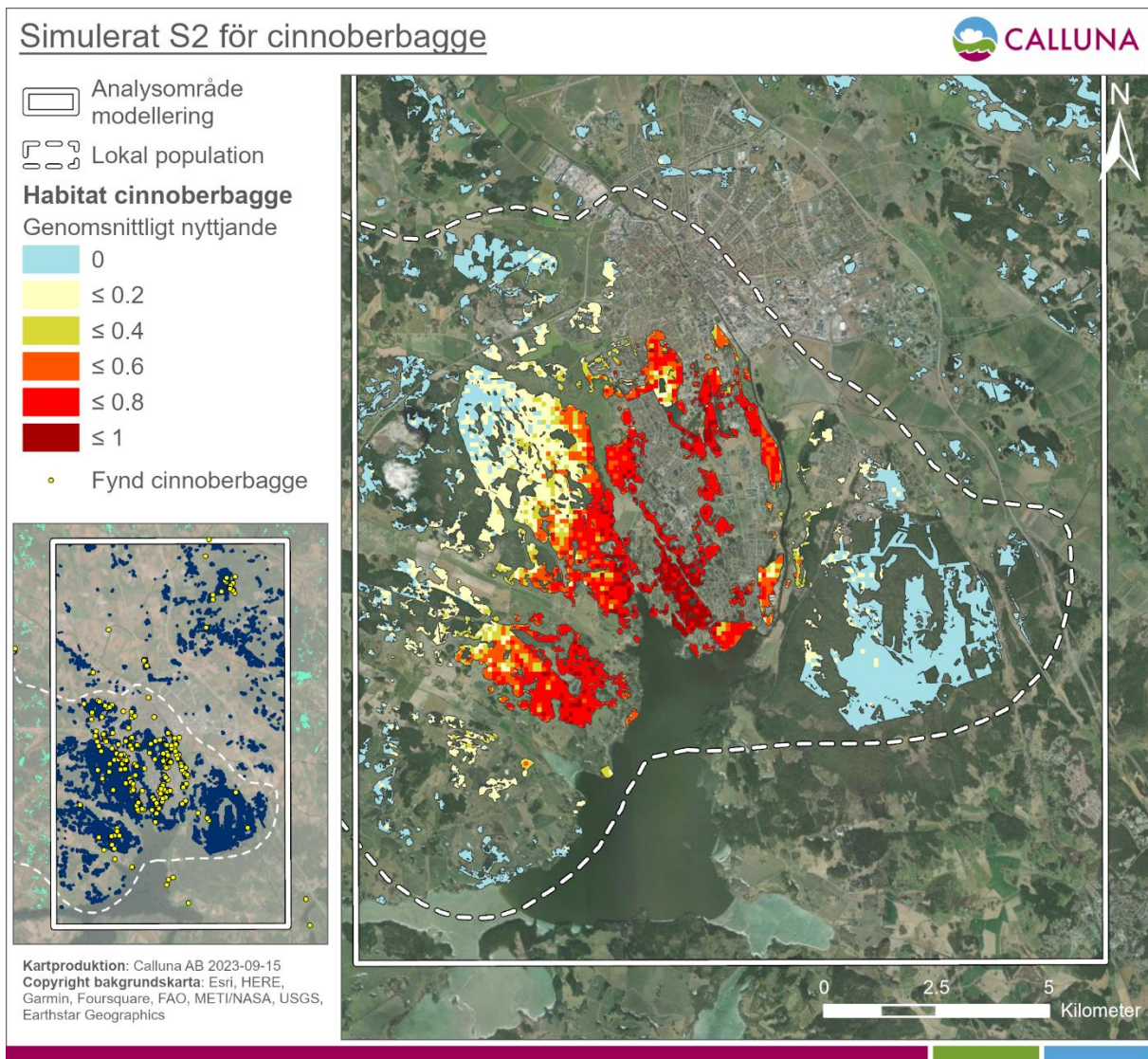
Även om storleken på Uppsalapopulationen av cinnoberbagge inte förväntas minska till följd av att spårvägen anläggs, så som föreslagits, finns det några punkter utmed sträckningen där mängden habitat minskar på hektarsrutenivå. Vid dessa platser påverkas artens förutsättningar att reproducera sig men överlag bör dessa förluster av substrat enkelt kunna uppvägas genom riktade skyddsåtgärder i angränsande områden. Sammanlagt riskerar 20 ha habitat för cinnoberbagge att försvinna. I simuleringsresultatet från S1 syns inga signifikanta rumsliga

effekter på cinnoberbaggens förekomst i Uppsala. Kartbilden över artens förväntade framtida utbredningsmönster är således identisk med den för nuläges scenariot (figur 5–6).

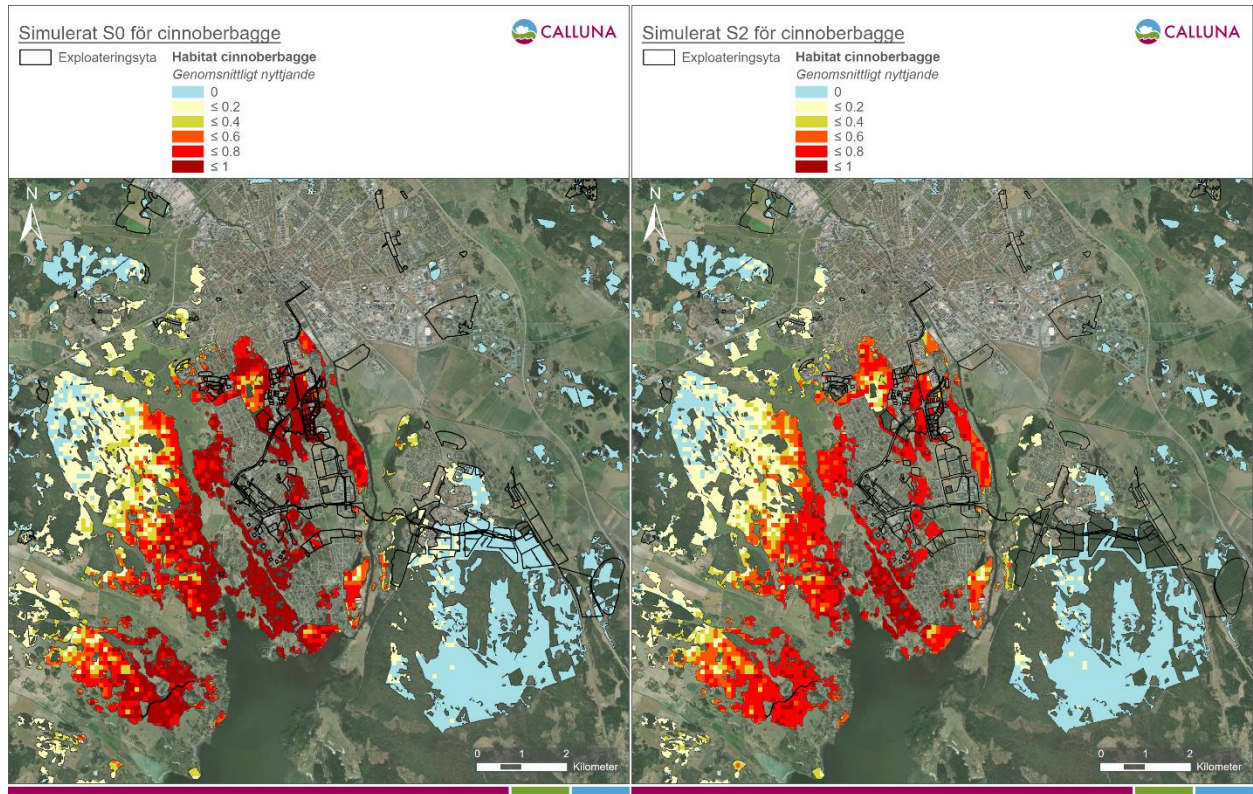
3.3 Framtidsscenario då all utpekad exploatering genomförts (S2)

Jämförelsen av nuläges scenariot (S0) med det scenario som beskriver situationen då all utpekad exploatering, inklusive Uppsala spårväg, tagits i anspråk (S2), visar att andelen hektarsrutor som förväntas vara bebodda sjunker från 26,0% till 21,3% (figur 7a). Det är en minskning på 18,1% vilket är en högst märkbar förändring av cinnoberbaggens förekomst i Uppsala. Den sammanlagda mängden lövved som förekommer på de hektarsrutor som cinnoberbaggen tycks kunna nyttja förväntas minska från nuvarande 153 638 m³ till 120 920 m³ i genomsnitt, vilket är en minskning på 21,3% (figur 7b). Det kan inte uteslutas att så stora minskningar i andel bebodda hektarsrutor och skattad bärformåga också skulle kunna innebära en förhöjd utdöenderisk.

Om samtlig utpekad exploatering inklusive spårvägsprojektet genomförs uppstår sammanlagt stora förluster av cinnoberbaggens habitat (252 ha). Habitatförluster som också medför klart försämrade spridningssamband för cinnoberbagge på flera håll i Uppsalaområdets centralare delar. Detta i sin tur ger upphov till märkbart lägre sannolikhet för förekomst av cinnoberbagge över tid i kvarvarande habitatfläckar (figur 8–9). Skillnaderna mellan S0 och S2 är störst i förekomstområdets mer centrala delar. I mer perifera delar, där sannolikheten för förekomst också i nuläges scenariot förutspås vara låg, uppstår inga skillnader i sannolikheten för att en viss hektarsruta nyttjas över tid (occupancy).



Figur 8. Beräknad sannolikhet för att enskilda hektarsrutor nyttjas av cinnoberbagge i framtidsscenario S2 där all utpekad exploatering är genomförda. Här visas resultatet inzoomat på Uppsalapopulationens förekomstområde. I detta scenario antas allt habitat försvunnit, habitat som idag förekommer inom korridoren för Uppsala spårväg inklusive inom all utpekad exploatering. Utpekad exploatering skapar en hel del luckor i habitatnätverket för cinnoberbagge jämfört med nuläggsscenarioet och sannolikheten för att cinnoberbaggen nyttjar kvarvarande habitat minskar jämfört med nuläggsscenarioet.



Figur 9. Jämförelse mellan simuleringsresultat från scenario S0 (t.v.) och S2 (t.h.). Märkbare skillnader i sannolikheten för att en viss hektarsruta är bebodd framträder över stora delar av förekomstområdets centrala delar där arten i dagläget har förhållandevis goda möjligheter att fortleva. I kringliggande områden där förekomst av cinnoberbagge överlag förutspås vara betydligt lägre, förväntas ingen betydande förändring.

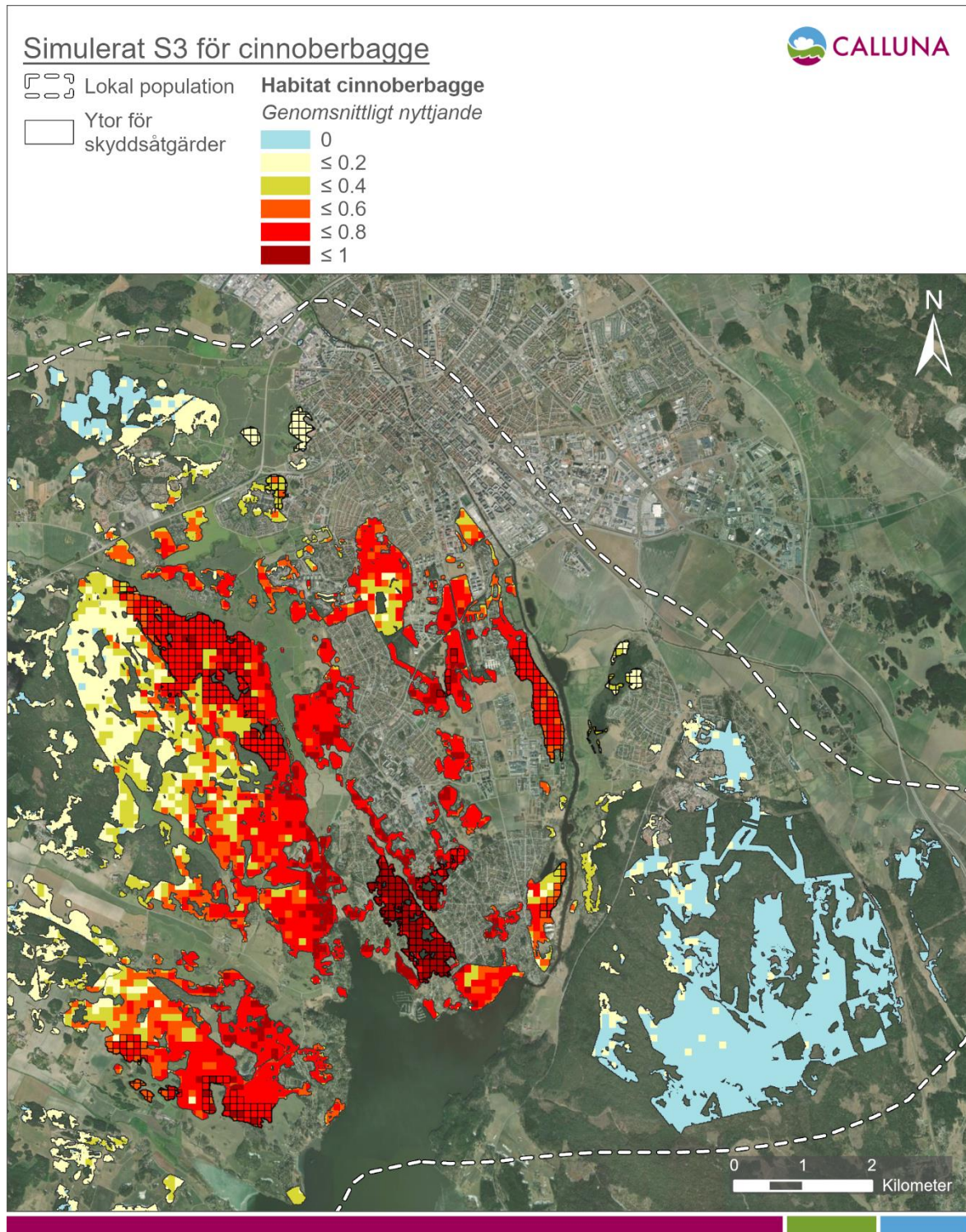
3.4 Framtidsscenarioet där utpekad exploatering kombineras med skyddsåtgärder (S3)

Om riktade skyddsåtgärder genomförs inom samtliga hektarsrutor ($n=724$) som Uppsala kommun har rådighet över, förväntas populationen av cinnoberbagge på sikt kunna öka markant, även om all utpekad exploatering genomförs (figur 7). Andelen bebodda ytor skulle enligt simuleringarna kunna bli 14,0% högre i framtiden när populationen nått sitt nya jämviktsläge, cirka 20–30 år efter det att förändringarna skett. Den sammanlagda vedvolymen på de ytor som då nyttjas förväntas öka med 6,4% vilket indikerar en motsvarande populationsökning jämför med dagens situation.

Totalt skulle, med riktade skyddsåtgärder, 424 hektar nytt eller förbättrat habitat tillkomma samtidigt som 252 hektar försvinner. Volymen lövved antas då behövt öka från dagens nivåer till åtminstone 100 m^3 per hektar habitat på de restaurerade och nyskapade ytorna. Med en årlig tillväxt av mängden lövved på skötta ytor på cirka 5 m^3 per hektar och år, skulle scenario 3 kunna infinna sig om 20–30 år. Även om denna tidpunkt ligger i en något avlägsen framtid, visar simuleringarna att det teoretiskt finns en möjlighet att exploatera betydligt fler områden i Uppsala framöver, jämfört med vad som är möjligt i dagens situation utan att försämra cinnoberbaggens bevarandestatus. Möjligheterna att exploatera berörda marker förutsätter att de föreslagna skyddsåtgärderna genomförs och arbetet med att förbättra miljöerna snarast påbörjas.

En jämförelse mellan den rumsliga fördelningen av bebodda hektarsrutor i framtidsscenarioet S3 (figur 10) med nuläggsscenarioet S0 (figur 5) visar en kraftig utvidgning framför allt

västerut i Nåsten. Jämförelsen visar också att det inte är alla ytor som föreslagits för skyddsåtgärder där ökningen av mängden död lövved ger någon större effekt på cinnoberbaggens framtida förekomst. Åtgärderna ser ut att ge mycket bättre effekt på cinnoberbaggens populationsutveckling på ytor som ligger relativt sett mindre isolerat från övriga habitatfläckar.

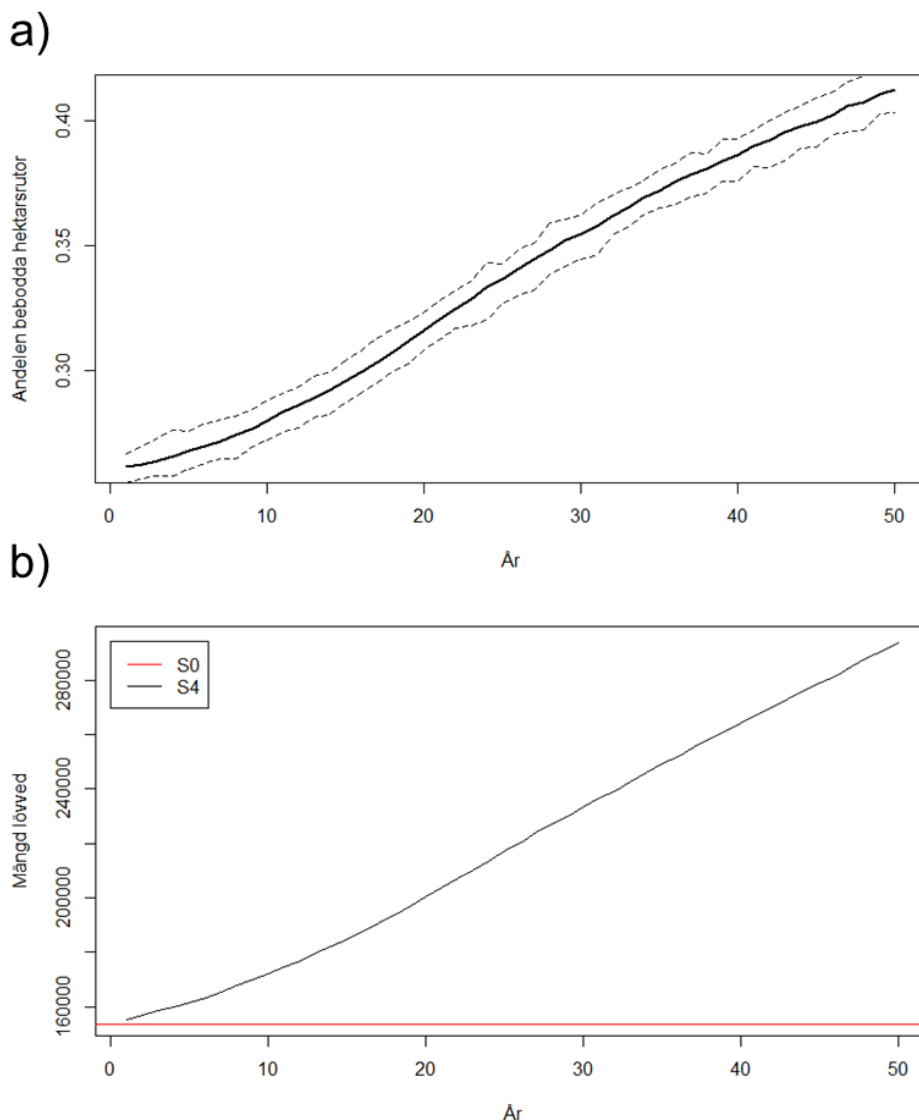


Figur 10. Beräknad sannolikhet för att enskilda hektarsrutor nyttjas av cinnoberbagge i framtidsscenario S3. I detta scenario har allt habitat inom korridoren för Uppsala spårväg inklusive all utpekad exploatering tagits bort

samtidigt som habitat tillskapats eller förbättrats inom hektarsrutor som utpekats för riktade skyddsåtgärder. Kartan kan jämföras med nulägesscenariot (se figur 5).

3.5 Hur snabbt kan populationen öka genom riktade åtgärder (S4)?

Framtidsscenariot S3, med både skyddsåtgärder och utpekad exploatering som visas i figur 7, förväntas infinna sig först i en relativt avlägsen framtid. För att se hur snabbt cinnoberbaggen skulle kunna svara populationsdynamiskt, om man genomför riktade skyddsåtgärder på de grönytor som Uppsala kommun har rådighet över, genomfördes simuleringar av ett scenario där andelen lövved ökades med 5 m^3 per hektar habitat och år genom anpassad skogsskötsel. Med kunskap från ett sådant scenario kan en bedömning göras vid vilken tidpunkt en given utpekad exploatering blir möjlig att genomföra.

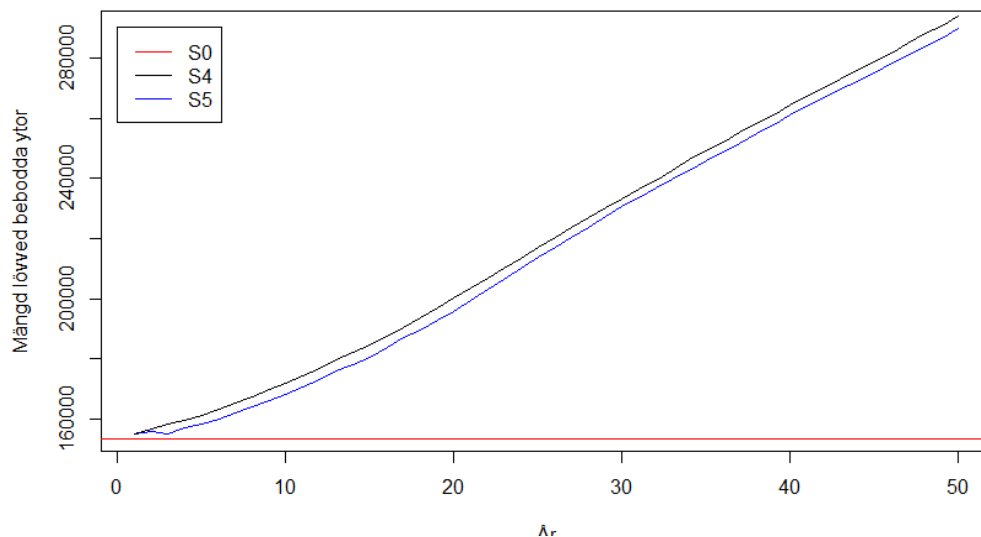


Figur 11. Simulerad populationsutveckling för cinnoberbagge 50 år framåt i tiden med start från nulägesscenarioets jämviktsläge. Ökningen i andelen bebodda hektarsrutor (a) uppstår i det simulerade scenariot (S4) förutsatt att planerade skyddsåtgärder genomförs enligt plan samtidigt som ingen exploatering sker. I den nedre grafen (b) kan ökningen i den förväntade bärformågan för cinnoberbaggen (S4) jämföras med dagens bärformåga (S0) som här uttrycks i form av mängd lövved (m^3) som förekommer på de ytor som arten nyttjar över tid.

Simuleringsresultaten från scenario S4 visar att populationen av cinnoberbagge borde kunna ha goda möjligheter att öka om skyddsåtgärder genomförs. Den totala mängden lövved som förekommer på ytor som förväntas kunna nyttjas av cinnoberbagge ser ut att öka praktiskt taget linjärt inom de 50 närmsta åren förutsatt att skyddsåtgärder genomförs utan fortsatt exploatering (figur 11). Jämfört med nuläget (S0) förväntas populationen kunna öka – från dagens förväntade värde på andelen bebodda hektarsrutor – från 26% till 41% på 50 år, vilket innebär en ökning på drygt 50%. Den totala mängden lövved ska ses som ett indirekt mått på en förväntad populationsstorlek eftersom totalvolymen lövved påverkar sannolikheten för att nya lämpliga substrat för cinnoberbaggens larver kontinuerligt skapas.

3.6 När kan utpekad exploatering genomföras om skyddsåtgärder vidtas (S5)?

Det urval av utpekad exploatering som Uppsala kommun har prioriterat i ett första skede (se bilaga 2) skulle kunna påbörjas under det tredje året efter skyddsåtgärdernas genomförande inom utpekade områden för riktad skogsskötsel. Detta trots att planerna förväntas ta 34,9 hektar livsmiljö för cinnoberbagge, motsvarande 2406 m³ lövved, i anspråk, något som framgår av scenariorjämförelserna i figur 12.



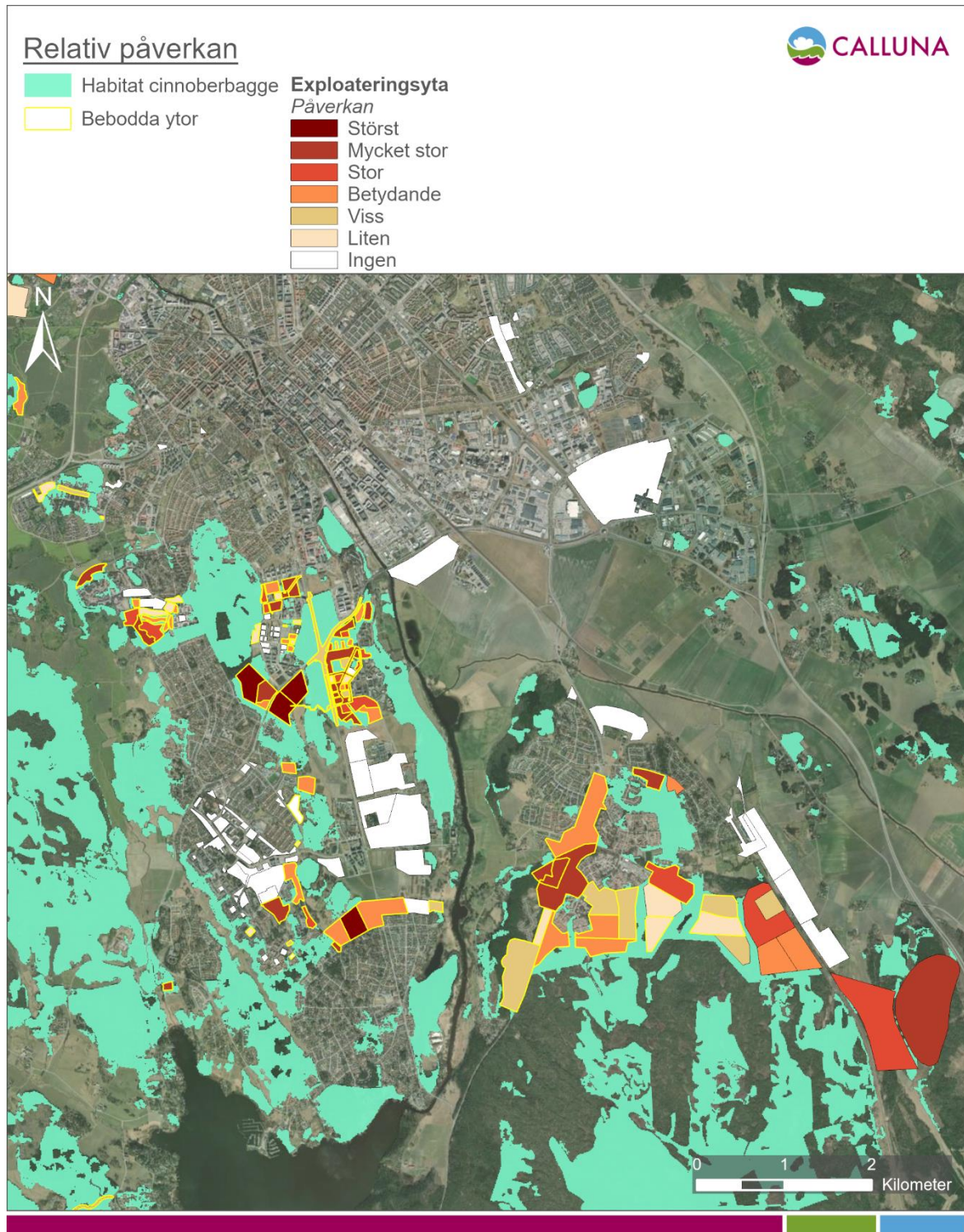
Figur 12. Simulerad populationsutveckling för tre olika framtids scenarier (S0, S4 och S5). Scenariot där exploateringen av ett urval av de närmast utpekade av Uppsala kommuns exploateringar tillåts ske tre år efter det att skyddsåtgärderna på föreslagna ytor genomförts (S5), visar på en högre mängd nyttjad lövved jämfört med nuläggesscenariot (S0) på grund av skogsskötsel som avsiktligt gynnar lövvolymen. För scenario S0 där inga skyddsåtgärder görs, antas att ingen lövtillväxt sker. I praktiken förväntas snarare lövvolymen minska över tid utan skötsel eftersom barrskog tar över allt eftersom.

3.7 Enskilda ytor av utpekad exploatering och dess relativa påverkan på cinnoberbagge

Genom att beräkna hektarsrutornas relativa bidrag till metapopulationens kapacitet, som anses vara ett mycket lämpligt mått för att kunna prioritera åtgärder för artbevarande (Hanski & Ovaskainen 2000, Hanski & Ovaskainen 2003) och mängden förlorat habitat, har påverkan på cinnoberbagge i Uppsala (Uppsalapopulationen) från enskilda ytor av utpekad exploatering rangordnats (figur 13). Många av ytorna av utpekad exploatering förväntas inte medföra någon påverkan på cinnoberbaggens framtida förekomst. Inom de arealmässigt största ytorna

av utpekad exploatering bör det dessutom finnas goda möjligheter att exploatera utan att ta habitat i anspråk.

Ytorna av utpekad exploatering och dess inbördes rangordning kan utläsas i det geodata som tagits fram (se bilaga 1) men finns också redovisat i tabellform för det urval av utpekad exploatering som ingår i scenario 5 (se bilaga 2).



Figur 13. Karta över ytor av utpekad exploatering som undersökts med avseende på relativ effekt på cinnoberbagge i Uppsala om exploatering genomförs. Ytorna är här klassade utifrån relativ förväntad påverkan på cinnoberbagge där både den direkta habitatförlusten och den indirekta påverkan på spridningssambanden som

habitatförlusten medför beaktats. Ju högre värde desto större skada förväntas en förlust av habitatet medföra på cinnoberbaggens överlevnad i Uppsala. Jämförelserna mellan ytorna kompliceras av att de är olika stora. Den sammantagna effekten av att exploatera samtliga små ytor vid Ulleråker förväntas bli betydligt större jämfört med exploatering av de större ytorna SV och SO om Sävja.

4 Diskussion

4.1 Avgränsning av cinnoberbaggens lokala population

Att avgränsa populationer är en fråga om skala och tidsperiod. I samband med att den senaste rödlistan togs fram gjordes ingen skattning av storleken på den svenska populationen av cinnoberbagge. Däremot går det att konstatera att artens svenska förekomst förmodligen är begränsad till Uppland då arten inte återfunnits på andra håll sedan millennieskiftet (SLU, Artdatabanken 2022).



Figur 14. Resultat från Ekologigruppens habitatnätverksanalys för cinnoberbagge (Pihlgren et al. 2020). Analysen visar att cinnoberbaggens lokala population i Uppsala (Uppsalapopulationen) hänger samman tämligen väl redan vid ett maximalt spridningsavstånd på 1000 m samtidigt som förekomstområdet tycks vara isolerat från andra förekommande nätverk i Uppland. I kartbilden visas även alla kända tidigare fynd av cinnoberbagge nedladdade från analysisportal.se 2022-08-23.

Den uppländska populationen av cinnoberbagge är i sin tur klart rumsligt strukturerad. I den sedan tidigare genomförda habitatnätverksanalysen (Pihlgren et al. 2020) hänger i princip alla förekommande habitatfläckar kring Uppsala samman rent spridningsmässigt inom ett förhållandevis stort område som omfattar stora delar av Uppsala tätort och kringliggande skogsområden (figur 14). Detta område ser dock ut att vara helt isolerat från andra förekomster av arten i Uppland enligt habitatnätverksanalysens resultat som bygger på ett antagande om att arten maximalt sprider sig 1000 meter från närmsta habitatfläck. Av

habitatnätverksanalysen framgår att Uppsalapopulationen är spridningsmässigt separerad från populationen vid Storvreta (figur 14).

Den metapopulationsmodell som analyserats i denna studie visar mycket tydligt att cinnoberbaggen inte förväntas kunna nyttja allt habitat som identifierats i den tidigare genomförda habitatnätverksanalysen (figur 5), vilken inte stämmer fullt lika bra med observerade mönster av cinnoberbagge som den nu analyserade populationsmodellen (figur 14). Huvudorsaken till detta är att habitatkvaliteten, vilken bör vara starkt korrelerad med tillgången på död lövved som i sin tur är starkt beroende av den totala lövvedsvolymen som i modellen används som mått på habitatkvalitet (figur 1), varierar kraftigt inom de utpekade habitatytorna. Om hänsyn tas till både kvalitetsskillnader och landskapets konnektivitet, såsom metapopulationsmodellen gör, blir det uppenbart att allt teoretiskt tillgängligt habitat inte är funktionellt tillgängligt i dagsläget. Den lokala populationen av cinnoberbagge, Uppsalapopulationen tycks således vara mer isolerad och mer begränsad än vad som framgår av den tidigare gjorda habitatnätverksanalysen.

Sammanfattningsvis råder det ingen tvekan om att förekomsten av cinnoberbagge i Uppsala utgör en välavgränsad lokal population som inte har någon större koppling demografiskt med övriga delpopulationer i Uppland. Vilket betyder att livskraften av cinnoberbagge i Uppsalapopulationen endast kan balanseras av nya individer av arten inom den avgränsade Uppsalapopulationen. Därmed inte sagt att det kan förekomma ett visst genflöde till och från övriga förekomster sett över en längre tidsperiod.

4.2 Nuvarande bevarandestatus för cinnoberbagge

Cinnoberbagge har en klart begränsad utbredning i Sverige och en minskning av populationen i Sverige pågår och förväntas fortsatt ske. Arten uppfyller B-kriteriet för Starkt hotad (EN) i den svenska rödlistan (SLU, Artdatabanken 2020). B-kriteriet uppfylls av cinnoberbaggen eftersom dess förekomstarea och utbredningsområde är förhållandevis litet och eftersom artens förekomst är fragmenterad och fortsatt förväntas minska. Cinnoberbaggens bevarandestatus är dålig i boreal region där den svenska populationen förekommer (European Environmental Agency 2019). Med utgångspunkt från bedömningen av artens nationella status är det rimligt att förutsätta att även artens bevarandestatus lokalt i Uppsala är dålig.

Simuleringarna av nuläges scenariot som genomförts för cinnoberbaggens population i Uppsala visade däremot inte på någon mätbar risk för utdöende. Detta ska dock inte ses som något bevis på att populationen är livskraftig. Skälet till detta är att alla faktorer som förväntas påverka artens överlevnadschanser inte beaktats i modellen. Det finns en lång rad faktorer som behöver byggas in i modellen för att den ska kunna ge en mer realistisk prognos av utdöenderisken. En av dessa faktorer brukar benämnas regional stokasticitet (Hanski 2008), vilket i princip förväntas påverka alla insektspopulationer eftersom dessa till stor del påverkas av variationer i väderleksförhållanden mellan år. Eftersom väderleksförhållanden ofta är rumsligt korrelerade över mer eller mindre stora regioner, blir populationsdynamiken hos många organismer mer eller mindre synkroniserade mellan delområden. I den metapopulationsmodell som Calluna nu använt sig av uppstår ingen sådan synkroni vilket gör systemet mycket stabilt givet den förhållandevis stora mängden habitat som förekommer i Uppsala med omnejd. Med en viss grad av synkroni i modellen skulle risken för utdöende i systemet som helhet öka eftersom de lokala utdöendena som sker återkommande på enskilda hektarsrutor då skulle tendera att ske samtidigt i högre grad. När samtida utdöenden drabbar större sammanhängande områden minskar konnektiviteten drastiskt vilket kan leda till en

negativ spiral som rätt snabbt leder till att även stora populationer dör ut (Hanski 1991). Med ökad regional stokasticitet förväntas samtidigt skillnaderna mellan de olika scenarierna minska vilket skulle gjort det svårare att värdera den påverkan som utpekad exploatering i sig kan förväntas få på artens bevarandestatus.

Sammanfattningsvis bör utgångspunkten vara att cinnoberbaggens lokala bevarandestatus i Uppsala (Uppsalapopulationen) är dålig och att artens överlevnadsmöjligheter också är känsliga för alla försämringar med avseende på habitatkvalitet och spridnings samband.

4.3 Framtida bevarandestatus för cinnoberbagge utan skyddsåtgärder

De genomförda analyserna visar att utpekad exploatering som föreslagits i Uppsala sammantaget kan förväntas leda till en påtaglig försämring av cinnoberbaggens bevarandestatus lokalt. En minskning av den lokala populationsstorleken på drygt 20% innebär förmodligen också en påtagligt ökad risk för att arten försvinner nationellt. Hur mycket utdöenderisken för hela populationen nationellt kan förväntas öka om all utpekad exploatering genomförs går dock inte att uttala sig om utifrån de genomförda analyserna. För att kunna ge ett rimligt svar på hur mycket utdöenderisken förväntas påverkas av utpekad exploatering behöver fler simuleringar genomföras där hänsyn tas till fler påverkansfaktorer än vad som nu gjorts (Burgman et al. 1993). Värden av ytterligare simuleringar kan dock ifrågasättas. Nuvarande resultat har redan tydligt visat att cinnoberbaggens bevarandestatus kommer att påverkas klart negativt om all utpekad exploatering genomförs.

4.4 Framtida bevarandestatus för cinnoberbagge med skyddsåtgärder

Beräkningarna av enskilda ytor av utpekad exploatering och dess relativa effekt på de framtida överlevnadschanserna för cinnoberbagge i Uppsalapopulationen visar på stora möjligheter att undvika skada på cinnoberbaggens bevarandestatus. Genom att prioritera bort ytor av utpekad exploatering, vilka ser ut att enskilt ge störst negativ påverkan, borde skada på cinnoberbaggens bevarandestatus praktiskt taget helt kunna undvikas.

En möjlighet att undvika en betydande försämring av cinnoberbaggens bevarandestatus, som utpekad exploatering förväntas ge upphov till, är att vidta särskilda skyddsåtgärder. Dessa skyddsåtgärder handlar huvudsakligen om att skapa och förbättra artens livsmiljöer inom de skogsmiljöer som Uppsala kommun har rådighet över och som ligger inom samma habitatnätverk som dagens förekomster. Exakt hur dessa åtgärder ska utformas behöver utredas närmare efter det att föreslagna ytor undersökts i fält med avseende på lämplighet och förutsättningar. Målbilden för skyddsåtgärderna är att så snabbt som möjligt öka både andelen och volymen av lövved (främst asp) i de utpekade åtgärdsytorna. Detta för att uppnå en situation där tillgången på lövträd långsiktigt är tillräcklig för att nya substrat för cinnoberbaggens larver kontinuerligt skapas på naturlig väg genom att träd och grenar dör. Detta kan uppnås med riktade skogsbruksåtgärder som får lövträden att tillväxa snabbare och som ger förutsättningar för fler lövträd att på sikt etablera sig där det i dagsläget växer barrträd.

Initialt kan det finnas behov av att komplettera de ovan beskrivna skyddsåtgärderna med tillskapande av faunadepåer. Faunadepåer bör placeras inom de restaureringsytorna som ligger närmast i anslutning till befintliga förekomster av arten för att snabbt kunna bli koloniserade. När tiden är inne för att exploatera områden där det i dagsläget finns habitat för

cinnoberbagge är det viktigt att varsamt ta hand om all ved och allt substrat för att kunna flytta dessa till de restaureringsytor som vid tidpunkten bedöms ha hunnit få bäst förutsättningar för cinnoberbagge.

Om kommunen lyckas med att skapa nya funktionella livsmiljöer för cinnoberbagge inom de områden som föreslagits (figur 4) finns också goda möjligheter att på sikt ta befintligt habitat i anspråk utan att artens bevarandestatus försämras. De simuleringar som gjordes med riktade skyddsåtgärder där funktionellt habitat tillskapats eller förbättrats visar att det åtminstone teoretiskt sett skulle vara möjligt att genomföra all utpekad exploatering som föreslagits för Uppsala. Beräknad leveranstid för detta kan dock vara 20–30 år med den föreslagna mängden restaureringsytor på sammanlagt 424 hektar.

Möjligheterna att genomföra all utpekad exploatering förutsätter att den riktade skogsskötseln leder till en ökning av mängden lövved motsvarande den som antagits i modellen (+5 m³/ha och år jämfört med 0 m³/ha och år utan åtgärd). Dessutom behöver exploatören kunna visa att de tillskapade habitaterna verkligen fungerar som habitat för cinnoberbagge. Samtidigt verkar det finnas en mycket god potential att på sikt lyckas uppväga habitatförlusten av utpekad exploatering med skyddsåtgärder. Skulle skyddsåtgärderna visa sig vara lika framgångsrika som antagits i genomförda simuleringar kanske inte heller åtgärder behöver genomföras inom samtliga föreslagna ytor. Även om en viss överkompensation är rimlig för att garantera den kontinuerliga ekologiska funktionen (KEF) för cinnoberbagge och för att inte artens bevarandestatus ska riskera att försämras, visar framtidsscenario S3 att det bör finnas en god marginal att lyckas balansera utpekad exploatering med hjälp av skyddsåtgärder. Förslagsvis bör en analys genomföras över vilka av de föreslagna ytorna som förväntas ge störst effekt i nyskapandet av kvalitativa livsmiljöer för arten. Men resultaten från modellerad geografiska förekomsten av cinnoberbagge som effekt av scenario S3 (figur 10) ger en indikation på att det är möjligt att uppnå en likvärdig populationsstorlek motsvarande den som modelleras i scenario 4 (figur 11), även om skyddsåtgärder endast genomförs på ett mindre antal välvalda ytor. Eftersom avståndet till övriga habitat och förekomster av cinnoberbagge har betydelse för vilken nytta åtgärderna förväntas få för cinnoberbaggens framtida population skulle det förmodligen gå att uppnå ungefär samma resultat även om de mest isolerade åtgärdsytorna valdes bort. Callunas bedömning är att det troligen skulle kunna gå att undvika att artens lokala bevarandestatus försämras även om antalet åtgärdsytor reducerades något i förhållande till det nu analyserade förslaget. Någon negativ effekt på den kontinuerliga ekologiska funktionen förväntas inte heller uppstå om de mest isolerade åtgärdsytorna väljs bort.

Simuleringarna av scenario 5 där ett urval av utpekad exploatering genomförs redan under tredje året efter det att restaureringarna genomförts visar att urvalet av utpekad exploatering inte ska behöva påverka den kontinuerliga ekologiska funktionen för cinnoberbaggen i Uppsala. Detta förutsätter förstås ett gediget restaureringsarbete vilket i sig kan kräva omfattande planeringsinsatser och resurser. Skulle skyddsåtgärderna lyckas finns dock goda chanser att nuvarande bevarandestatus förblir oförändrad trots att befintligt habitat tas i anspråk inom den berörda lokala populationen för cinnoberbagge. I scenario 5 antogs habitaterna inom spårvägen och övrig särskilt utvald exploatering försvinna först tre år efter att skyddsåtgärderna genomförts inom samtliga utpekade områden.

4.5 Modelleringens tillförlitlighet och rekommendationer för fortsatta utredningar

Callunas bedömning är att analysresultaten är tillförlitliga med avseende på hur stora skillnaderna blir för cinnoberbaggens population beroende på vad som sker i de scenarier som undersökts. Det samma gäller för resultaten om vilka enskilda ytor av utpekad exploatering som kan ge negativa effekter på cinnoberbaggens lokala bevarandestatus. De relativa skillnaderna mellan resultaten från de undersökta scenarierna bör alltså uppfattas som en reell bild av vilken påverkan olika delar av planerna kan komma att ge upphov till när det gäller cinnoberbaggens möjligheter att överleva långsiktigt i Uppsala.

Med det sagt så är modellen som använts en förenkling av verkliga förhållanden vilket medför ett antal osäkerheter som behöver nämnas. Den skyddsåtgärd som använts och analyserats syftar till att skapa flera nya livsmiljöer där mängden lövved blir så stor att det kontinuerligt skapas nya lämpliga substrat i form av död lövved (så kallad restaurering) som cinnoberbaggen kan nyttja för sin fortplantning. Det finns en risk att produktionen av död ved inte följer linjärt på den tillväxt som väntas följa av de riktade skogsbruksåtgärderna (riktad skötsel på skogsbestånd som gynnar lövträdstillväxt). Det är inte helt säkert att tillväxten av lövträd hamnar på samma nivå som antagits i modellen inom samtliga ytor för skyddsåtgärd. Osäkerheten kring hur mycket lämpliga substrat som kommer att genereras kan initialt vara stor för att sedan minska allt eftersom volymerna lövved ökar. Denna initiala osäkerhet bör dock kunna uppvägas av kompletterande skyddsåtgärder i form av faunadepåer som placeras på strategiskt utvalda ytor för restaurering.

Den framtagna modellen är inte anpassad för att kunna beräkna den faktiska utdöenderisken i den lokala population av cinnoberbagge som simulerats i denna studie. För att kunna göra detta skulle man behöva undersöka effekter av en lång rad andra påverkansfaktorer och osäkerheter som här inte togs med i modellen. Det finns dock ingen anledning att beakta dessa faktorer eftersom det inte skulle ge någon säkrare bedömning gällande den utpekade exploateringsens relativa effekter på cinnoberbaggen. Det som skulle hända om exempelvis en viss grad av regional stokasticitet infördes i modellen, är att de numeriska skillnaderna mellan jämförda scenarier skulle minska (Kindvall 1998). För att kunna studera enskilda faktorer relativa betydelse för en populations utdöenderisk får inte den samlade utdöenderisken vara alltför stor. Att medvetet sänka risken kan därför ofta vara nödvändigt för att överhuvudtaget kunna analysera relativa effekter av alternativa exploateringsplaner eller åtgärdsförslag (Burgman et al. 1993).

Det finns flera justeringar som kan genomföras för att bättre förstå modellens förmåga att beskriva cinnoberbaggens populationsdynamik. Det skulle vara intressant att studera hur hög grad av regional stokasticitet som skulle krävas för att den lokala populationen skulle bli Sårbar (VU) eller Starkt hotad (EN) enligt rödlistans E-kriterium (IUCN 2012; Kindvall & Gärdenfors 2003). Enligt E-kriteriet är en art Sårbar om utdöenderisken överstiger 10% inom 100 år. För Starkt hotad är motsvarande risk >67% (Kindvall & Gärdenfors 2003). Det finns också en möjlighet att ta hänsyn till dynamiken av död ved, vilken förväntas påverka överlevnaden i enskilda skogsbestånd på ett sätt som också kan bidra till en större osäkerhet i dynamiken för cinnoberbaggen jämfört med den nu använda modellen (för metodik se Ranius & Kindvall 2006).

Med utgångspunkt från att cinnoberbaggen idag är rödlistad som varande Starkt hotad (EN) i Sverige förväntas risken för att arten försvinner i landet vara minst 20% inom 20 år. Eftersom Uppsalapopulationen endast är en del av Sveriges totala population bör dess utdöenderisk

vara högre än den nationella risken. De resultat som presenterats för de undersökta scenarierna kan översättas till utdöenderisker i relativa termer. Detta gör att cinnoberbaggen kan förväntas löpa en större risk att försvinna om utpekad exploatering genomförs utan skyddsåtgärder. Samtidigt förväntas också utdöenderisken för cinnoberbagge kunna sänkas om alla föreslagna skyddsåtgärder av artens livsmiljöer genomförs med lyckat resultat.

Ett tydligt resultat från den genomförda analysen är att cinnoberbaggen inte förväntas förekomma med samma sannolikhet i alla delområden av det habitatnätverk som avgränsats i tidigare analysarbete, vilket också stöds av tillgängliga observationsdata (figur 5). Att det finns en variation i habitatkvalitet som uppenbarligen kan förklara en stor del av artens faktiska utbredning, visar på ett behov av att eventuellt göra om habitatnätverksanalysen i framtiden för att möjliggöra ett något säkrare underlag för bedömning av artens bevarandestatus och lokala populationsavgränsningar. När den befintliga habitatnätverksanalysens avgränsningar jämfördes med datalagret för lövvedsvolymer visade det sig också att alla ytor med kända förekomster av lövved som förekommer i de Nationella marktäckedata uppenbarligen inte inkluderats i de utpekade habitatfläckarna. Detta talar också för en uppdatering av nätverksanalysen framöver.

I samband med en eventuell uppdatering av habitatnätverksanalysen borde även ansträngningar göras för att få en något mer nyanserad rumslig bild av mängden död ved som kan fungera som substrat för just cinnoberbaggen än vad som gick att få fram genom att kombinera Skogsstyrelsens volymdata med de nationella marktäckedata på det vis som nu gjordes. I det genomförda analysresultatet förväntas mängden lövved inom de barrträdsdominerade markerna ha underskattats. Vid framtida uppdatering av habitatnätverksanalysen skulle det vara värdefullt att även inkludera marker i Knivsta kommun som angränsar direkt till de nu analyserade områdena och som också nyttjas av Uppsalapopulationen av cinnoberbagge (figur 1).

Scenarioanalysen av Uppsala spårväg omfattar inte byggskedet då eventuellt mer mark än själva anläggningen kommer att behöva tas i anspråk. Det var i modelleringsskedet inte känt vilka ytterligare anspråk som byggskedet kan medföra. Om mer habitat behöver tas i anspråk än vad som nu antagits kan påverkan på cinnoberbagge bli större än vad som nu framgår av scenario S1. Det borde dock finnas goda möjligheter att undvika att ta habitat i anspråk under byggskedet för upplag av byggmateriel eller transporter.

Under arbetets gång har ett antal känslighetsanalyser genomförts där modellens känslighet för olika antaganden undersökts. Initialt undersöktes effekten av att använda volymen lövved i stället för enbart använda area för att beskriva habitatfläckars relativa kvalitet. Dessutom undersöktes några alternativa spridningsmått för att utesluta tveksamheter kring det valda värdet. En ytterligare faktor som nu studerats är betydelsen av alternativa utgångslägen för simuleringarna. I den presenterade analysen av nuläges scenariot startades simuleringarna från ett utgångsläge där hektarsrutor med sedan tidigare känd förekomst antogs vara bebodda. Detta skulle teoretiskt sett kunna ge upphov till ett annat jämviktsläge jämfört med om simuleringarna startade från ett utgångsläge där samtliga rutor antogs vara bebodda. Det visade sig dock att så inte var fallet vilket ger stor tilltro till att den framtagna modellen ger robusta resultat som inte är känsliga för vilka ytor som antas vara bebodda initialt.

De analyser som redovisas i denna rapport baserar sig på plandokument för Uppsala spårväg och övriga utpekade exploateringar som Calluna fick tillgång till då analyserna beställdes av Uppsala kommun. I vissa fall skiljer sig därför nuvarande planer för spårvägen från de som

presenteras i rapportens olika kartor. En granskning av de senaste underlagen genomfördes därför under vecka 41 (år 2023) för att bedöma om de justeringar som gjorts för spårvägen, avseende dess geografisk sträckning och nya områden som planeras att exploateras, skulle kunna ge upphov till avvikande analysresultat. Calluna bedömer att avvikelserna är så pass små att de helt saknar betydelse för rapportens resultat och slutsatser.

5 Slutsatser

- Cinnoberbaggen har idag en dålig bevarandestatus på biogeografisk nivå. Enligt den senaste svenska rödlistan är arten starkt hotad (EN). Uppland är idag det enda område i Sverige där arten numera tycks finnas kvar. Den lokala populationen av cinnoberbagge i Uppsala (Uppsalapopulationen) förekommer i ett habitatnätverk som bedöms vara isolerat från övriga populationer i Uppland. Populationsmodelleringen i denna rapport visar god samstämmighet med kända fynd inom Uppsalas lokala population av cinnoberbagge. Resultaten från analysen visar också att arten tenderar att saknas i livsmiljöer med alltför låga volymer tillgänglig lövved, något som gör att artens lokala population i Uppsala uppskattas vara mindre än vad som förväntats utifrån tidigare genomförda habitatnätverksanalyser. Det råder därför ingen tvekan om att Uppsalapopulationen av cinnoberbagge i dagsläget har en dålig bevarandestatus.
- Det är enligt 4 a § i artskyddsförordningen förbjudet att skada eller förstöra cinnoberbaggens fortplantningsområden eller viloplats (livsmiljöer, så kallat habitat). För att undvika förbud i förhållande till artskyddsförordningen på grund av förlust av livsmiljö visar denna studie att skyddsåtgärder som syftar till att skapa nya funktionella livsmiljöer för cinnoberbagge kan ersätta framtida förluster av habitat.
- De habitatförluster som förväntas uppkomma vid anläggandet av Uppsala spårväg bedöms inte enskilt på ett märkbart sätt försämra cinnoberbaggens bevarandestatus. Däremot blir habitatförlusterna för cinnoberbagge märkbara då samtliga utpekade exploateringar i Uppsala genomförs. Sammantaget förväntas då all utpekad exploatering i Uppsala (inklusive spårvägen) ge upphov till en minskning om drygt 21% av cinnoberbaggens lokala population (Uppsalapopulationen).
- För att bibehålla en kontinuerlig ekologisk funktion (KEF) i landskapet för den lokala populationen av cinnoberbagge i Uppsala trots att delar av artens befintliga habitat (livsmiljöer) exploateras och därmed försvinner, visar denna studie att riktade skyddsåtgärder behövs. Skyddsåtgärderna ska bestå av riktad skogsskötsel för att gynna tillväxt av lövved (främst asp) inom av Uppsala kommun föreslagna ytor. Genom att öka totalvolymen lövved skapas naturliga förutsättningar för en kontinuerlig tillförsel av död ved som behövs för att säkra cinnoberbaggens fortplantning.
- Det är viktigt att alla föreslagna skyddsåtgärder inom de utpekade ytorna på totalt 424 ha, som syftar till att förbättra livsmiljön för cinnoberbagge, genomförs innan all utpekad exploatering som tar artens befintliga livsmiljöer i anspråk påbörjas. Enstaka ytor av utpekad exploatering kan utföras så fort genomförda skyddsåtgärder har uppnått förbättringar i habitatet som motsvarar den kvalitet och kvantitet som kommer tas i anspråk. Calluna rekommenderar att någon form av utvärdering etableras, tex ett så kallat kontrollprogram, för att säkerställa att skyddsåtgärderna fungerar och att de restaurerade habitaterna successivt koloniserar av cinnoberbagge.
- Resultaten från analysen visar att det är teoretiskt möjligt att genomföra utpekad exploatering såvida skyddsåtgärder för cinnoberbaggen genomförs med avsedd verkan och i den omfattning som antagits i modelleringen. Det finns även potential för att förbättra artens bevarande status över en 20-30 årsperiod jämfört med nuläget, förutsatt att vidtagna skyddsåtgärder fungerar.
- När restaureringsåtgärder (dvs analyserade skyddsåtgärder) genomförts och lövvedsvolymer börjat öka, finns enligt analysen utrymme för att under det tredje året

påbörja det urval av utpekad exploatering som Uppsala kommun prioriterat utan att äventyra kontinuerlig ekologisk funktion för den lokala populationen av cinnoberbagge.

6 Referenser

- Belcik, M., Goczał, J. & Ciach, M. (2019). Large-scale habitat model reveals a key role of large trees and protected areas in the metapopulation survival of the saproxylic specialist *Cucujus cinnaberinus*. *Biodiversity and Conservation*, 28:3851–3871. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01854-0>.
- Brook, B.W., O'Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akçakaya, H.R. & Frankham R. (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature*, 404(6776):385-7. doi: 10.1038/35006050. PMID: 10746724.
- Burgman, M.A., Ferson, S. & Akçakaya, H.R. (1993). *Risk Assessment in Conservation Biology*. Springer, Dordrecht. ISBN 978-0-412-35030-6.
- European Environmental Agency (2019). EIONET – Central Data Repository. Report on Implementation Measures (Art.17.1)_delivery 2019 – Redelivery. <http://cdr.eionet.europa.eu/se/eu/art17/envxrnkmw>.
- Hanski, I. (1991). Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of Linnean Society* 42: 17-38.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63:151-162.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Pp. 313. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press.
- Hanski, I. (2008). Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42(1-2):17–38. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00549.x>.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. (2000). The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404:755–758. <https://doi.org/10.1038/35008063>.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. (2003). Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, 64(1):119-127. ISSN 0040-5809, [https://doi.org/10.1016/S0040-5809\(03\)00022-4](https://doi.org/10.1016/S0040-5809(03)00022-4).
- IUCN (2012). *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp. ISBN 978-2-8317-1435-6.
- Kindvall, O. (1998). *Introduktion till sårbarhetsanalyser*. Pp. 88. ArtDatabanken Rapporterar 2. ArtDatabanken, SLU. Uppsala. ISBN 91-88506-14-2.
- Kindvall, O. (2000). Comparative Precision of Three Spatially Realistic Simulation Models of Metapopulation Dynamics. *Ecological Bulletins*, 48:101–10. <http://www.jstor.org/stable/20113251>.
- Kindvall, O. (2020). *Lövskogsanalys med fokus på livsmiljö för vitryggig hackspett*. Calluna AB. https://gpt.vic-metria.nu/data/land/Lovskogsanalys_vitrygg/Lovskogsanalys_vitryggig_hackspett_2020.pdf.
- Kindvall, O. & Ahlén, I. (1992). Geometrical Factors and Metapopulation Dynamics of the Bush Cricket, *Metrioptera bicolor* Philippi (Orthoptera: Tettigoniidae). *Conservation Biology*, 6: 520–529. doi: 10.1046/j.1523-1739.1992.06040520.x
- Kindvall, O. & Gärdenfors, U. (2003). Temporal extrapolation of PVA results in relation to the IUCN Red List criterion E. *Conservation Biology*, 17(1):316-321. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2003.01316.x.
- Kindvall, O. & Petersson, A. (2000). Consequences of modelling interpatch migration as a function of patch geometry when predicting metapopulation extinction risk. *Ecological Modelling*, 129:101-109.
- Kindvall, O & Sterenborg, M. (2023). *Sårbarhetsanalys för cinnoberbagge i relation till aktuella exploateringsplaner i Uppsala 2023*. Calluna AB.
- Kindvall, O, Sterenborg, M. & Johansson, O. (2022). *Modellering av cinnoberbagge kring Uppsala spårväg och angränsande detaljplaner*. Calluna AB

- McCarthy, M.A., Keith, D., Tietjen, J., Burgman, M.A., Maunder, M., Master, L., Brook, B.W., Mace, G., Possingham, H.P., Medellin, R., Andelmank, S., Regan, H., Regan, T. & Ruckelshaus, M. (2004). Comparing predictions of extinction risk using models and subjective judgement. *Acta Oecologica*, 26(2):67-74.
- Oksanen, J. (2004). Incidence Function Model in R. https://www.researchgate.net/profile/Jari-Oksanen/publication/239921870_Incidence_Function_Model_in_R/links/0c960533d1623b7e69000000/Incidence-Function-Model-in-R.pdf.
- Pihlgren, A., Allmér, J., Hällholm, S & Jansson, D. (2020). Inventering och artskyddsutredning Cinnoberbagge, Gottsunda, Uppsala kommun. Ekologigruppen. Uppsala kommun, plan- och byggnadsnämnden. Dnr PBN 2018-002675, 2020-10-22.
- Schäpers, A. (2022). Slutrapport inventering av cinnoberbagge, 2022. Calluna AB
SLU Artdatabanken. (2020). Rödlista 2020. Artfakta. SLU Artdatabanken.
- SLU, Artdatabanken (2022). Artfakta. <https://artfakta.se/naturvard/taxon/cucujus-cinnaberinus-100763>.
Besöksdatum: 2022-11-23.
- Thomas, C.D. & Kunin, W.E. (1999) The spatial structure of populations. *Journal of Animal Ecology*, 68: 647-657.
- Thorell, M., Nilsson, H. & Andersson, H. (2022). Samrådsunderlag 1 för Uppsala Spårväg 2022. Artskydd, Natura 2000 och biotopskydd. Calluna AB.

Bilaga 1 Geodata från modelleringen av cinnoberbagge

Här finns en sammanfattande beskrivning av den data som levereras i form av geodata/beräkningsdata samt en instruktion för vilket program som behövs för att använda filerna.

Indata till modelleringen är habitat från Ekologigruppens habitatnätverksanalys klippt till hektarstora rutor. För scenario 2 har habitat inom spårväggkorridorer och inom alla övriga utpekade exploateringar tagits bort. GIS-skikt för scenario 3 är som scenario 2, där habitat inom spårväggkorridoren och övriga utpekade exploateringar tagits bort, men där nya och utökade habitattytor för skyddsåtgärder har lagts till. För scenario 4 och 5 används samma skikt och innehåller allt habitat inklusive nya och utökade habitattytor för skyddsåtgärder. Vilka ytor som ändrats vid exploatering och ändring i Q-värde finns angivet i attributdata.

Geodata som levereras är shapefiler för de fem undersökta scenarierna (S0, S2, S3, S4 och S5). Data för S4 och S5 är lagrade i samma skikt. Attributdata innehåller habitatarea per yta, förekomst cinnoberbagge (ja eller nej; baserat på data från Analysportalen), medelvärde lövvoly, och medelvärde occupancy från modellen (medelvärde från 50 replikat år 250).

Ytterligare en shapefil med hektarsrutor följer med som innehåller data om hur mycket varje ruta bidrar till totala metapopulationens kapacitet (här användes ett mindre analysområde).

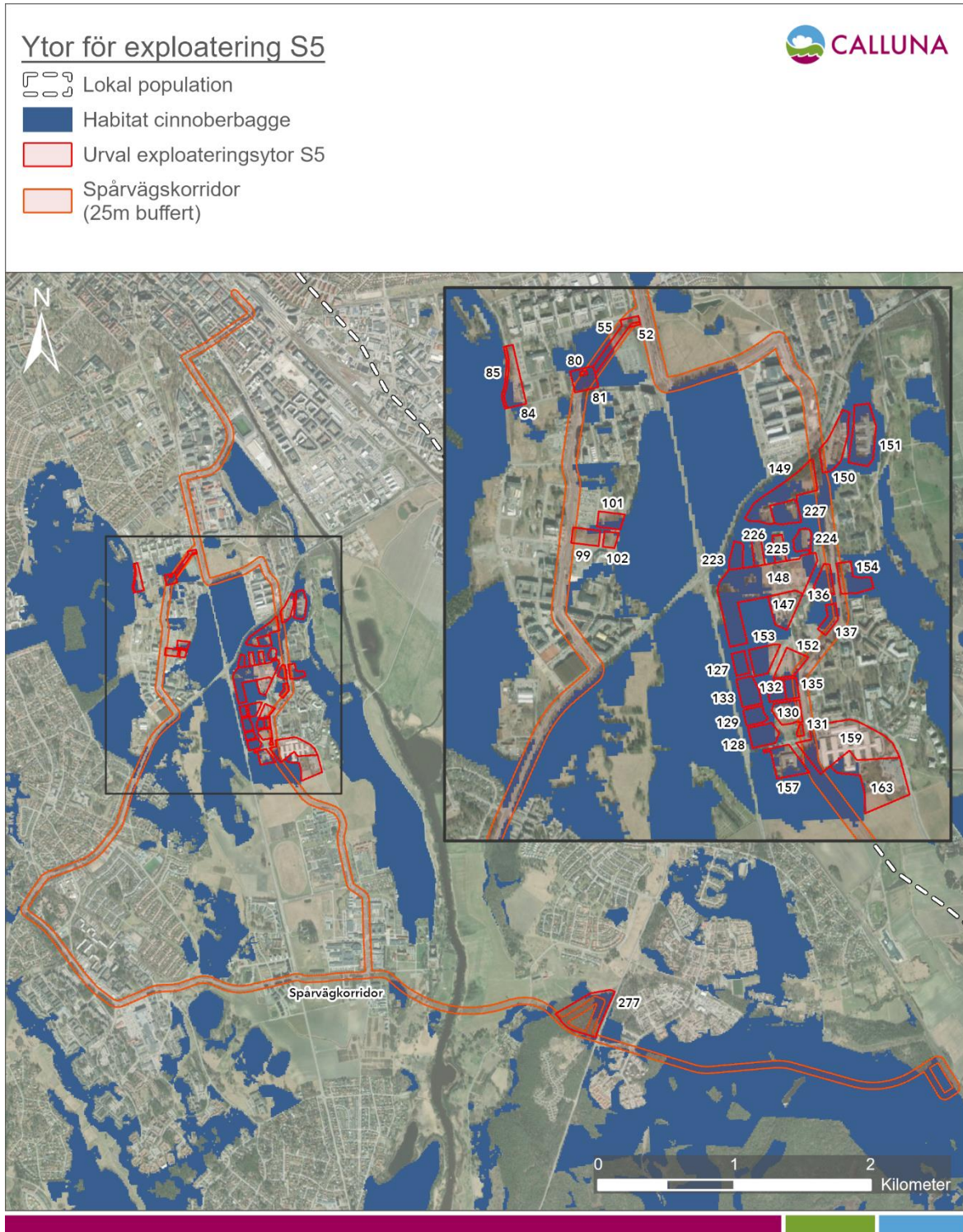
Shapefil med utpekad exploatering som innehåller information om hur mycket varje sådant område bidrar till metapopulationens kapacitet, medelvärde lövvoly inom habitat för cinnoberbagge som finns inom ytan, habitatarea för cinnoberbagge och rangordning av relativ påverkan för om den enskilda exploateringen tas i anspråk.

Leverans av GIS-filerna inkluderar shapefiler för analysområdet samt metadatablad.

Shapefilerna går att öppna med olika GIS program, som ArcGIS Pro och QGIS. Legendfiler (.lyr) kan endast öppnas i ArcGIS Pro.

Bilaga 2 Beräknad statistik för de utpekade exploateringarna som beaktats i scenario 5

Här redovisas uppgifter om ett urval med ytor som skulle behöva exploateras inom Uppsala kommun under de närmsta åren och som därför beaktats i framtidsscenario S5 (figur 1; tabell 1).

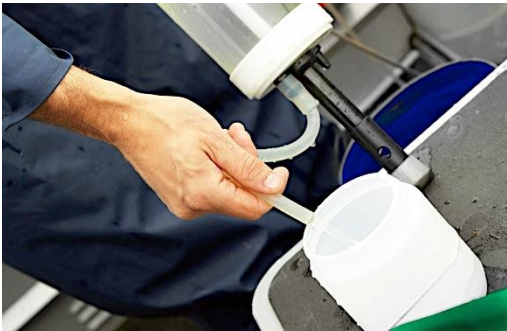


Figur 1. Id-nummer och betäckningar för samtliga utpekade exploateringarna som redovisas i tabell 1 i denna bilaga.

Tabell 1. Lista på utpekade exploateringar som ingår i framtidsscenario 5 med uppgifter om storlek, mängd habitat som förväntas gå förlorad, total förlust av lövvedsvolym, relativ påverkan på cinnoberbaggens metapopulationsdynamik (λM) samt om ytan är bebott enligt resultat från modellen (minst en av hektarsrutorna har ett genomsnittligt nyttjande ≥ 0 i S0). Ytorna har rangordnats utifrån bedömd relativ påverkan. Ingen av ytorna har enskilt en påvisbar effekt på artens framtida populationsstorlek utan det är kombinationen av samtliga analyserade ytor som ger en betydande negativ effekt. Den klassificering som gjorts här utifrån ytornas relativa påverkan ska således ses som en relativ påverkan ytorna sinsemellan och inte som ett mått på ytans enskilda påverkan på cinnoberbagge.

Rang	ID	Påverkan	Storlek (ha)	Habitat (ha)	Volym (m ³)	λM	Bebott
1	Spårvägen	Stor	91,5	20,1	259	0,008	Ja
2	148	Stor	4,42	2,49	250	0,0126	Ja
3	277	Stor	8,19	2,31	200	0,0004	Ja
4	149	Stor	1,85	0,92	140	0,0032	Ja
5	151	Stor	1,52	0,75	130	0,0035	Ja
6	133	Stor	0,64	0,62	120	0,0172	Ja
7	81	Stor	0,58	0,52	110	0	Ja
8	129	Stor	0,39	0,38	100	0,0144	Ja
9	128	Stor	0,63	0,6	100	0,0122	Ja
10	136	Stor	0,46	0,35	100	0,0045	Ja
11	223	Betydande	0,37	0,34	80	0,0169	Ja
12	137	Betydande	0,37	0,26	80	0,0095	Ja
13	157	Betydande	0,97	0,42	80	0	Ja
14	159	Betydande	3,6	0,37	70	0,0052	Ja
15	135	Betydande	0,3	0,3	70	0,001	Ja
16	154	Betydande	0,82	0,45	60	0,0056	Ja
17	84	Betydande	0,91	0,28	50	0,0048	Ja
18	227	Betydande	0,66	0,46	50	0,0028	Ja
19	153	Betydande	0,73	0,55	50	0,0022	Ja
20	101	Betydande	0,45	0,18	40	0	Ja
21	55	Betydande	0,54	0,22	40	0	Ja
22	132	Betydande	0,36	0,37	30	0,0126	Ja
23	224	Betydande	0,39	0,25	30	0,0028	Ja
24	163	Viss	2,84	0,27	20	0	Ja
25	150	Viss	1,17	0,24	20	0	Ja
26	99	Viss	0,5	0,07	20	0	Ja
27	85	Viss	0,17	0,08	20	0	Ja
28	225	Viss	0,33	0,09	20	0	Ja

Rang	ID	Påverkan	Storlek (ha)	Habitat (ha)	Volym (m ³)	λM	Bebott
29	147	Viss	0,96	0,1	10	0	Ja
30	226	Viss	0,34	0,07	10	0	Ja
31	130	Viss	0,66	0,11	10	0	Ja
32	152	Viss	0,67	0,06	10	0	Ja
33	127	Liten	0,35	0,34	0	0,0016	Ja
34	80	Liten	0,03	0,03	0	0	Ja
35	102	Liten	0,24	0,04	0	0	Ja
36	52	Ingen	0,04	0	0	0	Nej
37	131	Ingen	0,07	0	0	0	Nej



Hemsida: www.calluna.se • E-post: info@calluna.se • Telefon växel: 013-12 25 75

Huvudkontor: Calluna AB, Linköpings slott, 582 28 Linköping