



PM – Metodik fjärilsstudier vid File hajdar

Ansökan om fortsatt och utvidgad täktverksamhet vid Slite
2023–10–31

OM RAPPORTEN:

Titel: PM – Metodik fjärilsstudier vid File hajdar

Version/datum: 2023-10-31

Rapporten bör citeras enligt följande: Norman, H., Kindvall, O., Johansson, V., Seabrook Säwenfalk, D. & Askling, J. (2023). *PM – Metodik fjärilsstudier vid File hajdar*. Calluna AB.

Foton i rapporten: © Calluna AB där inget annat anges

Omslag: bilden föreställer till vänster: apollofjäril vid fångst och återfångst, till höger: provruta för inventering av kärlväxter

OM UPPDRAGET:

På uppdrag av: Heidelberg Materials Cement Sverige AB (Adress: Skolgatan 6, Box 102, SE-624 22 Slite)

Uppdragsgivarens kontaktperson: Jon Hallgren

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

Projektledare: John Askling (Calluna AB)

Rapportförfattare: Hannah Norman (Calluna AB)

Medförfattare: Oskar Kindvall, Victor Johansson, Demieka Seabrook Säwenfalk och John Askling (Calluna AB)

Kartproduktion: Oskar Kindvall, Demieka Seabrook Säwenfalk och Pavlos Aslanis (Calluna AB)

Kvalitetssäkring: Annika Delbanco (Calluna AB)

Callunas interna projektkod: JAG0096b

Innehåll

1	Bakgrund	4
2	Introduktion till metoden	4
2.1	Vetenskapligt arbetsätt	4
2.2	Avgränsningar	5
3	Inventeringar	7
3.1	Fångst, märkning och återfångst	7
3.2	Gridinventering	12
3.3	Transektinventering	16
3.4	Inventering av förekomst och icke-förekomst	16
3.5	Larvinventering	18
3.5.1.	Transektinventering av larver	21
3.5.2.	Helkartering av larver	22
3.6	Myrinventering	22
3.7	Värdväxtinventering	24
4	Analys och modellering	28
4.1	Habitatkartering	28
4.2	Modellering av metapopulationer och habitatnätverk	28
4.3	Sårbarhetsanalys	31
4.3.1.	Modellbeskrivning	31
4.3.2.	Modellpassning och simulering	32
4.3.3.	Parameterskattningar	32
5	Restaurering av fjärilshabitat	34
5.1	Bakgrund	34
5.2	Restaurering med hänsyn till den pågående verksamheten	34
5.3	Restaurering med hänsyn till den sökta verksamheten	37
5.3.1.	Genomförda åtgärder	37
5.3.2.	Planerade åtgärder	39
6	Referenser	41
	Bilaga 1	44

1 Bakgrund

Heidelberg Materials Cement Sverige AB (vidare "Heidelberg Materials") ansöker om tillstånd till fortsatt och utökad täktverksamhet vid File hajdar-täkten och Västra brottet i Slite. Ansökan omfattar också anläggandet av ett nytt transportband från File hajdar-täkten till Östra brottet. File hajdar-täkten ligger inom ett område där **väddnätfjäril**, **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril** har påträffats och transportbandet ligger inom ett område där **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril** har påträffats. Samtliga arter är rödlistade samt fridlysta i hela landet. Heidelberg Materials har därför gett Calluna AB i uppdrag att bedöma verksamhetens eventuella påverkan på dessa fjärilar.

Syftet med detta PM är att redovisa val av studiedesign och studieområden samt metoder för de inventeringar som Calluna utfört på uppdrag av Heidelberg Materials. Resultaten av dessa inventeringar och analyser finns redovisade i artskyddsutredningarna för respektive fjärilsart (Norman m.fl. 2023a-c).

I detta dokument beskrivs de metoder som Calluna använt under perioden 2016–2023 för:

1. inventering av fjärilar, vuxna samt larver,
2. inventering av habitatparametrar, såsom förekomst av värdväxt,
3. modellering av habitatnätverk och spridning,
4. modellerad sårbarhetsanalys, samt
5. restaureringsåtgärder och uppföljning av utförda åtgärder.

2 Introduktion till metoden

2.1 Vetenskapligt arbetssätt

Ett vetenskapligt arbetssätt måste bygga på beprövad erfarenhet med vetenskaplig grund, och behöver genomsyra såväl planering som utförande. Callunas arbete med apollofjäril, svartfläckig blåvinge och väddnätfjäril har genomgående präglats av vetenskapliga metoder. Inför studierna sattes ett vetenskapligt råd samman, bestående av kunniga fjärilsekologer i Sverige. Dessa personer kopplades till projektet för att ge ytterligare kunskap, ge synpunkter på metoder och åtgärder samt delta i utvärderingen av resultat. Rådet har träffats ett flertal gånger (Tab. 1) i vetenskapliga workshops. De som ingått i det vetenskapliga rådet har varit Lars Pettersson (docent och forskare vid Lunds universitet och även samordnare för miljöövervakningen av dagfjärilar i Sverige på uppdrag av Naturvårdsverket), Markus Franzén (docent och fjärilsforskare vid Linnéuniversitetet) och Karl-Olof Bergman (universitetslektor och fjärilsforskare vid Linköpings universitet). Vidare har Callunas inventeringar i skrivande stund resulterat i åtta artiklar publicerade i vetenskapliga tidskrifter (Johansson m.fl. 2019; Johansson m.fl. 2020; Franzén m.fl. 2022a; Franzén m.fl. 2022b; Johansson m.fl. 2022; Kindvall m.fl. 2022a; Kindvall m.fl. 2022b, Norman m.fl. 2023d). Därutöver har Calluna under 2020–2023 årligen samarbetat med masterstudenter från Linköpings universitet. Studenterna har i samband med Callunas inventeringar vid Slite samlat in data på de tre fjärilsarterna till sina masteruppsatser. Under 2022 inleddes även ett samarbete med Lunds universitet där en kandidatstudent kartlade fjärilshabitat med hjälp av drönare.

Tab. 1. Genomförda träffar med det vetenskapliga rådet under perioden 2017–2022, inför samt löpande under fjärilsstudierna på Gotland.

Datum	Plats
2017-04-10	Linköping
2017-10-18	Linköping
2018-10-22	Göteborg
2019-03-01	Linköping
2019-12-04	Göteborg
2020-01-29 och 2020-01-31	Ekenäs
2020-05-28	Digitalt
2021-05-07	Digitalt
2022-02-11 och 2022-03-10	Ekerum

2.2 Avgränsningar

Calluna har avgränsat ett geografiskt område som är aktuellt för fjärilsstudierna (Fig. 1). Detta område kommer vidare benämnas som *utredningsområdet*. Utredningsområdets avgränsning utgör de yttre gränserna för de genomförda inventeringarna av **väddnätfjäril**, **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril**. Ett utredningsområde ska säga något om populationen och ofta bör det också inrymma hela eller tillräckligt stora delar av en population för att det med säkerhet ska gå att dra slutsatser om gynnsam bevarandestatus. Det aktuella utredningsområdet fastställdes år 2017, efter samtal med och synpunkter från Länsstyrelsen Gotland. Utredningsområdet avgränsades först med utgångspunkt i riksintresseområdet för naturvård i File hajdar, Hejnum hållar och Kallgatburg (NRO 09017), men utökades sedan för att bättre rama in området för de olika inventeringarna. Utredningsområdet omfattar en yta på ca 23 000 ha (Fig. 1).

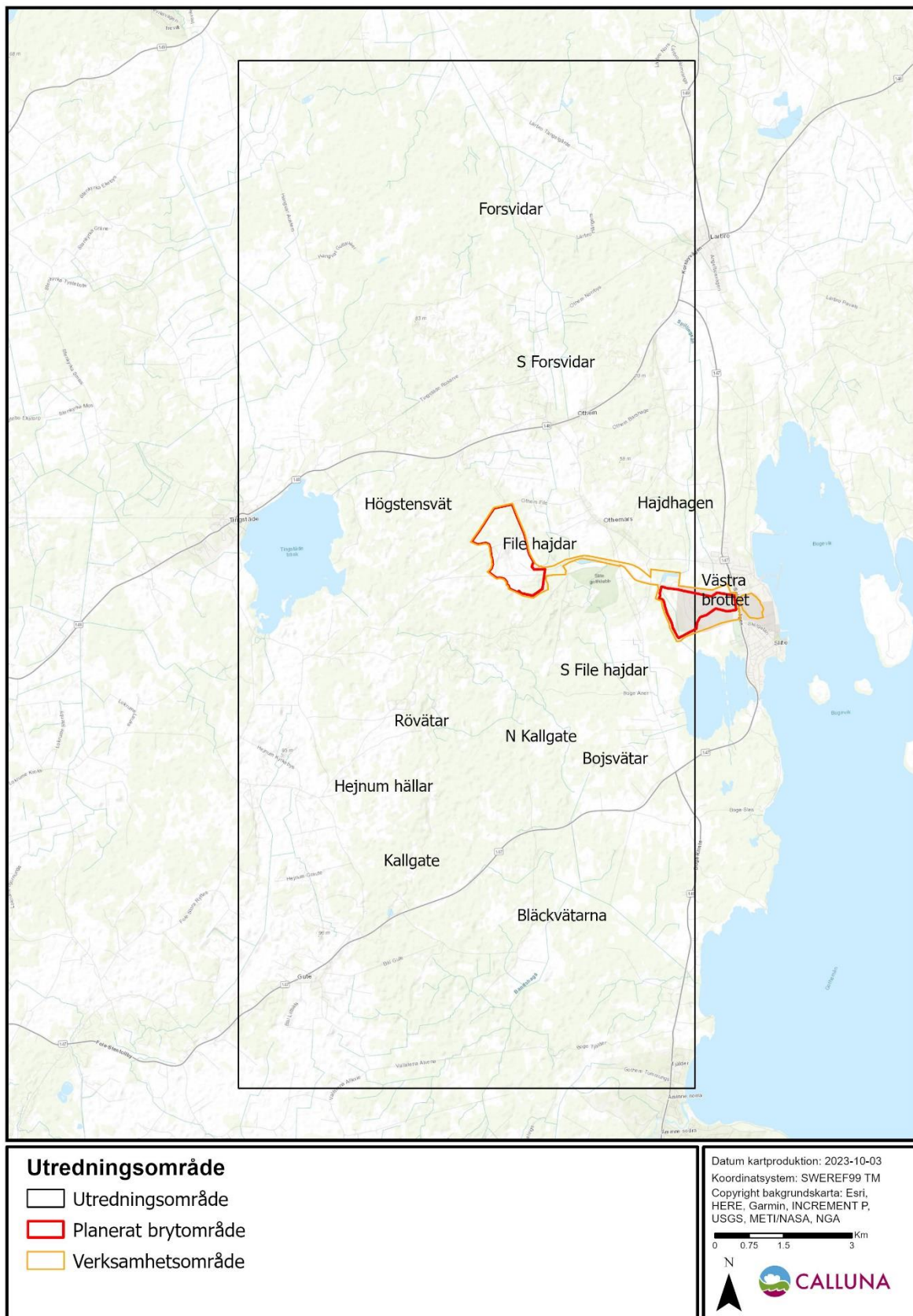


Fig. 1. Ovan syns det utredningsområde (23 000 ha) på nordöstra Gotland som har utgjort en yttre gräns för inventeringarna av alla tre fjärilsarter i detta projekt.

3 Inventeringar

Calluna har utfört en mängd olika typer av inventeringar inom det ovan beskrivna utredningsområdet (Fig. 1) under tidsperioden 2016–2023 (Tab. 2). Nedan följer en beskrivning av de olika metoder som använts vid inventering av de tre fjärilsarterna, respektive arts värdväxt samt andra för arterna viktiga habitatparametrar.

Tab. 2. Översikt av inventeringsmetoder samt under vilka år de genomförts för respektive art. A = Apollofjäril, S = Svartfläckig blåvinge och V = Väddnätfjäril.

Metod	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Fångst, märkning och återfångst	-	V	-	A, S, V	A, S, V	S, V	S, V	V
Gridinventering (vuxna)	-	-	A, S	S	A, S, V	A, S	A, V	A, S, V
Transektinventering (vuxna)	-	-	-	-	V	-	-	-
Förekomst/icke förekomst	-	-	-	-	V	V	-	-
Helkartering File hajdar (larver) *	V	V	V	V	V	V	A, V	A, V
Transektinventering (larver)	-	V	V	V	A, V	A, V	A, V	A, V
Värdväxtinventering	-	V	V	V	A, S, V	V	A, S, V	A, S, V
Värdmyror provtagning	-	-	-	S	S	S	S	S**

*Se avsnitt 3.5 för redovisning av vilka ytor som helkarterats på larver av apollofjäril respektive väddnätfjäril.

**Analys av provtagningen är ej färdigställd vid rapportens färdigställande, därav redovisas inte resultatet av denna inventering.

3.1 Fångst, märkning och återfångst

Fångst, märkning och återfångst (eng. *CMR, capture-mark-recapture*) är en mycket vanlig och vedertagen metod inom ekologin för att uppskatta populationer (Hanski m.fl. 2000; Taron & Ries 2015). Metoden utgår från att en så stor andel av en population märks och återfångas att det är möjligt att räkna ut hur stor populationen totalt sett är. Säkerheten i populationsuppskattningen avgörs av hur stor andel av den totala fångsten som består i återfångster: ju högre andel återfångster, desto större är noggrannheten i beräkningen av populationsstorleken. Själva beräkningen utförs med hjälp av den så kallade Jolly-Seber-metoden (Seber 1982) i en särskild programvara, till exempel modulen POPAN (Arnason & Schwarz 1999) i programmet MARK (White & Burnham 1999). Utöver populationsuppskattningar så kan metoden bland annat användas för att få information om fjärilarnas rörelsemönster och realiserade spridningsavstånd.

Fångst- och återfångststudier genomförs på följande sätt: Allt lämpligt habitat i ett utvalt område genomströvas och alla individer av de aktuella fjärilsarterna fångas med en fjärilshäv. Varje fjärilsindivid hanteras av inventeraren med ett försiktigt grepp om kroppen och märks med ett unikt ID-nummer (Fig. 2). Fjärilen könsbestäms och fyndet koordinatsätts med hjälp av GPS. Utöver könsbestämning registreras även beteendet vid observationen, såsom flygande, nektarsökande, vilande eller parande. Vid registrering av nektarsök anges även nektarkällan med artnamn. Därefter släpps fjärilen fri. Då en redan märkt individ fångas krävs ingen ytterligare märkning av fjärilen. Däremot koordinatsätts återfångsten av individen och samma

variabler som registrerades vid den första fångsten registreras på nytt, innan fjärilen åter släpps fri. Fångst- och återfångst genomfördes under dagar med goda förutsättningar för att enkelt kunna hitta flygande individer (soligt, >17 grader och inte hård blåst) och under hela flygsäsongen för respektive art.



Fig. 2. Individen H64 har just märkts. Observera greppet kring kroppen för att inte skada vingar och vingfjäll (foto: Hannah Norman).

Fångst- och återfångststudierna av **vädnetfjäril** har genomförts under perioden 2017–2023, med undantag för år 2018 (Tab. 3). År 2017 genomfördes en inventering i ett område på cirka 2 400 hektar (3x8 km) mellan Högstenvät i norr till länsväg 147 i söder (Fig. 3). Området utökades sedan till cirka 5 000 hektar (5x10 km) för att även omfatta Kallgate söder om länsväg 147 samt Hajdhagen. År 2019 inventerades inte lika många delområden, utan fokus låg i stället på File hajdar, Kallgate och Forsvidar. År 2020 begränsades inventeringarna till områdena File hajdar och Högstenvät. År 2021 utfördes inventeringar i File hajdar och Högstenvät, men även i enstaka delområden av Kallgate. År 2022 begränsades inventeringarna återigen till File hajdar och Högstenvät, för att nästföljande år, 2023, fokuseras till File hajdar och Hajdhagen.

Fångst- och återfångststudierna av **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril** inleddes år 2019. För svartfläckig blåvinge pågick studierna årligen till och med år 2022 och för apollofjäril pågick studierna till och med år 2020 (Tab. 4). År 2019 inventerades båda arter i ett 2 200 hektar stort område som omfattar hela Hejnum hållar och File hajdar (Fig. 4). Båda arter inventerades i samma område även under 2020, dock med en något mindre insats i Hejnum hållar jämfört med året innan. År 2021 märktes endast svartfläckig blåvinge, då i samma områden som 2020. Under 2022 begränsades inventering av svartfläckig blåvinge till File hajdar.

Tab. 3. Årlig beskrivning (2017–2023) av vilka områden (Fig. 3) som inventerats med hjälp av fångst- och återfångst av vädnetfjäril.

	Bojsvätar	Bälsalvret	File hajdar	Forsvidar	Hajdhagen	Hejnum Kallgate	Högstenvät	Kallgatburg
2017	x	x	x	-	x	x	x	x
2019	-	x	x	x	-	x	-	-
2020	-	-	x	-	-	-	x	-
2021	-	-	x	-	-	x	x	-
2022	-	-	x	-	-	-	x	-
2023	-	-	x	-	x	-	-	-

*Insatsen utfördes i spridda delområden inom Hejnum Kallgate.

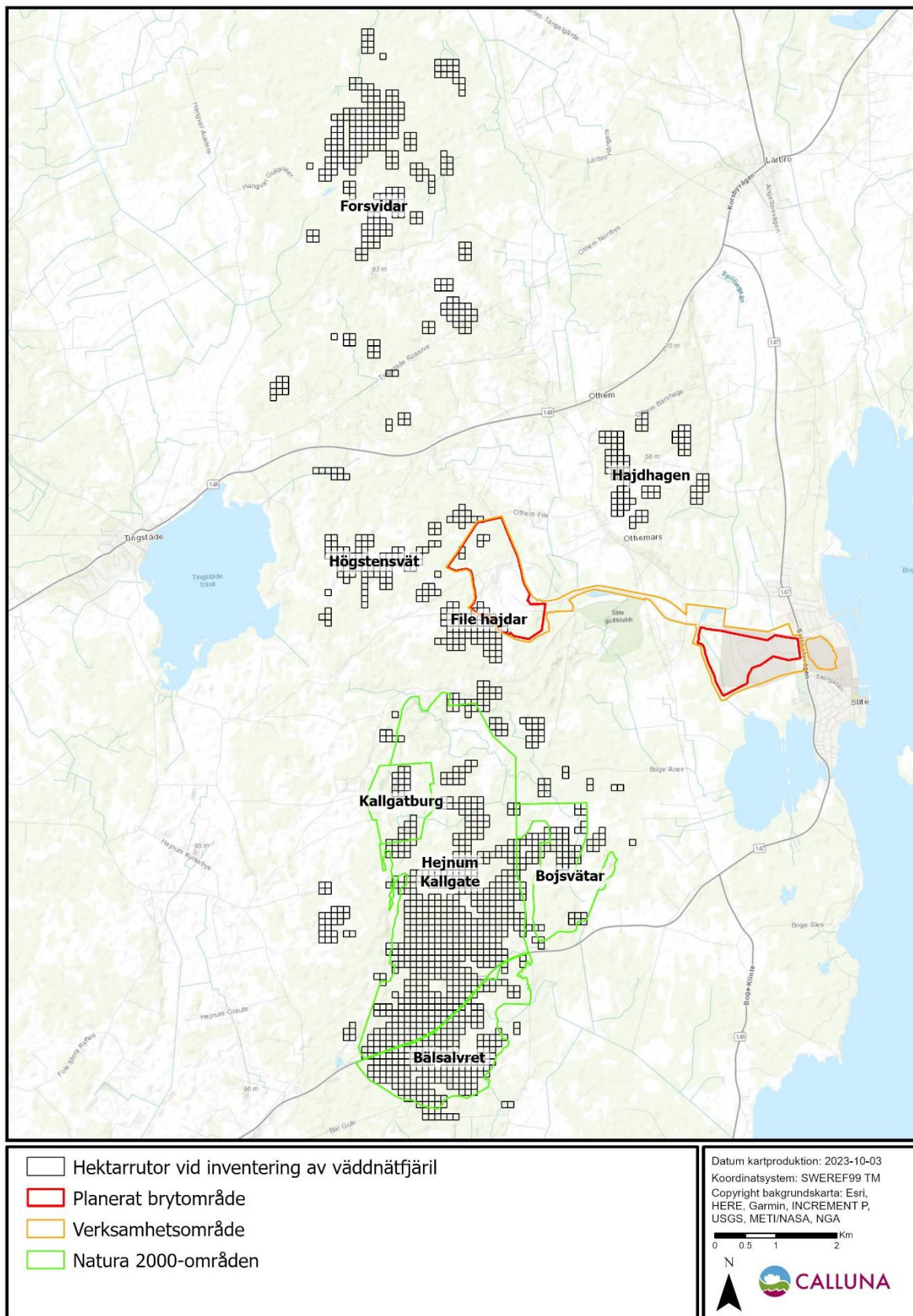


Fig. 3. Området där fångst, märkning och återfångst har utförts med avseende på väddnätfjäril. Insatsen har varierat mellan olika år, för översikt se Tab. 3.

Tab. 4. Årlig beskrivning (2019–2022) av vilka områden (Fig. 4) som inventerats med hjälp av fångst- och återfångst av svartfläckig blåvinge och apollofjäril.

	File hajdar (Svartfläckig blåvinge)	File hajdar (Apollofjäril)	Hejnum hällar (Svartfläckig blåvinge)	Hejnum hällar (Apollofjäril)
2019	x	x	x	x
2020	x	x	x*	x**
2021	x	-	x*	-
2022	x	-	-	-

*Insatsen utfördes i den södra halvan av Hejnum hällar.

**Insatsen utfördes i spridda delområden inom Hejnum hällar.

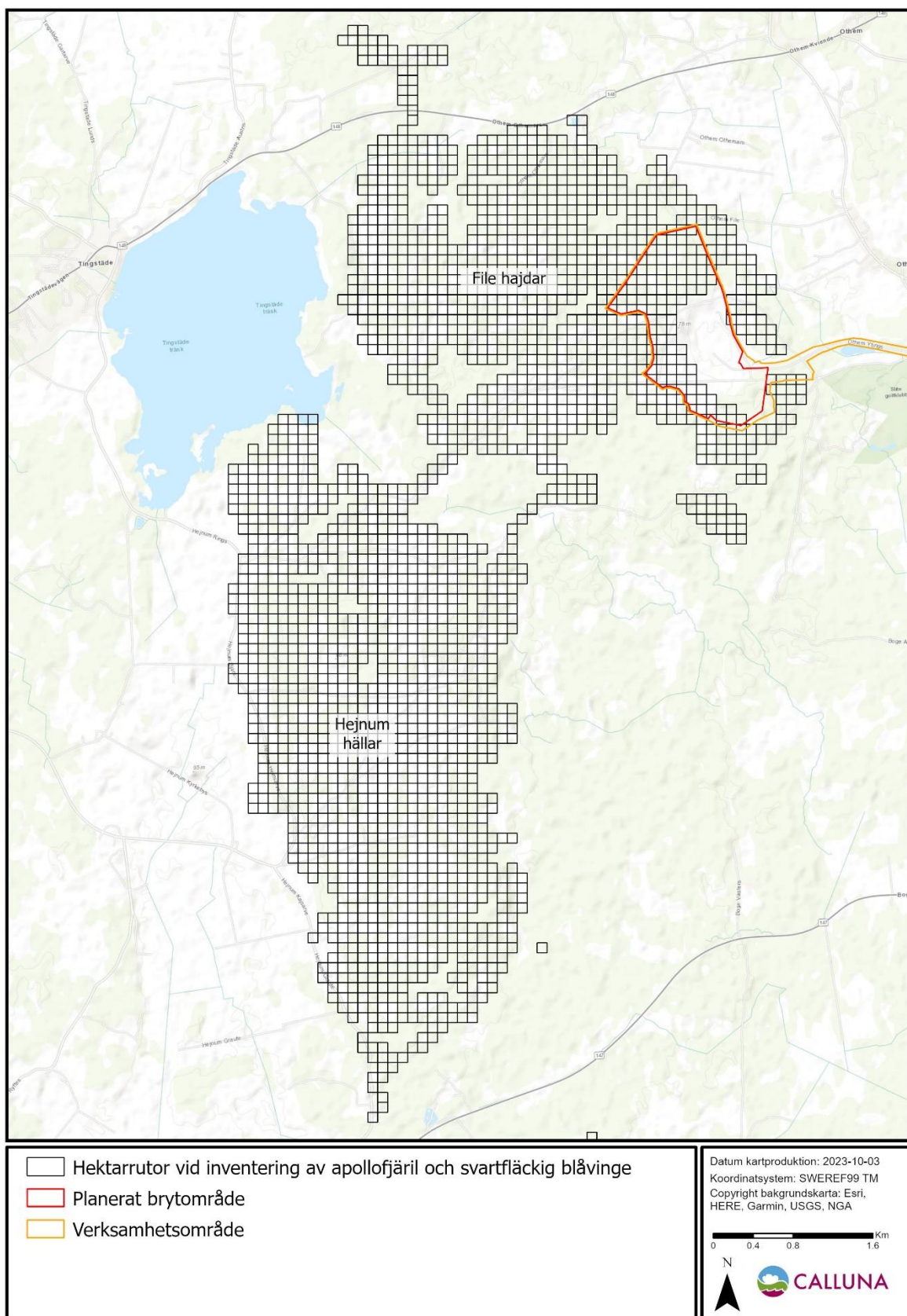


Fig. 4. Området där fångst, märkning och återfångst har utförts med avseende på apollofjäril och svartfläckig blåvinge. Insatsen har varierat mellan olika år, för översikt se Tab. 4.

3.2 Gridinventering

Under 2020–2023 genomfördes studier med ytterligare en metod för populationsskattning. Syftet var att finna en tillförlitlig metod som kan användas för uppföljning av populationer. Bakgrunden till behovet av uppföljning var att Heidelberg Materials avsåg vidta skyddsåtgärder för fjärilarna och behövde dokumentera effektiviteten av dessa.

Den valda metoden för miljöövervakning av fjärilspopulationer är en ny kvantitativ metod, som vi har valt att kalla för *gridinventering* ("rutnätsinventering"). Liknande metodik har även använts i andra vetenskapliga studier och då bedömts leda till tillförlitliga resultat (t.ex. Kadlec m.fl. 2012; Kral-O'Brien m.fl. 2021). Calluna använde metoden redan år 2018, dock i ett begränsat urval av hektarrutor.

Gridinventeringen genomförs på följande sätt. Ett antal hektarrutor inom habitatet för respektive fjärilsart väljs ut, och samma hektarrutor besöks sex gånger under artens flygsäsong. Utvalda hektarrutor genomsöks systematiskt efter vuxna fjärilar genom en långsam vandring igenom allt habitat inom respektive hektarruta. Alla observationer av fjärilar läggs in med koordinat där de först observerades. En hektarruta tar cirka 15–30 minuter att inventera beroende på hur mycket habitat och fjärilar som förekommer inom rutan. Tiden för inventering motsvarar den som används vid den nationella miljöövervakningen i transekter för dagfjärilar (Pettersson 2012). Besöken genomfördes under dagar med goda förutsättningar för att enkelt kunna hitta flygande individer (soligt, >17 grader och inte hård blåst) och under den period då flest individer flyger, alltså då populationen är som störst. Gridinventering har utförts för både **vädnettjäril** (Fig. 5), **svartfläckig blåvinge** (Fig. 6) och **apollofjäril** (Fig. 7).

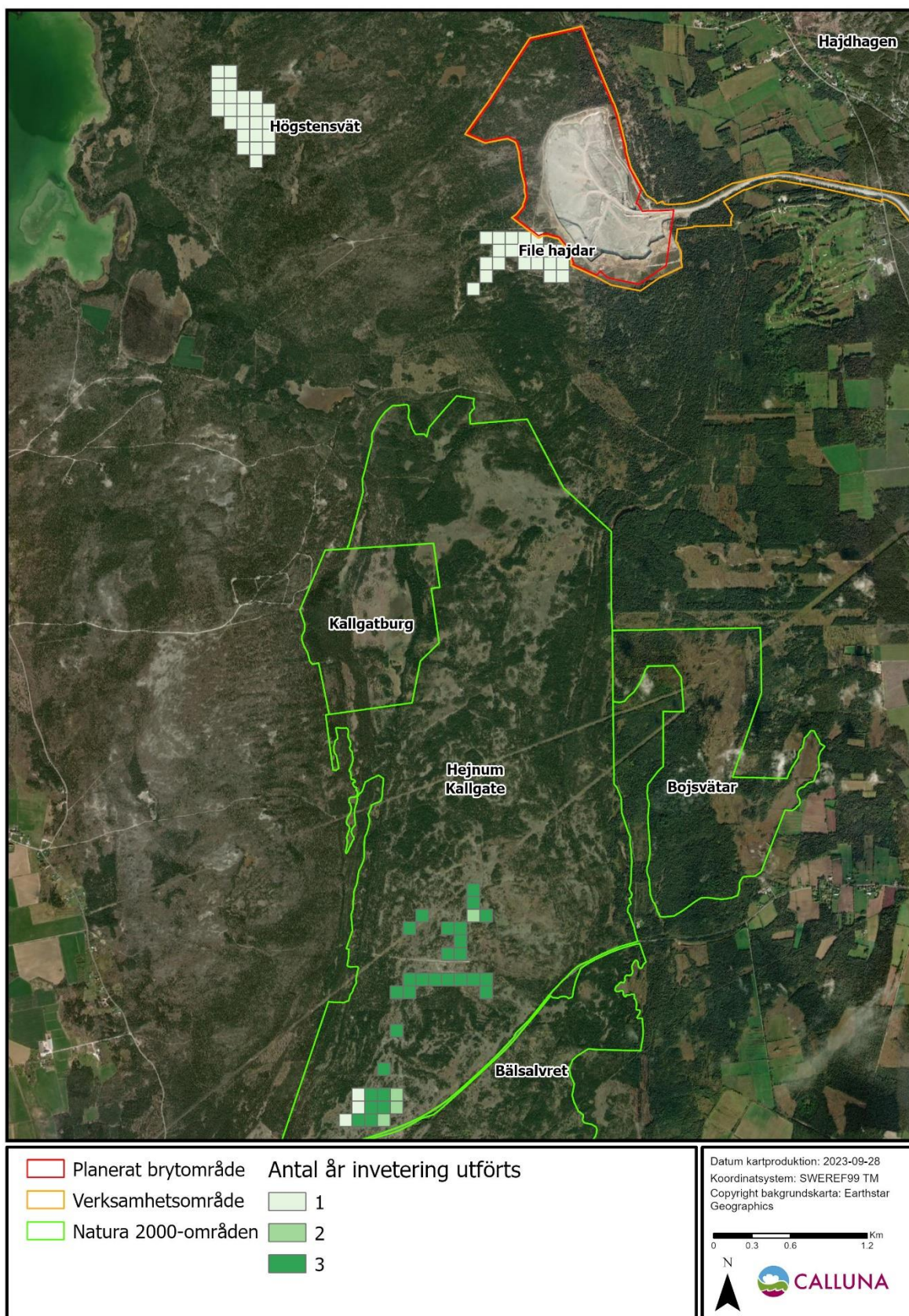


Fig. 5. Hektarrutor (n=80) som inventerats med gridinventeringsmetoden för vädnätfjäril 2020, 2022–2023. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutan inventerats.

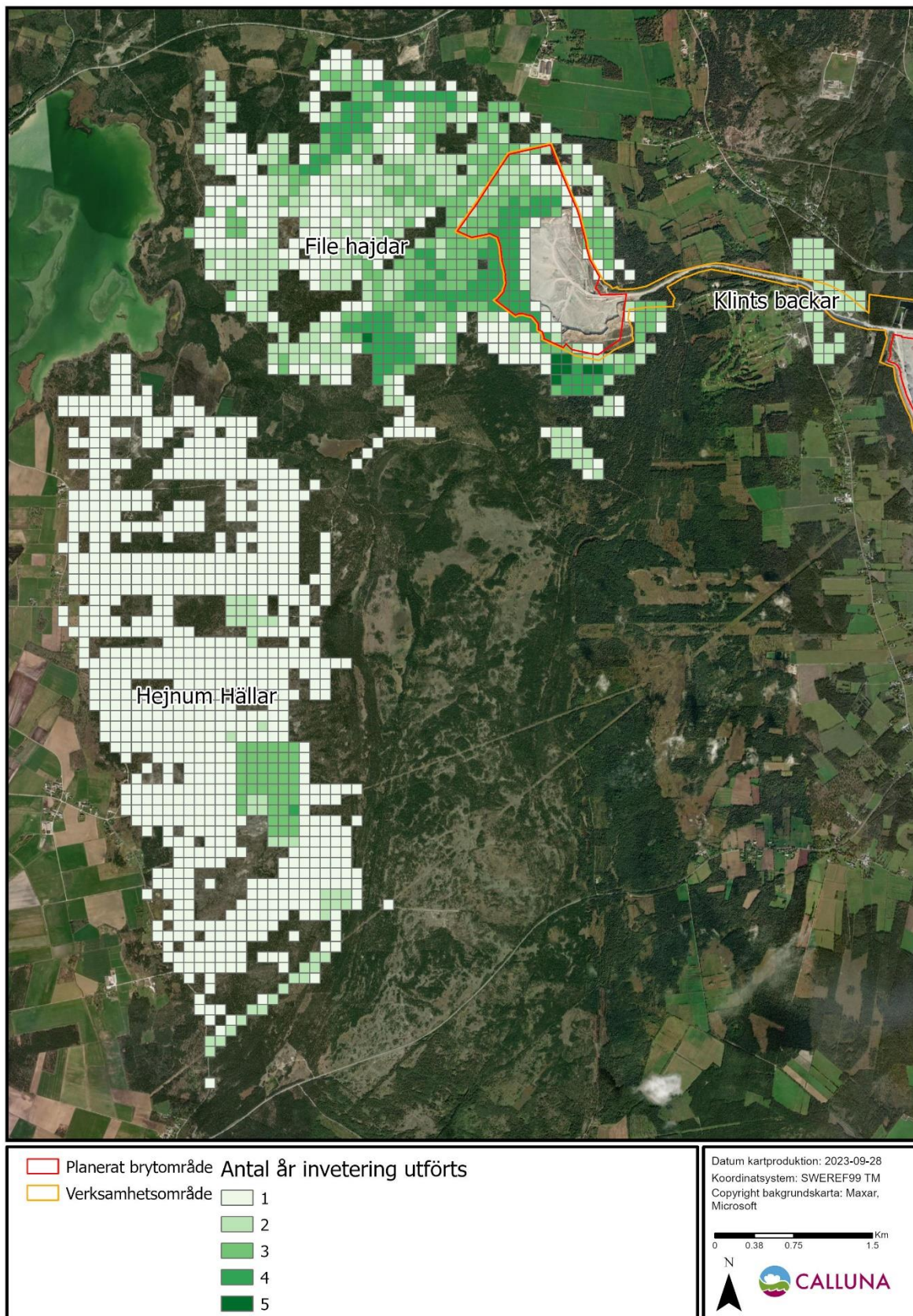


Fig. 6. Hektarrutor (n=2 603) som inventerats med gridinventeringsmetoden för svartfläckig blåvinge 2018–2021, 2023. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutan inventerats.

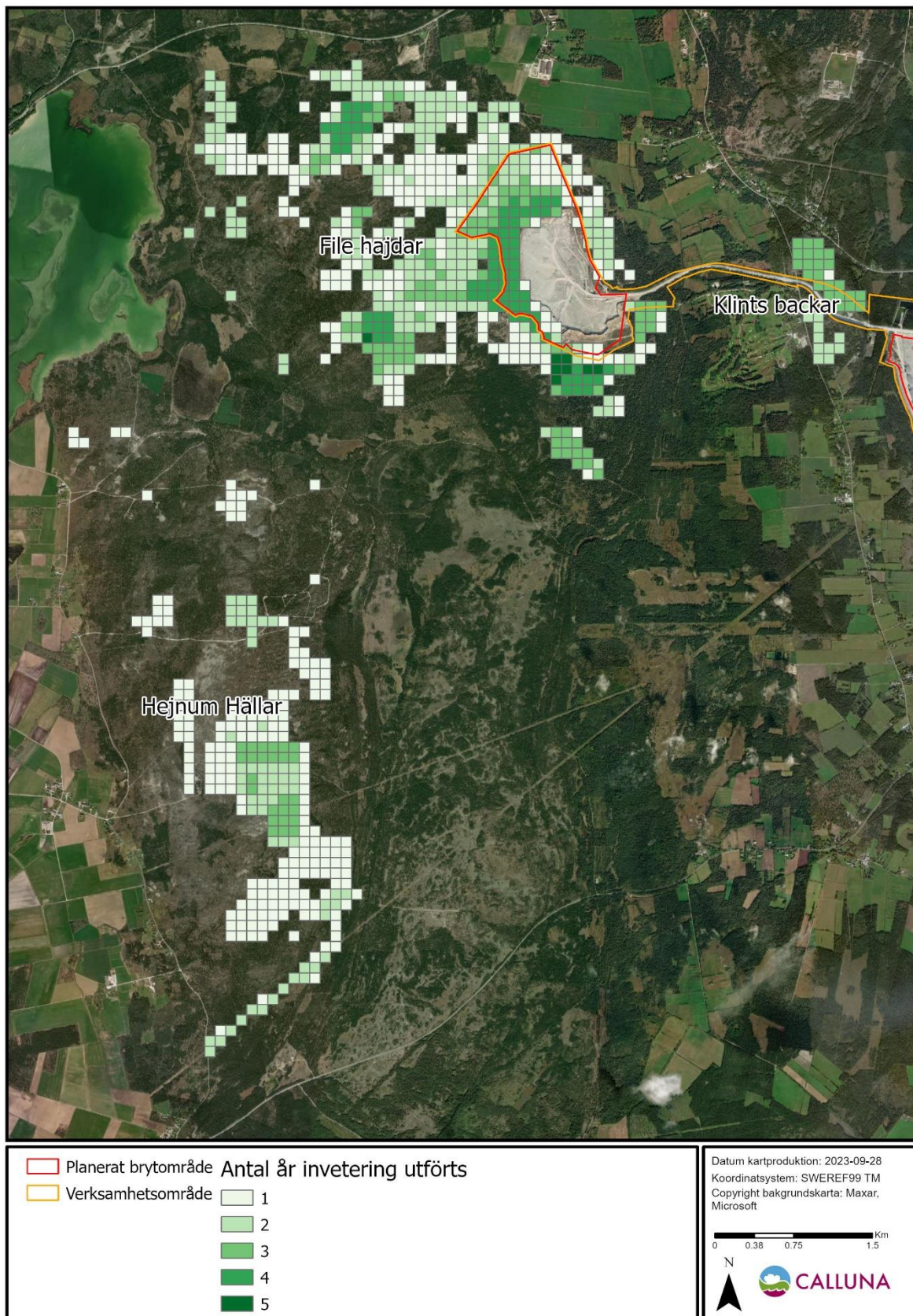


Fig. 7. Hektarrutor (n=1 456) som inventerats med gridinventeringsmetoden för apollofjäril 2018, 2020–2023. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutan inventerats.

3.3 Transektinventering

År 2020 genomfördes även en transektinventering av **vädnetfjäril** enligt standard för svensk miljöövervakning av dagfjärilar (Pettersson 2012). Detta är en klassisk metod som används för miljöövervakning av dagfjärilar både i Sverige och resten av Europa. Vid transektinventering registreras fjärilar längs med fasta slumpvis eller systematiskt utplacerade transekter i habitatet. Besöken genomfördes under dagar med goda förutsättningar för att enkelt kunna hitta flygande individer (soligt, >17 grader och inte hård blåst) och under den period då flest individer flyger, alltså då populationen är som störst.

Genom att utföra grid- och transektinventeringarna parallellt med fångst- och återfångststudien var det möjligt att jämföra de olika metoderna. Fångst- och återfångststudien ger möjlighet att beräkna den faktiska populationsstorleken i ett område och kan därmed användas som facit för de andra metodernas precision. Alla tre metoder (grid-, transektinventering samt fångst- och återfångst) utfördes samtidigt vid tidpunkten för artens högflygning inom delområdet på File hajdar. Utvärderingen visade att gridinventering var överlägsen transektinventering i att ge en populationskattning som korrelerade med den faktiska populationsstorleken.

3.4 Inventering av förekomst och icke-förekomst

Vädnetfjärilen förekommer i metapopulationer. För att analysera metapopulationer, exempelvis i form av sårbarhetsanalyser, krävs kunskap om vilka habitatfläckar som är bebodda och vilka som är tomma. Under perioden 2020–2021 inventerades samtliga habitatfläckar, inom ett ca 8 x 15 km stort område väster om Slite, med avseende på förekomst av vädnetfjäril. Metodiken innebär att varje yta besöks upp till tre gånger per fältsäsong (fem gånger år 2020) för att konstatera närvaro. Om vädnetfjäril inte registrerats vid något av de tre besöken anses den vara utdöd från habitatfläcken. Besöken genomfördes under dagar med goda förutsättningar för att enkelt kunna hitta flygande individer (soligt, >17 grader och inte hård blåst) och under den period då flest individer flyger, alltså då populationen är som störst.

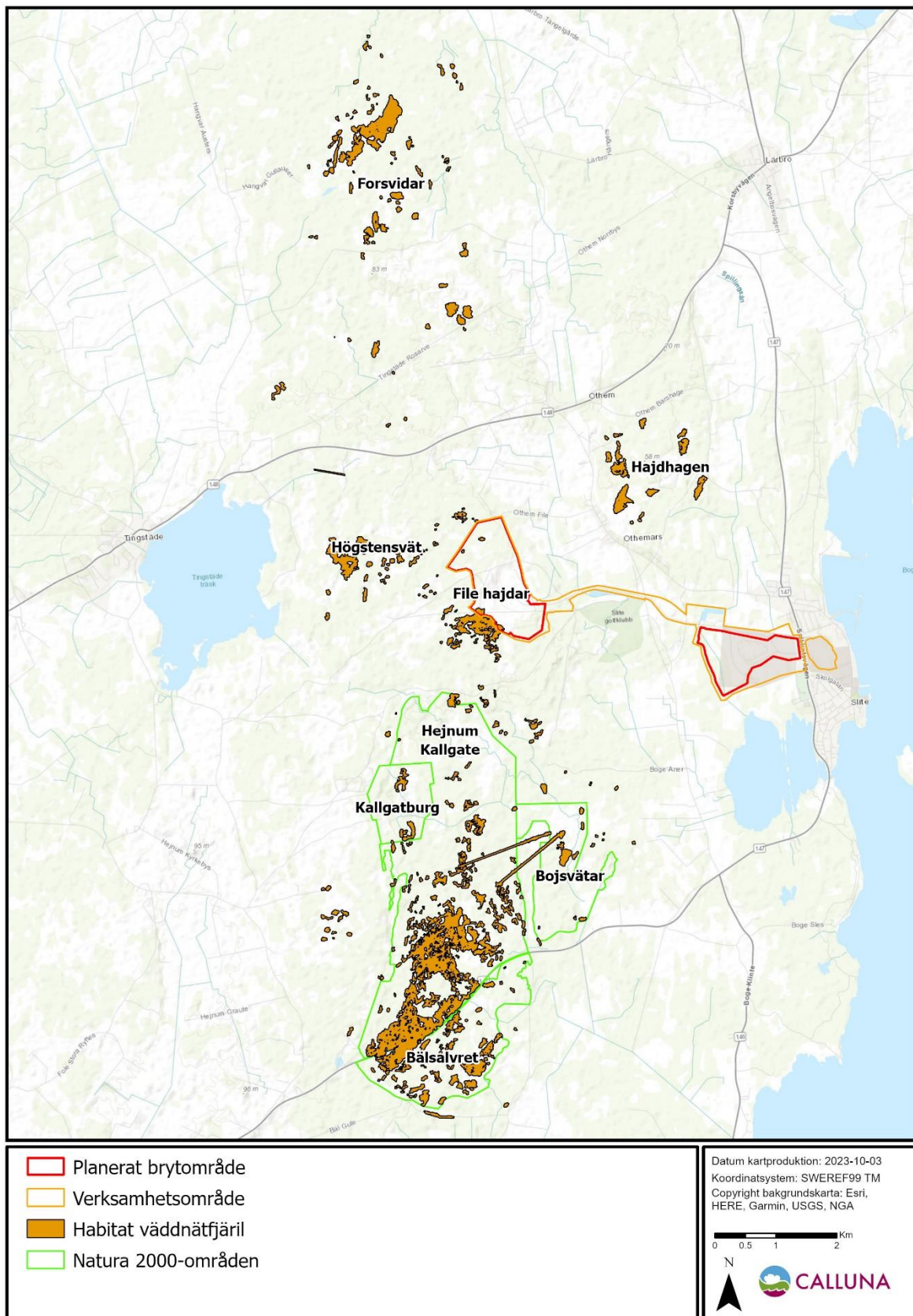


Fig. 8. Habitatfläckar (orangea polygoner) som inventerats på förekomst av väddnätfjäril 2020–2021.

3.5 Larvinventering

Larvinventeringar har utförts årligen för både **vädtnätfjäril** (2016–2023) och **apollofjäril** (2020–2023) med hjälp av två olika metoder: *transektinventering* (se avsnitt 3.5.1) och *helkartering* (se avsnitt 3.5.2). Larver av svartfläckig blåvinge bor i myrbon under mark och kan därför inte inventeras.

Vid inventeringen av vädtnätfjärilens larver eftersöks de spånader som larverna spinner på hösten (Fig. 9). Inventering av vädtnätfjärilens spånader har utförts under månadsskiftet augusti/september. Totalt har 776 hektarrutor inventerats på spånader av vädtnätfjärilen (Fig. 10). Apollofjärilens larver har inventerats på våren, under andra halvan av maj. Larverna har vid denna tidpunkt kläckt ur i den varma vårsolen samt växt till en storlek som gör att de är enkla att se och identifiera (Fig. 9). Totalt har 371 hektarrutor inventerats på larver av apollofjäril (Fig. 11).



Fig. 9. Till vänster: födosökande apollolarv på värdväxten vit fetknopp, File hajdar, maj 2020. I mitten: larver av vädtnätfjäril i det fjärde utvecklingsstadiet, Kallgate, september 2020. Till höger: larvspånad av vädtnätfjäril, Kallgate, september 2020 (foto: Demieka S. Säwenfalk).



Fig. 10. Hektarrutor (n=776) som inventerats på väddnätfjärilslarver 2016–2023. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutan inventerats.

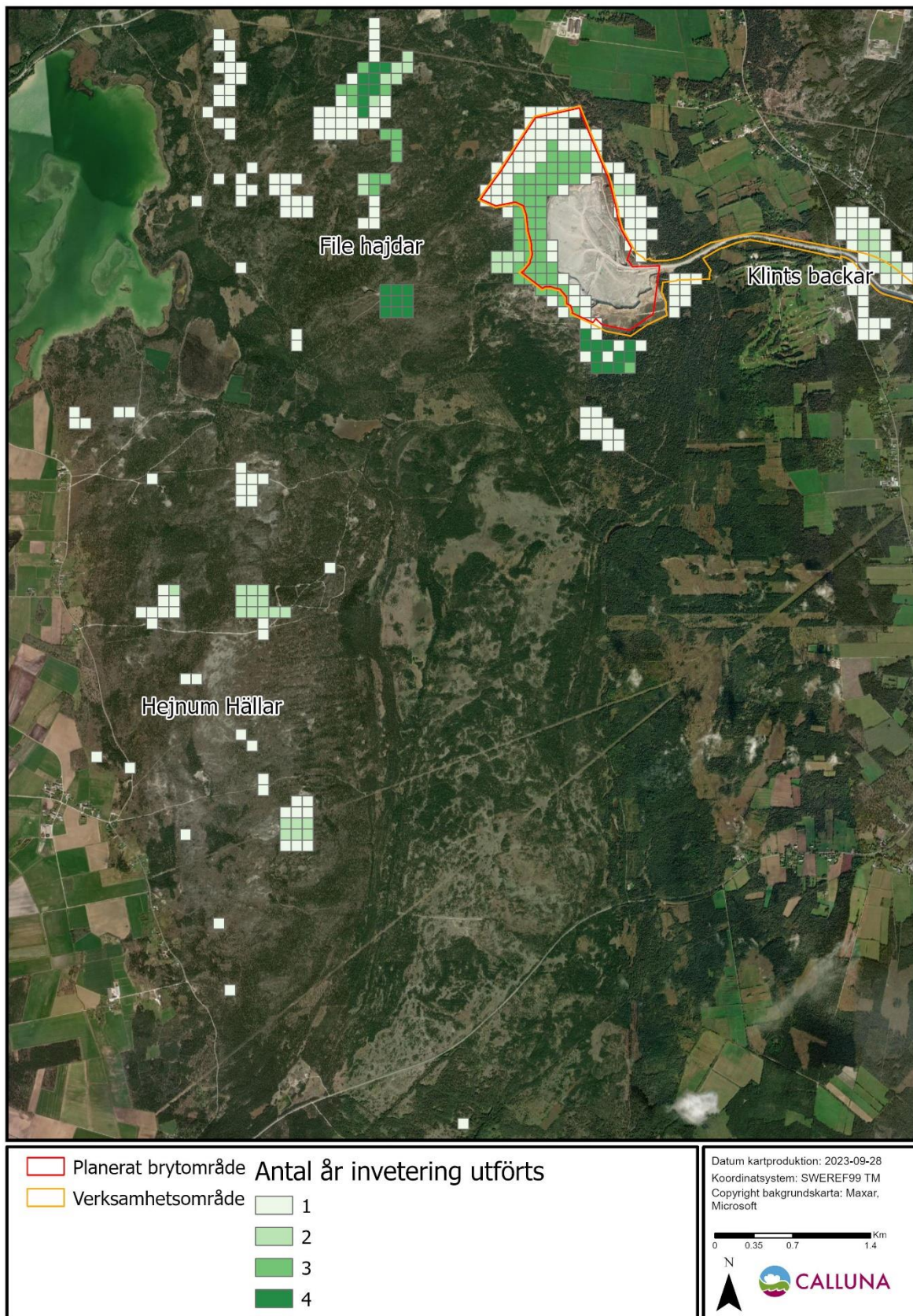


Fig. 11. Hektarrutor (n=371) som inventerats på apollofjärilslarver 2020, 2021–2023. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutan inventerats.

3.5.1. Transektinventering av larver

Transektinventering av både väddnätfjärilens och apollofjärilens larver har genomförts inom slumpvist utplacerade transekter. Transekterna som mäter 4x100 meter placerades slumpmässigt ut i hektarsrutor som innehåller habitat för respektive art. Genom att långsamt ströva genom transekten identifierades individer av apollofjärilens larver eller spånader av väddnätfjärilens larver. Samtliga fynd koordinatsattes. I snitt har två transekter per hektarruta genomströvats vid varje inventeringstillfälle.

Väddnätfjärilens larver har transektinventerats årligen under perioden 2017–2022. Vid varje inventeringstillfälle har även ett antal artspecifika habitatparametrar registrerats (Tab. 5). Som referens, har samma habitatparametrar även registrerats i ett antal (10–20 provrutor/ha) slumpvisa punkter utan larver längs transekterna. Metoden med transektinventering har använts inom delområdena Bojsvåtar, Bälsalvret, Forsvidar, Hajdhagen, Hejnum Kallgate, Högstensvät samt Kallgatburg.

Apollofjärilens larver har transektinventerats årligen under perioden 2020–2023. Under 2020 registrerades även ett antal artspecifika habitatparametrar (Tab. 5) vid varje larvfynd. Som referens, registrerades samma habitatparametrar även i ett antal (10–20 provrutor/ha) slumpvisa punkter längs transekter utan larvfynd. Metoden med transektinventering har använts inom alla inventerade hektarsrutor, bortsett från restaurerade ytor där endast helkartering av larver använts.

Tab. 5. Habitatparametrar som registrerats inom provrutor om 0,5 m² (Fig. 12) i samband med A = Apollofjärilslarvinventering, M = Myrinventering och V = Väddnätfjärilslarvinventering. Myrinventeringen beskrivs i avsnitt 3.6 nedan.

Habitatparameter	Beskrivning	Art
Vit fetknopp	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Backtimjan	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Hällmark	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Mossor/lavar	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Barmark	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Gräs	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Annan vegetation	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Bränd vegetation	Uppskattad täckningsgrad i procent	A, M
Jorrdjup	Medelvärde av tre provtagningar	A, M, V
Spillning	Antal samt art vid förekomst av spillning från däggdjur	A, V
Vegetationshöjd	Uppskattad höjd på växtlighet i centimeter mätt mot platta med sju höjdmarkeringar (1–20 centimeter) på 5 meters avstånd (Fig. 6)	V
Antal ängsvädd	Totalt antal ängsväddplantor inom provruta	V
Bredd rosett	Längd i centimeter av största ängsväddbladrosett	V
Längsta blad	Längd i centimeter av längsta ängsväddblad inom provruta	V
Antal stänglar	Totalt antal stänglar av ängsvädd, både blommande och torkade	V
Tuvighet	Förekomst eller icke förekomst av tuva inom provruta	V



Fig. 12. Till vänster: provruta om 0,5 m² med vegetationshöjdsplatta. Plattan är en 17 cm bred, vit platta i masonit som placeras i vegetationen och avläses på cirka en meters höjd från fem meters avstånd. Vid den höjd där vegetationen skymmer 50 % av skivan läses vegetationshöjden av. Till hjälp finns horisontella stödlinjer med höjderna 1, 3, 5, 7, 10, 15, 20 och 25 cm utritade på plattan. Till höger: provruta om 0,5 m² inom vilka olika habitatparametrar (Tab. 5) har noterats.

3.5.2. Helkartering av larver

Utöver transektinventeringen av fjärils-larver har även helkartering av både väddnätfjärilens och apollofjärilens larver utförts. Metoden påminner i stort om den vid gridinventering av vuxna fjärilsindivider (avsnitt 3.2), med skillnaden att det är larver eller spånader som eftersöks samt att endast ett besök per område är nödvändigt. Utvalda hektarrutor genomsöks systematiskt efter larver genom en långsam vandring igenom allt habitat inom respektive hektarruta. Alla observationer av larvspånader och larver registreras med koordinat.

För **väddnätfjärilen** har helkartering av artens larver på File hajdar genomförts årligen under perioden 2016–2023. Det aktuella området ligger i anslutning till det ansökta brytområdets sydvästra kant och omfattar 27,7 hektar habitat. De ytor som har restaurerats med hänsyn till väddnätfjäril ligger i direkt anslutning till detta område (se avsnitt 5). Även dessa ytor har helkarterats årligen sedan respektive yta genomgått restaurering. Vidare har metoden med helkartering av larver även använts 2020–2021 på Högstensvät.

Helkartering av **apollofjärilens larver** har utförts under 2022 och 2023. Under denna period har allt habitat som ligger inom det ansökta brytområdet samt restaurerade ytor (se avsnitt 5) genomsökts.

3.6 Myrinventering

Under perioden 2019–2022 har det genomförts inventeringar av värdmyran för **svartfläckig blåvinge**. Provtagningar av myror har utförts inom samtliga ytor som restaurerats med hänsyn till svartfläckig blåvinge (se avsnitt 5). Detta för att se i vilken omfattning artens värdmyror redan finns på platsen, och i så fall har potential att kunna utgöra en fullgod livsmiljö efter de restaurerande insatserna. Provtagning har även utförts inom det ansökta brytområdet vid File hajdar-takten samt inom ett antal referensområden där svartfläckig blåvinge förekommer (Fig. 13). För insamlandet av myror lades sockerbitar ut som bete intill backtimjan. Sockerbiten löstes försiktigt upp genom att inventerare hällde en liten mängd vatten över sockerbiten (ett par matskedar). Efter ett par timmar återvände inventeraren till platsen och samlade in eventuella myror för artbestämning. Alla insamlade myror artbestämdes sedan med hjälp av stereolupp. På samtliga punkter där myrprover samlades in registrerades dessutom olika

habitatparametrar (Tab. 5) för att möjliggöra en analys av vilka miljöfaktorer som gynnar förekomsten av de myrarter som svartfläckig blåvinge är beroende av. Totalt har 1 892 myrprover insamlats under tidsperioden 2019–2022. Ytterligare prover samlades även in under fältsäsongen 2023, men då analysen av dessa prover inte är klar vid rapportens färdigställande redovisas inte dessa resultat här.

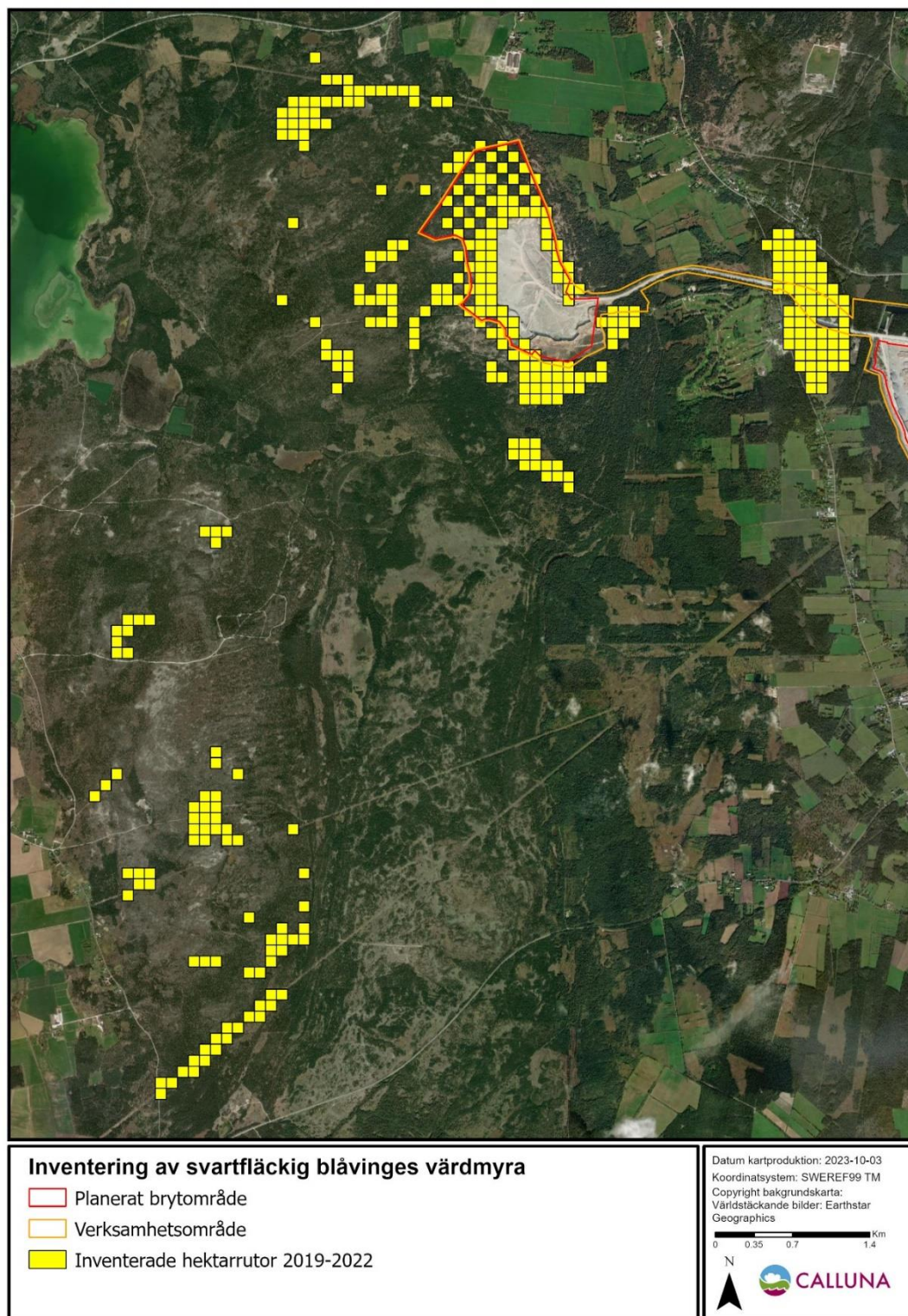


Fig. 13. Hektarrutor (n=353) där svartfläckig blåvinges värdmyra av släktet *Myrmica* har eftersökts 2019-2022. Antalet insamlingspunkter var 708 år 2019, 732 år 2020, 217 år 2021 och 235 år 2022 (totalt 1 892 insamlingspunkter).

3.7 Värdväxtinventering

Samtliga tre fjärilsarter kräver i larvstadiet tillgång till en specifik värdväxt. För apollofjärilen är det vit fetknopp, för svartfläckig blåvinge är det backtimjan och för väddnätfjäril är det ängsvädd (Fig. 14). Därför är kunskap kring värdväxternas förekomst och kvalitet viktig.

För **väddnätfjäril** utfördes värdväxtinventeringar i samband med larvkarteringarna 2017–2022. Vid varje larvfynd genomfördes en mätning av habitatparametrar kopplade till värdväxten inom en provpunkt om 0,50 cm² (Tab. 5). Vidare registrerades samma habitatparametrar i slumpvisa provpunkter i habitat där larver saknades. Inventering av väddnätfjärilens värdväxt ängsvädd har utförts inom totalt 592 hektarsrutor (Fig. 15). Ängsvädd har även inventerats inom de två ytor i File hajdar som restaurerades med fördel för väddnätfjärilen år 2017 (se avsnitt 5.2). De båda ytorna har under tiden 2017–2023 årligen helkarterats på antalet ängsväddplantor.

Under 2020 genomfördes inventeringar av värdväxterna för **apollofjäril** och **svartfläckig blåvinge**. Täckningsgraden av vit fetknopp och backtimjan registrerades inom provrutor om 0,50 cm² i samband med transektinventeringen av apollolarver. Täckningsgraden av de båda värdväxterna noterades dels vid varje enskilt larvfynd, dels vid slumpvist placerade provpunkter där larver saknades (som referens). Under fältsäsongen 2022–2023 genomfördes ytterligare en inventering av vit fetknopp och backtimjan. Då noterades täckningsgraden av de två värdväxterna enligt samma princip som beskrivits ovan, dock endast vid slumpvisa provpunkter på transekt och inte i samband med apollolarvfynd. Täckningsgraden av vit fetknopp och backtimjan registrerades även i provpunkter vid insamlade myrprov under inventeringen av värdmyror 2019–2023 (se avsnitt 3.6). Inventering av svartfläckig blåvinges värdväxt backtimjan samt apollofjärilens värdväxt vit fetknopp har utförts inom totalt 504 (Fig. 16) respektive 523 hektarsrutor (Fig. 17).



Fig. 14. Till vänster: apollofjärilens värdväxt, vit fetknopp (*Sedum album*). Mitten: svartfläckig blåvinges värdväxt, backtimjan (*Thymus serpyllum*). Till höger: väddnätfjärilens värdväxt, ängsvädd (*Succisa pratensis*) (foto: Hannah Norman, Calluna).



Fig. 15. Hektarrutor (n=592) som inventerats på våddnåtfjärilens värdväxt ängsvädd 2017–2022. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutorna inventerats.

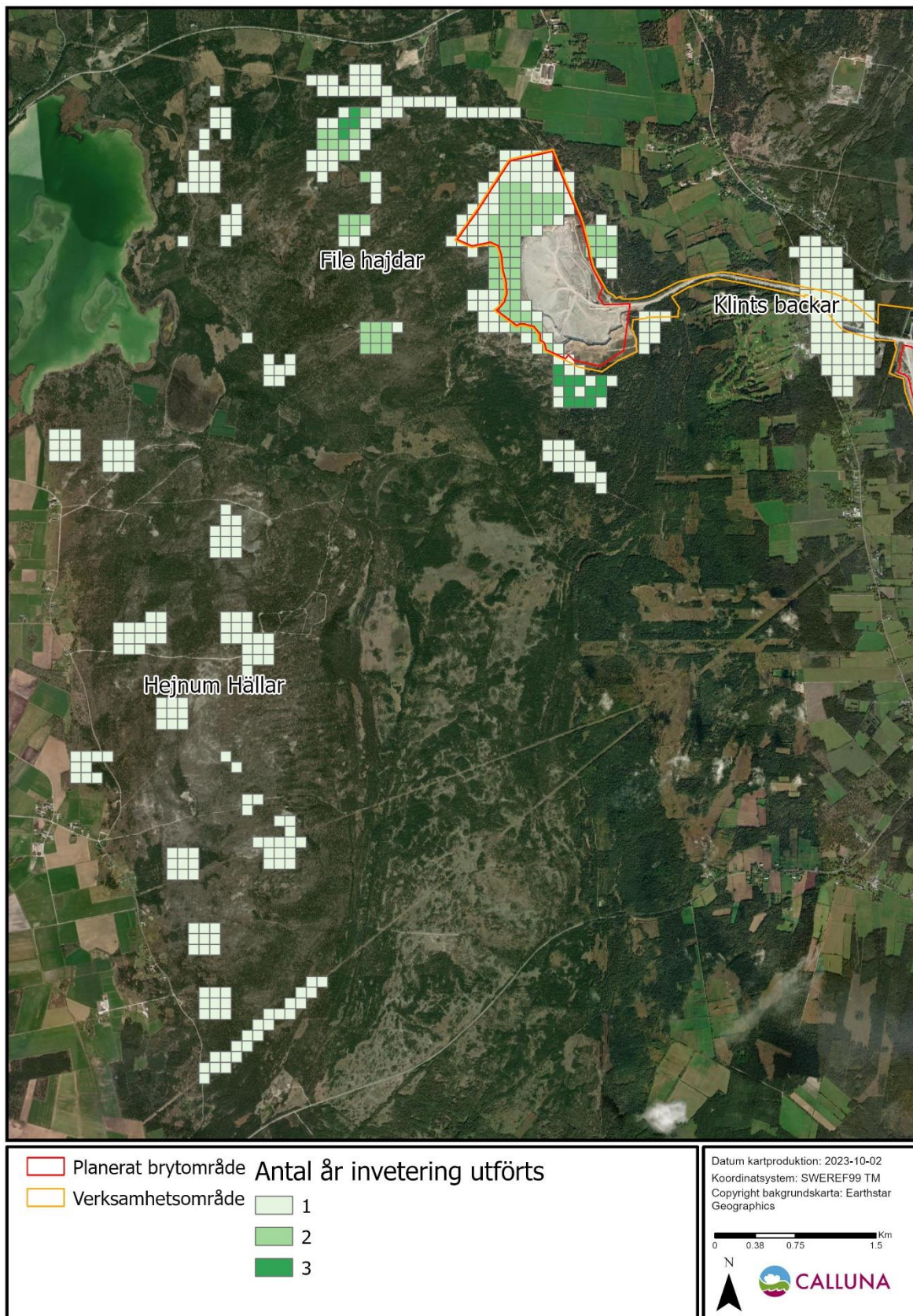


Fig. 16. Hektarrutor (n=504) som inventerats på svartfläckig blåvinges värdväxt baktimjan 2020, 2022–2023. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutan inventerats.

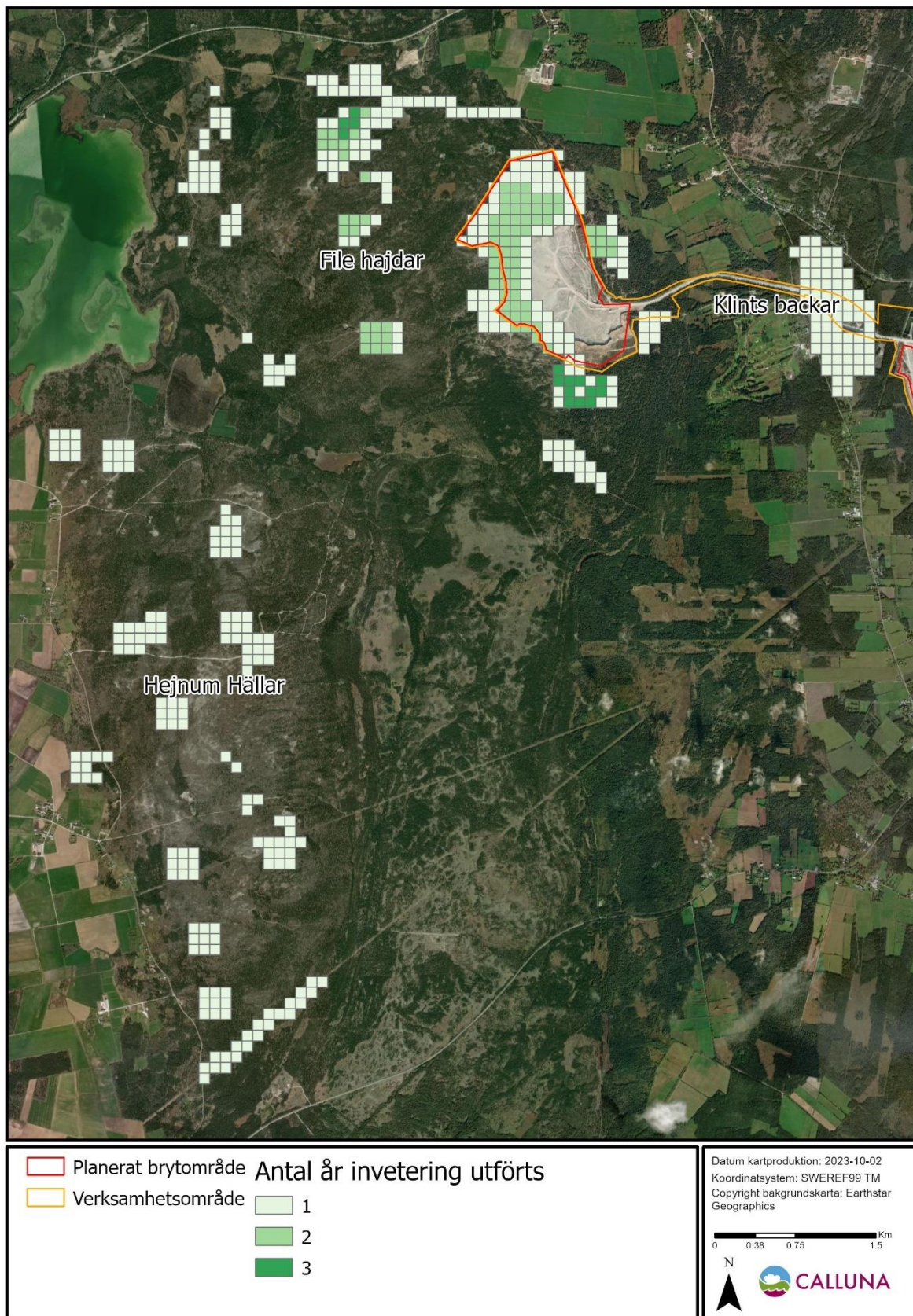


Fig. 17. Hektarrutor (n=523) som inventerats på apollofjärilens värdväxt vit fetknopp 2020, 2022–2023. Färgen på hektarrutorna indikerar antal år som rutan inventerats.

4 Analys och modellering

4.1 Habitatkartering

Svartfläckig blåvinge och **apollofjäril** förekommer ofta i samma habitat. De olika kartsnitten i nationella marktäckedata (NMD) användes som huvudsakligt underlag för att skapa artspecifika kartor som identifierar båda arternas habitat och för att skapa spridningsmodellens friktionsraster. Genom att utnyttja fynd nedladdade från Analysportalen (2018) och fynd insamlade under Callunas egna inventeringar, kunde artspecifika gränsvärden tas fram för täckningsgraden av träd- och buskskikt i hållmarksdominerade skogsmarker och alvarmarker. Med hjälp av de observerade konfidensintervallen (95 %) för täckningsgraden av träd och buskar på varje plats, tillsammans med observationer av respektive art, var det möjligt att avgränsa vilka delar av landskapet som kan fungera som habitat för båda arter. Artfynden relaterades även till ett markfuktighetskikt som Metria tagit fram i arbetet med NMD (Naturvårdsverket 2018). Genom att välja ut de riktigt torra partierna från fuktighetskartan (markfuktsindex MFI <90), kunde många av de öppna marker som är alltför frodiga för att baktimjan eller vit fetknopp (som utgör värdväxt för svartfläckig blåvinge respektive apollofjäril) ska kunna klara konkurrensen med andra växtarter exkluderas. Genom att kombinera markfuktighetsinformationen med information om markanvändning, naturtyp och täckningsgrad av buskar och träd kunde en karta tas fram som grovt visar ytor där det finns potential för förekomst av arternas värdväxter. Denna grova kartering kunde sedan förfinas något utifrån erfarenheter av habitatets egenskaper från fältbesök, men inkluderar fortfarande sådana ytor där arterna potentiellt kan förekomma.

Lämpliga habitat för **vädnetfjäril** kartlades genom flygbildstolkning och uppföljande fältbesök. Med denna metod identifierades alla öppna våtmarker, blekevätar, fukthedar och kalkfuktängar som vädnetfjärilen potentiellt kan utnyttja som livsmiljö, förutsatt att värdväxten ängsvädd förekommer. Som underlag nyttjades olika GIS-skikt såsom våtmarksskiktet i Fastighetskartan (Lantmäteriet) och länsstyrelsens naturtypskartering från Naturvårdsverkets karttjänst *Skyddad natur* (Naturvårdsverket 2017). Samtliga flygbildstolkade områden besöktes sedan under maj-juli 2017 för att kontrollera förekomsten av värdväxt och för att justera avgränsningarna av vädnetfjärilens livsmiljö i fält.

4.2 Modellering av metapopulationer och habitatnätverk

Den metod som valts för modelleringen av metapopulationen är en så kallad habitatnätverksanalys, vilken grundar sig på en cost-distance-algoritm som utförs i GIS (ArcGIS med tillägget Spatial analyst). Denna metod utnyttjar ett friktionsraster som gör det möjligt att på ett realistiskt vis anpassa spridningen till landskapets sammansättning av olika biotoper, och kan svara på frågor som: Hur ser förutsättningen för metapopulationen och spridningssambanden ut? Vilka svagheter finns och vilka habitatfläckar är särskilt viktiga i helheten? Kort sagt, nödvändiga data för att avgöra förutsättningarna för gynnsam bevarandestatus i en metapopulation. Biotoper som arten undviker att röra sig i tilldelas högre friktionsvärden och biotoper där arten har lätt att förflytta sig i tilldelas låga värden. Inom habitat sätts värdet till 1, det vill säga att friktionen nollställs och analysens maxavstånd för spridning utgör i stället gränsen. Modellen bygger på känd kunskap om vilken typ av natur fjärilsarten föredrar eller undviker att flyga i. Vetenskapliga källor har använts i den mån de existerar.

Svartfläckig blåvinge ses sällan utanför sitt habitat och det har ofta hävdats att den har en begränsad spridningsförmåga (Elmqvist & Nielsen 2007). I genomförda fångst- och återfångststudier finns dock exempel på att vuxna individer kan röra sig 3 km på en dag och 5–6 km under hela flygperioden (Kolev 1998; Griebeler & Seitz 2002). I Callunas fångst- och återfångststudier noterades max 2 300 meters förflyttning (Norman m.fl. 2023b).

Apollofjärilen är en mycket storvuxen fjäril som har god flygförmåga. I en fångst- och återfångststudie noterades max 1 840 meters förflyttning och i genomsnitt 260 meters förflyttning (Brommer & Fred 1999). I en studie på en närbesläktad nordamerikansk art påvisades en förflyttning på 12 kilometer (Auckland m.fl. 2004). I Callunas fångst- och återfångststudier noterades max 6 385 meters förflyttning (Norman m.fl. 2023c).

Eftersom svartfläckig blåvinge och apollofjäril är väl spridda på Gotland, med förhållandevis tätt mellan kända förekomster, gjordes 2019 en habitatnätverksanalys över hela Gotland. De olika kartskikten i det nationella marktäckedatat (NMD) användes som huvudsakligt underlag för att skapa arts specifika kartor som identifierar arternas habitat och för att skapa spridningsmodellens friktionsraster. Maxavstånd för spridning mellan habitatfläckar sattes till 2 kilometer. Maxavståndet för dagliga rörelser inom habitatet sattes till 100 meter.

Under 2021 gjordes även nya habitatnätverksanalyser för apollofjäril och svartfläckig blåvinge inom utredningsområdet på norra Gotland. Dessa byggde på habitatkartor som Calluna skapade för de båda fjärilsarterna år 2019. Olika biotoper klassades med olika friktionsvärden mellan 1–4, där till exempel öppen jordbruksmark tilldelades det högsta friktionsvärdet då fjärilarna undviker att flyga över sådana ytor. Därefter kunde cost-distance-analyser utföras. Maxavstånd för spridning mellan habitatfläckar sattes till 1 kilometer, detta för att få en bättre upplösning på spridningskartorna samt beakta en viss försiktighet. Det gjordes även en cost-distance-analys som tog hänsyn till habitatfläckarnas storlek, där mindre fläckar tilldelades högre friktion. Anledningen till det var att mindre habitatfläckar kan förväntas rymma färre fjärilar och det är därmed färre individer som kan väntas spridas därifrån. För att vikta spridningssambanden användes följande formel för att storleksfördela habitatfläckarna utifrån deras area:

$$1 + \frac{1000}{Area} \quad (1)$$

Med detta kunde cost-distance-analysen tillföras friktion genom att habitatfläckarnas storlek multiplicerades med kostnaden.

För **vädnetfjäril** klassades biotoper inom utredningsområdet med olika friktionsvärden mellan 1–50. Dessa analyser utfördes under 2017. Då var inte dagens nationella marktäckedata (NMD) tillgängliga och därför fick andra källor utnyttjas. Data om biotoper hämtades från den egna habitatkarteringen, länsstyrelsens naturtypskartering, terrängkartans våtmarksskikt och exploaterad mark, blockdatabasen för jordbruksskiftet (Jordbruksverket) samt laserdata från den nationella databasen där det är möjligt att avgöra täthet av skog. Det var därigenom möjligt att ta fram en fullständig biotopkarta som täcker både habitat och mellanliggande biotoper (matrix) (Fig. 18). Jämfört med NMD är denna biotopkarta mer högupplöst, med 5x5 meters pixel mot NMD:s 10x10 meters pixel. Blockdatabasen användes både för identifiering av vad som betas och vad som var åkermark. Utifrån kartan skapades friktionsraster som i sin tur användes till själva cost-distance-analysen. Maxavståndet för spridning sattes till 7 kilometer, vilket kan tyckas mycket, men till skillnad från cost-distance-analyserna på svartfläckig blåvinge och apollofjäril så begränsas spridningssambanden av högre friktionsvärden vilket är nödvändigt för att efterlikna metapopulationsstrukturen.

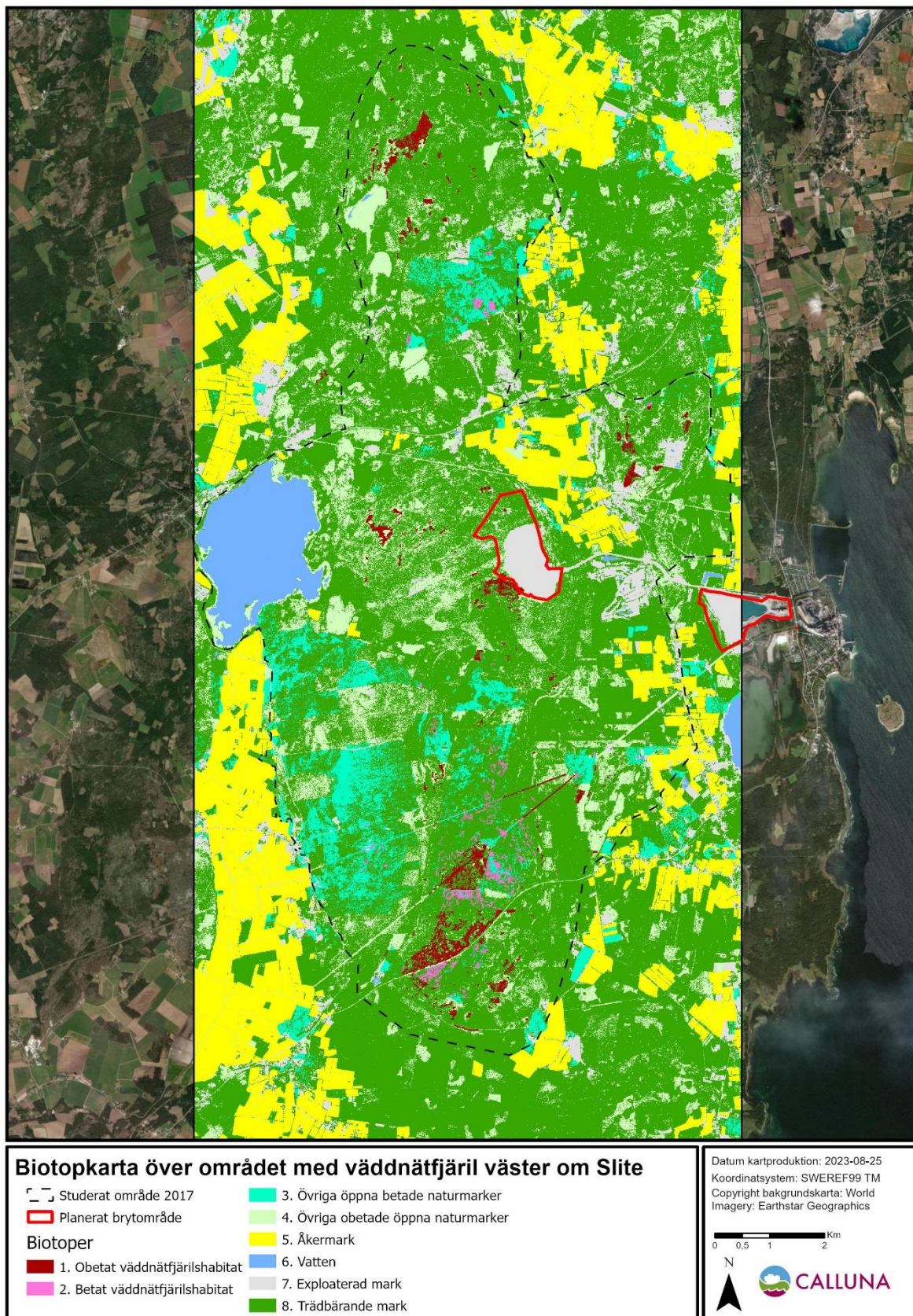


Fig. 18. Biotopkarta över det studerade området med väddnätfjäril.

4.3 Sårbarhetsanalys

4.3.1. Modellbeskrivning

För att bedöma vilken påverkan en framtida utökning av File hajdar-täkten kan få på de lokala populationerna av vädndämfjäril, svartfläckig blåvinge och apollofjäril, har Calluna använt en populationsdynamisk modell som ofta benämns "Incidence Function Model" (IFM, Hanski 1994). Det är en metapopulationsmodell som kan användas för att simulera en arts förekomst i förhållande till alla fläckar 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, bebodda habitatfläckar i ett givet landskapsavsnitt. Calluna har tidigare jämfört simuleringar med IFM och simuleringar med en demografisk modell. Jämförelsen visade att modellerna gav snarlika resultat och slutsatser (Bilaga 1). Calluna har därför valt att använda IFM för alla tre arter.

Modellen lämpar sig väl för jämförande scenarioanalyser, där exempelvis framtida exploateringsscenarier jämförs med nuläget för att undersöka om de aktuella landskapsförändringarna kan förväntas påverka en arts population negativt i något avseende. Genom att utföra upprepade simuleringar går det också 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 bedöma om populationen förväntas förändras med avseende på hur stor andel av alla tillgängliga habitatfläckar som är bebodda eller den genomsnittliga arealen som är bebodd. Generellt sett är dock modeller av detta slag 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 m.fl. 2004). Givet att allt annat hanteras lika i modellen ger jämförelser mellan olika scenarier en mycket rimlig bild av vilka effekter som kan förväntas uppstå till följd av specifika landskapsförändringar (Kindvall 2000; Brook 2000).

För att modellera de tre fjärilsarternas populationsdynamik behövs en komplett kartbild över samtliga ytor med habitat som potentiellt kan nyttjas av arterna. Calluna tog fram en sådan kartbild baserad på de habitatnätverk som gjorts för de tre arterna, där observerade fältdata och Nationella marktäckdata (NMD) kombinerats. Identifierade habitatfläckar användes sedan som "patcher" i Hanskis IFM (1994).

Vädndämfjäril har i det studerade området en mycket typisk metapopulationsstruktur och en dynamik som passar mycket väl in på Hanskis modell med avseende på hur habitatfläckarna är fördelade och utspridda i landskapet (Johansson m.fl. 2019).

Svartfläckig blåvinge och **apollofjäril** har i jämförelse med vädndämfjäril ett betydligt mer kontinuerligt habitat på Gotland. Av den anledningen delades ytorna för dessa två arter upp i mindre delar för att öka upplösningen. Det gjordes genom att habitatnätverkets ytor delades upp i rutor, med en maximal area om ett hektar; ett tillvägagångssätt som rekommenderats av Hanski (personlig kommunikation) i de fall då systemet uppvisar en mycket stor variation i ytorstorlekar, vilket annars kan ge upphov till orimliga spridningsmönster i metapopulationsmodeller (Kindvall & Petersson 2000). En sådan rumslig uppdelning utgör också ett mer neutralt förhållningssätt, vilket rekommenderades av Thomas och Kunin (1999). Oftast kan strukturen, och därmed förutsättningarna för arters populationsdynamik, variera rumsligt inom artens utbredningsområde, vilket kan leda till missvisande resultat om man tvingas anta en specifik rumslig struktur för sin modell (Thomas & Kunin 1999). Genom att dela upp habitatfläckarna i hektarsrutor är det möjligt att se en rumslig nyansering av populationsdynamiken även inom de mycket stora sammanhängande habitat som ansluter till File hajdar-täkten.

4.3.2. Modellpassning och simulering

IFM passas till observerade fältdata på respektive arts förekomstsmönster (från ett eller flera år), vilket beskrivs i Oksanen (2004). Modellen antar att sannolikheten för en habitatfläck att vara bebodd (den så kallade incidensen, J_i) är en funktion av fläckens lokala utdöenderisk (E_i) och lokala kolonisationssannolikhet (C_i) enligt:

$$J_i = \frac{C_i}{C_i + E_i - C_i E_i} \quad (2)$$

Den lokala utdöenderisken (E_i) styrs av habitatfläckens area (A_i). Ju större area desto mindre risk för att arten dör ut lokalt. Sambandet mellan area och den lokala utdöenderisken modelleras enligt:

$$E_i = \frac{e}{A_i^x} \quad (3)$$

där e och x är modellparametrar som tillsammans styr förhållandet mellan area och utdöenderisken.

Kolonisationssannolikheten (C_i) styrs av konnektivitet (S_i), dvs. hur mycket bebott habitat som finns i den lokala fläckens omgivning och avståndet till detta. Ju högre konnektivitet desto högre kolonisationssannolikhet. Förhållandet mellan konnektivitet och kolonisationssannolikhet modelleras enligt:

$$C_i = \frac{S_i^2}{S_i^2 + y^2} \quad (4)$$

där y är en modellparameter som reglerar förmågan att kolonisera. Konnektiviteten modelleras enligt:

$$S_i = \sum_{j=1}^n e^{-d_{ij} \times \alpha} A_j p_j \quad (5)$$

där d_{ij} är avståndet i kilometer mellan den lokala fläcken i och omgivande fläckar j som är potentiella spridningskällor. A_j är habitatarean i fläck j där arten antingen förekommer $p_j = 1$ eller inte $p_j = 0$. Parametern α bestämmer spridningsavståndet i modellen, vilket antas minska exponentiellt med ökande avstånd. Det innebär att det är större sannolikhet att arten finns i en stor habitatfläck (låg E_i) med god konnektivitet (hög C_i) jämfört med en liten (hög E_i) och isolerad fläck (låg C_i). Genom att varje habitatfläck får dessa sannolikheter så kan man sedan simulera framtida populationsdynamik. I simuleringarna räknas konnektivitet om i varje tidssteg (år) eftersom antalet bebodda fläckar kommer att variera över tid. För att kunna jämföra olika scenarier är det viktigt att simulerad populationsdynamik når ett jämviktsläge (dvs. då antalet bebodda habitatfläckar håller sig på en stabil nivå). För att vara säker på detta har Calluna simulerat varje arts populationsdynamik 400 år framåt i tiden.

4.3.3. Parameterskattningar

För väddnätfjärilen användes de parametervärden som presenteras i Johansson m.fl. (2019) där IFM passades till **väddnätfjärilens** utbredningsmönster 2018. I denna artikel viktades arean baserat på habitattyornas kvalitet. Calluna visade att betat habitat var 4,8 gånger sämre än obetat habitat och betade ytor viktades därför ner med motsvarande siffra. Den "effektiva arean" blev därför: obetat habitat + betat habitat/4,8, vilket gick in i modellen (som A i ekvationerna 3 och 5). För **svartfläckig blåvinge** och **apollofjärilen** fanns ingen sådan kvalitetsaspekt i

modellen utan den passades baserat på den totala arealen habitat i hektarrutorna (4 i ekvationerna i ekvationerna 3 och 5).

Parametern α , som bestämmer spridningsavståndet i modellen, baserades på observerade förflyttningar mellan habitatfläckar (för **vädnettjärilen**) och mellan hektarsrutor (för **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril**) från fångst- och återfångststudierna för respektive art. För svartfläckig blåvinge och apollofjäril behövdes simuleringar för att hitta rimliga parametervärden för övriga tre parametrar, eftersom värden från passning enligt Oksanen (2004) gav ett orimligt koncentrerat utbredningsmönster där perifera delar av landskapet aldrig blev bebodda. Eftersom alla parametrar i IFM är korrelerade kan samma observerade förekomstsmönster fås genom väldigt olika parameterkombinationer, varför Calluna valde att testa en rad olika kombinationer av parametrarna och jämföra det simulerade utbredningsmönstret. Genom att veta förhållandet mellan den minsta bebodda arealen i en ruta och parametrarna x och e , kunde Calluna justera dessa två parametrar så de behöll samma förhållande till varandra. Genom att göra det kunde Calluna sedan bestämma det y (för olika kombinationer av x och e) som gav samma andel bebodda rutor som det som observerats i fält. Calluna testade ett stort antal olika modellvarianter och kunde konstatera att den relativa skillnaden mellan scenarierna var snarlik för alla modeller även om den faktiska mängden bebott habitat varierade. De presenterade resultaten visade sig således vara oberoende av valet av ingående parametrar med avseende på de relativa effekterna av de undersökta landskapsförändringarna. De slutgiltiga parametervärdena finns i Tab. 6.

Tab. 6. Modellparametrar som användes vid simuleringarna av populationsdynamiken för vädnettjäril, apollofjäril och svartfläckig blåvinge. I tabellen används samma parametersymboler som beskrivs av Hanski (1994).

Parameter	Beskrivning	Parametervärde (Vädnettjäril)	Parametervärde (Apollofjäril)	Parametervärde (Svartfläckig blåvinge)
α	Modellens huvudsakliga spridningsparameter som är lika med $1/d$, där d är artens observerade genomsnittliga förflyttningsavstånd mellan habitatfläckar (hektarsrutor för apollofjäril och svartfläckig blåvinge)	1,06	1,36	1,68
y	En parameter som reglerar hur beroende artens förmåga att kolonisera eller återkolonisera enskilda habitatfläckar är av ytans konnektivitet i förhållande till övriga habitatfläckar	9 531	330 000	490 000
e	En parameter som styr nivån på den lokala utdöenderisken tillsammans med x	0,0095	0,000329	0,00063
x	En parameter som styr nivån på den lokala utdöenderisken tillsammans med e	0,92	1,8	1,6

5 Restaurering av fjärilshabitat

5.1 Bakgrund

Heidelberg Materials har sedan år 2017 låtit restaurera habitat med hänsyn till **vädnetfjäril**, **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril**. Restaureringen genomförs i syfte att garantera platsens *kontinuerliga ekologiska funktion* (KEF) för de tre fjärilarna. Det förutsätter att mängden funktionellt habitat inte minskar över tid.

Restaurering av habitat kan genomföras på en rad olika sätt, från enkla rönjningar till skapande av helt konstgjorda habitat där material och växtlighet tillförs. I förevarande fall är det möjligt att restaurera habitat genom huvudsakligen välbeprövade och enkla former av rönjning och avverkning av träd och buskar. Även om stora delar av File hajdar hålls öppet till halvöppet genom torka, uppfrysningsfenomen och periodvis dränkning av miljöer, så har stora delar av området ändå vuxit igen med tiden. Det är en naturlig succession som möjliggörs genom expansion av träd och buskar i kombination med ackumulering av organiskt material som gynnar mer högvuxen vegetation.

5.2 Restaurering med hänsyn till den pågående verksamheten

Under perioden 2017–2021 lät Heidelberg Materials restaurera ca 5,25 hektar habitat för apollofjäril och svartfläckig blåvinge (överlappande areal) och ca 2,55 hektar habitat för vädnetfjäril (Fig. 19). Syftet var att skapa nya habitat av minst samma storlek och kvalitet som de habitat som har eller kommer att gå förlorade till följd av den pågående täktverksamheten. I detta avsnitt följer en sammanfattning av dessa restaureringsinsatser. De har bidragit till ökad kunskap i hur snabbt man kan förvänta sig ett gensvar hos arten och hur den ekologiska successionen ser ut efter restaurerande insatser. De har också visat att det med hjälp av restaurering går att skapa funktionella habitat.

Den första restaureringen av fjärilshabitat utfördes med hänsyn till **vädnetfjäril** under år 2017 (gula polygoner i Fig. 19). Restaureringen bestod av att träd och buskar togs bort i två mindre habitatfläckar längs det södra brynet. Det ledde till att solinstrålningen ökade på dessa ytor vilket gynnar artens reproduktion. De två ytorna omfattade totalt ca 0,75 ha och resulterade i en utökning av totalt 0,4 ha habitat.

År 2020 genomfördes de första restaureringsinsatserna för **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril** (turkos polygon i Fig. 19). Då arterna har överlappande habitatpreferenser är det möjligt att kombinera restaureringsåtgärder för de båda arterna. Restaureringen bestod - likt den för vädnetfjärilen - av bortrensning av träd och buskar för att på så sätt öka solinstrålningen. Detta utfördes på en yta om cirka 0,85 hektar som ligger i anslutning till befintligt habitat för de båda arterna.

Under 2021 genomfördes restaurering av habitat för både **vädnetfjäril** (orange polygon i Fig. 19) samt **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril** (lila polygon i Fig. 19). Insatserna bestod av bortrensning av träd och buskar samt bränning av mindre markblottor (Fig. 20). Likt den restaurering som utfördes föregående år, låg även dessa ytor i anslutning till befintligt habitat för alla tre arter. Totalt restaurerades cirka 1,8 hektar med hänsyn till vädnetfjäril samt cirka 4,4 hektar med hänsyn till apollofjäril och svartfläckig blåvinge.

Heidelberg Materials har efter de restaurerande åtgärderna genomfört en omfattande inventering av vuxna individer, larver, värdmyror, värdväxter och ekologisk succession inom alla restaureringsområden. Därtill har ett antal klimatstationer (Fig. 21) placerats ut inom restaurerade områden samt icke restaurerade områden (som referens). Vid dessa klimatstationer mäts lufttemperatur samt ljusinstrålning vid olika marknivåer dygnet runt, året om.

På de ytor som restaurerats med hänsyn till väddnätfjäril har närvaro av vuxna individer samt reproduktion noterats inom alla tre ytor. Även närvaro av artens värdväxt finns noterad. På de ytor som restaurerats med hänsyn till svartfläckig blåvinge och apollofjäril har vuxna individer av båda arter, deras värdväxter samt svartfläckig blåvinges värdmyra noterats på båda ytorna. Larver av apollofjäril har årligen noterats inom den yta som restaurerades år 2020 (turkos polygon i Fig. 19).



Fig. 19. Ytor som har restaurerats med hänsyn till den pågående täktverksamheten. Röd linje visar det nu sökta brytområdet.



Fig. 20. Överst: Organiskt material som lämnats i bränningshögar våren 2021. Nedre vänster och höger: Brännhögar efter bränning som genomfördes vintern 2021, bilderna är tagna sommaren 2022.



Fig. 21. Klimatstation med HOBO Pendant temperatur och ljus-datalogger placerad vid marknivå, ~50 centimeter över mark i skuggigt läge (under bräda) samt ~50 centimeter över mark i solläge (på bräda).

5.3 Restaurering med hänsyn till den sökta verksamheten

5.3.1. Genomförda åtgärder

Heidelberg Materials har - utöver de restaureringar som genomförts med hänsyn till den nu pågående verksamheten - även påbörjat restaurering med hänsyn till de habitat som förväntas gå förlorade till följd av den ansökta täktverksamheten. Dessa restaureringsinsatser påbörjades år 2022. Totalt har 16,6 hektar fjärilshabitat restaurerats, varav 3,1 hektar med hänsyn till väddnätfjäril och 13,5 hektar med hänsyn till svartfläckig blåvinge samt apollofjäril (Fig. 22).

Under 2022 genomfördes restaurering på två ytor, en för **väddnätfjäril** och en för **svartfläckig blåvinge** samt **apollofjäril**. För väddnätfjärilen genomfördes åtgärder på en yta om 2,3 hektar. För svartfläckig blåvinge och apollofjäril genomfördes åtgärder på en yta om 3,7 hektar. Båda ytor restaurerades med hjälp av varsam röjning samt bränning av markblottor.

Under 2023 genomfördes restaureringar på ytterligare två ytor. För **väddnätfjärilen** genomfördes åtgärder på en yta om 0,8 hektar. För **svartfläckig blåvinge** och **apollofjäril** genomfördes åtgärder på en yta om 9,8 hektar. Återigen restaurerades ytorna med hjälp av varsam röjning samt bränning av markblottor. På ytan som restaurerades med hänsyn till svartfläckig blåvinge samt apollofjäril skapades ett flertal högstubbar spridda över den restaurerade ytan. Högstubbar är träd som i samband med avverkning kapats på några meters höjd och lämnas kvar så efter röjning. Detta gynnar exempelvis vedlevande insekter och svampar som är beroende av solbelyst död ved (Gustafsson m.fl. 2016).

Under sommaren 2022 och 2023 genomfördes drönarflygningar med LiDAR över de restaurerade ytorna. Med hjälp av LiDAR-kartläggning kan man exempelvis mäta täckningsgrad av träd och buskar. Med jämförelser av framtida drönarkartläggningar kan man på så sätt följa den ekologiska successionen. Alla restaureringsytor har även inventerats på kärlväxter. Inom varje respektive område har ca 100 slumpmässigt utlagda provrutor (0,5 m²) längs transekter inventerats på kärlväxter. Med denna metod kan den ekologiska successionen av de restaurerade ytorna följas i detalj.

En mer detaljerad beskrivning av dessa restaureringar samt resultaten av dem, finns i respektive artskyddsutredning (Norman m.fl. 2023a-c).

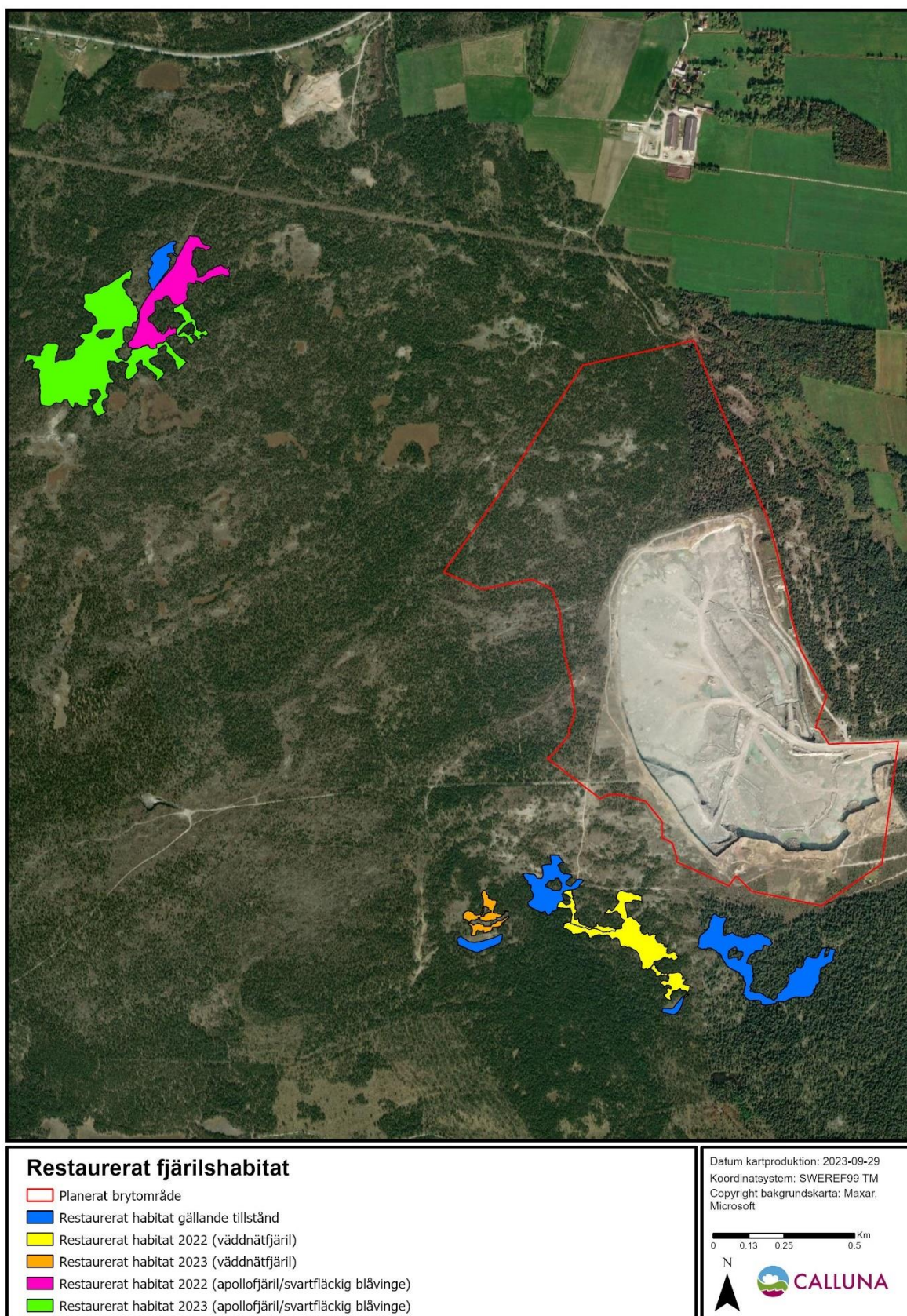


Fig. 22. Ytor som har restaurerats för de tre fjärilsarterna med hänsyn till den pågående täktverksamheten 2017–2021 (blå polygoner) samt den ansökta täktverksamheten 2022–2023 (gul, orange, rosa och grön polygon).

5.3.2. Planerade åtgärder

Restaureringen av fjärilshabitat är pågående och kommer fortsätta under den ansökta verksamhetens tillståndstid. Beskrivning av utpekade restaureringsområden finns redovisade i artskyddsutredningarna för respektive fjärilsart (Norman m.fl. 2023a-c). Nedan redovisas några av de åtgärder som planeras att vidtas i samband med kommande restaureringar av fjärilshabitat. Flera av dessa åtgärder har redan använts inom ramen för de tidigare restaureringsinsatserna, som beskrivits i avsnitt 5.2. och 5.3.1 ovan.

Genom **varsam restaurering** avverkas mindre buskar och träd i anslutning till habitat, vilket leder till minskad beskuggning. Åtgärden leder ofta till att den effektiva arealen av habitat snabbt ökar och är också den åtgärd som har störst sannolikhet att lyckas. Varsam restaurering är en välbeprövad metod som använts både i Sverige och utomlands i ett stort antal sammanhang, till exempel för skötseln av vädndärfjäril i Sverige (Eliasson 2008; Eriksson & Lennartsson 2016; Vattenfall eldistribution 2019) och Danmark (Kjær & Larsen 2008). Metoden har också använts för skötseln av svartfläckig blåvinge i Danmark (Naturstyrelsen 2022) och vid återintroduktion av svenska fjärilar i England (Thomas m.fl. 2009). Metoden har även använts för skötsel av apollofjäril i Sverige (Palmqvist 2014) samt i ett mångårigt projekt avseende apollofjäril i Polen (Adamski & Witkowski 2007).

En **större avverkning och röjning** är mer omfattande. Den behöver utföras i flera steg, dels för att man inte ska behöva röjgödsla området, dels för att man ska kunna se hur området utvecklar sig. Större åtgärder medför större risker för att restaureringen inte ska lyckas, men genom att arbeta stegvis och adaptivt kan riskerna reduceras högst väsentligt. Det är också möjligt att genomföra stödåtgärder om avsedd effekt inte skulle nås, till exempel utplantering av värdväxter om de inte etableras naturligt i tillräcklig mängd.

Igenväxning är ett stort hot mot alvarmarker då det direkt ändrar den öppna karaktären av miljön. Det innebär även ett hot mot dess arter som ofta är hävdgynnande och beroende av ljusinstrålning. Även för vädndärfjärilens habitat som består av våtmarker är igenväxning ett allvarligt hot då stora mängder organiskt material ackumuleras i våtmarkerna. Detta medför risker som att ett restaurerat område åter växer igen förhållandevis snabbt. Åtgärden med större avverkning och röjning kan alltså frigöra större ytor, men den kan också kräva någon form av skötsel för att hindra igenväxning på sikt. Att få habitatet i funktion tar oftast lite längre tid än vid varsam restaurering.

Nyskapande av habitat genomförs genom att ett område först avverkas och röjs. Därefter grävs oönskade delar av jordmänen bort och annat material tillförs. Åtgärden innebär oftast att vegetation behöver planteras, i stället för att spontant etableras. En fördel med metoden är att successionen kraftigt flyttas tillbaka, men nackdelarna överväger ändå många gånger fördelarna. Åtgärden är dyr, kan ge upphov till körskador och det tar ofta lång tid innan habitatet blir funktionellt. Tiden kan dock kortas genom insädd, plantering och transplantering av de arter man vill gynna. Vid all typ av röjning i alvarmarker är det viktigt att iaktta försiktighet då det tunna förnasket är mycket känsligt för störningar. Metoden har dock tidigare använts för att framgångsrikt återskapa rikkärsmiljöer (Keränen 2013).

Bränning är en annan metod som kan användas i kombination med röjningar och avverkningar. Fördelen med bränning är att man med rätt teknik kan bränna bort både träd, buskar och markskiktets organiska material. Därmed blottläggs mineraljord och successionen flyttas rejält bakåt med förutsättningar att efter några år bilda nya kalkfukthedar, kalkfuktängar, rikkärr och blekevåtar samt återställa öppenhet på alvarmarker. Miljön berikas dessutom med död ved och andra strukturer som också gynnar en rad andra organismer. Metoden har exempelvis använts vid skötseln av Hulterstad alvar i Mörbylånga (Länsstyrelsen Kalmar län 2022). Det är av flera skäl viktigt att iaktta försiktighet med bränning, då det exempelvis kan vara svårt med brandskydd och svårt att bränna bort det organiska materialet på marken. På alvarmarkerna bör bränning endast användas i liten, väl kontrollerad skala då hållmarksmiljön med sina

mycket tunna jordar riskerar att ta skada. Den har dock aldrig tidigare använts för organiskt material i våtmarker. Ett verkligt resultat som däremot går att studera är ett område söder om File hajdar-täkten, som brann för några år sedan. Här har nu ängsväddrika kalkfuktängar börjat utvecklas (Fig. 23).

Att **återställa hydrologin** genom att lägga igen diken, göra fördämningar samt åtgärda körskador och vägars avvattande funktion är en annan möjlig restaureringsåtgärd för väddnätfjärilen. Detta är en åtgärd som syftar till att öka uppehållstiden för vatten och därmed öka arealen av fuktighetspåverkad mark. Den bör utföras i kombination med ovanstående åtgärder för att få full effekt. Metoden är beprövad och uppvisar goda resultat när den kombineras med ovanstående metoder. Hydrologisk restaurering av diken finns med som åtgärder i bevarandeplanerna som Länsstyrelsen Gotlands län tagit fram för Hejnum Kallgate och Kallgatburg där väddnätfjäril är en utpekad art (Länsstyrelsen Gotlands län 2018; 2019).

Det är också av vikt att åtgärderna utförs så att de inte skadar **annan biologisk mångfald**. File hajdar är en viktig värdekärna för många arter och naturtyper och en riktad åtgärd får inte ge negativa följder för andra arter och naturtyper.



Fig. 23. I ett skogsområde söder om File hajdar-täkten brann det år 2011. Redan efter några år håller ängsväddrik kalkfuktäng på att utvecklas. Bilden är tagen 2017.

6 Referenser

- Adamski, P., Witkowski, Z.J. (2007). *Effectiveness of population recovery projects based on captive breeding*. Biological Conservation, 140(1), 1–7.
- Akçakaya, H.R. (2002). *RAMAS GIS: Linking spatial data with population viability analysis (version 4.0)*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- Analysportalen (2018). [online] Tillgänglig: <<https://www.analysisportal.se/>> [5/6/2018]
- Arnason, A.N., Schwarz, C.J. (1999). *Using POPAN-5 to analyse banding data*. Bird Study, 157–168.
- Auckland, J.N., Debinski, D.M., & Clark, W.R. (2004). *Survival, movement, and resource use of the butterfly Parnassius clodius*. Ecological Entomology, 29: 139–149.
- Brommer J.E., Fred, M.S. (1999). *Movement of the Apollo butterfly Parnassius apollo related to host plant and nectar plant patches*. Ecological Entomology, 24: 125–131.
- Eliasson, C.U. (2008). *Åtgärdsprogram för väddnätfjäril 2008–2012*. Rapport 5920, Naturvårdsverket.
- Elmqvist, H., Nielsen, P.S. (2007). *Åtgärdsprogram för bevarande av svartfläckig blåvinge*. Naturvårdsverket.
- Eriksson, P., Lennartsson, T. (2016). *Landskapsplan för väddnätfjäril i Älvkarleby kommun, Uppsala län*. Länsstyrelsens meddelandeserie.
- Franzén, M., Francioli, Y., Askling, J., Kindvall, O., Johansson, V., Forsman, A. (2022a). *Differences in phenology, daily timing of activity, and associations of temperature utilization with survival in three threatened butterflies*. Scientific Reports, 12: 7534.
- Franzén, M., Francioli, Y., Askling, J., Kindvall, O., Johansson, V., Forsman, A. (2022b). *Yearly weather variation and surface temprature drives the spatiotemporal dynamics of a threatened butterfly and its host plant*. Frontiers in Ecology and Evolution, 10: DOI: 10.3389/fevo.2022.917991.
- Griebeler, E.M., Seitz, A. (2002). *An individual based model for the conservation of the endangered Large Blue Butterfly, Maculinea arion (Lepidoptera: Lycaenidae)*. Ecological Modelling, 156(1): 43–60.
- Gustafsson, L., Weslien, J., Hannerz, M., Aldentun, Y. (2016). *Naturhänsyn vid avverkning – en syntes av forskning från Norden och Baltikum*. Rapport från forskningsprogrammet Smart Hänsyn. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Hanski, I. (1994). *A practical model of metapopulation dynamics*. Journal of Animal Ecology, 63:151–162.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press. New York. ISBN: 0198540663
- Hanski, I., Alho, J., & Moilanen, A. (2000). *Estimating the parameters of survival and migration of individuals in metapopulations*. Ecology, 81(1): 239–251.
- Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., & Franzén M. (2019). *Intense grazing of calcareous grasslands has negative consequences for the threatened marsh fritillary butterfly*. Biological Conservation, 239.
- Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., & Franzén, M. (2020). *Extreme weather affects colonization–extinction dynamics and the persistence of a threatened butterfly*. Journal of Applied Ecology, 2020:00, DOI: 10.1111/1365-2664.13611.
- Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., Säwenfalk, D.S., Norman, H., & Franzén, M. (2022). *Quick recovery of a threatened butterfly in well-connected patches following an extreme drought*. Insect Conservation and Diversity, DOI: 10.1111/icad.12574.
- Kadlec, T., Tropek, R., & Konvicka, M. (2012). *Timed surveys and transect walks as comparable methods for monitoring butterflies in small plots*. Journal of Insect Conservation, 16(2): 275–280.
- Keränen, J. (2013). *Restaurering av rikkärr – En långsam återhämtning av deras flora*. Examensarbete, Uppsala universitet.
- Kindvall, O., Forsman, A., Johansson, V., Askling, J., Franzén, M. (2022a). *Towards an improved evidence-based natura 2000 management strategy*. Animal Conservation, 25(5): 612–613.

- Kindvall, O., Franzén, M., Askling, J., Forsman, A., & Johansson, V. (2022). *Subsidized common agricultural policy grazing jeopardizes the protection of biodiversity and natura 2000 targeted species*. *Animal Conservation*, DOI:10.1111/acv.12773.
- Kjær S. & Larsen P.A. (2008). *Hedepletvinge – et LIFE-Nature projekt*. Skov- og Naturstyrelsen Himmerland.
- Kolev, Z. (1998). *Maculinea arion (L.) in Finland - distribution, state of knowledge and conservation*. *Journal of Insect conservation*, 2: 91-93.
- Kral-O'Brien, K. C., Antonsen, A. K., Hovick, T. J., Limb, R. F., & Harmon, J. P. (2021). *Getting the most from Surveys: How method selection and method modification impact butterfly survey data*. *Annals of the Entomological Society of America*, 114(6): 719–726.
- Länsstyrelsen Gotlands län (2018). *Bevarandeplan för Natura 2000-område Kallgatburg SE0340103*.
- Länsstyrelsen Gotlands län (2019). *Bevarandeplan för Natura 2000-område Hejnum Kallgate SE0340147*.
- Länsstyrelsen Kalmar län. *Hulterstad alvar*. [online]
Tillgänglig: <<https://www.lansstyrelsen.se/kalmar/besoksmal/naturreservat/hulterstad-alvar.html>> [14/3/2022]
- Naturvårdsverket. *Skyddad natur*. [online]
Tillgänglig: <<https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>> [2017]
- Naturvårdsverket. *Nationella marktäckedata*. [online]
Tillgänglig: <<https://www.naturvardsverket.se/verktyg-och-tjanster/kartor-och-karttjanster/nationella-marktackedata>> [2018]
- Naturstyrelsen. *Høvblege, Møns Klint- LDP rydning og forberedelse til afgræsning*. [online]
Tillgänglig: <<https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/hoevblege-moens-klint/>> [8/4/2022]
- Norman, H., Kindvall, O., Johansson, V., Seabrook Säwenfalk, D. & Askling, J. (2023a). *Artskyddsutredning för våddnätfjäril vid File hajdar*. Calluna AB.
- Norman, H., Kindvall, O., Johansson, V., Seabrook Säwenfalk, D. & Askling, J. (2023b). *Artskyddsutredning för svartfläckig blåvinge vid File hajdar*. Calluna AB.
- Norman, H., Kindvall, O., Johansson, V., Seabrook Säwenfalk, D. & Askling, J. (2023c). *Artskyddsutredning för apollofjäril vid File hajdar*. Calluna AB.
- Norman, H., Seabrook Säwenfalk, D., Kindvall, O., Franzén, M., Askling, J. & Johansson, V. (2023d). *Novel grid-based population estimates correlates to actual population size of the marsh fritillary (Euphydryas aurinia), while transect and larvae counts are less reliable*. *Ecological entomology*, DOI 10.1111/een.13292.
- Palmqvist, G. (2014). *Skötselplan för naturreservatet Stora Vika kalkbrott Nynäshamn kommun*. [online]
Tillgänglig:
<<https://nynashamn.se/download/18.2b9356b71784ab0c9857eeb2/1617270076586/Bilaga%203%20F%C3%B6rslag%20till%20sk%C3%B6tselplan%20Stora%20Vika%20kalkbrott-samr%C3%A5dshandling.pdf>> [8/4/2022]
- Pettersson, L. (2012). *Sling- och punktinventering i svensk dagfjärilsövervakning*.Handledning, Svensk dagfjärilsövervakning.
- Schtickzelle, N., Choutt, J., Goffart, P., Fichet, V. & Baguette, M. (2005). *Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe*. *Biological conservation* 126: 569-581.
- Seber, G.A.F. (1982). *The estimation of animal abundance and related parameters*. Mac-Millan Press, New York, USA.
- Taron, D., Ries, L. (2015). *Butterfly monitoring for conservation*. In *Butterfly Conservation in North America*, 35–57. Springer Netherlands.

Thomas, J. A., Simcox, D. J., & Clarke, R. T., (2009). *Successful conservation of a threatened Maculinea butterfly*. *Science*, 325(5936), 80–83.

Vattenfall eldistribution, (2019). *Artrika gräsmarker i Vattenfalls regionnät*. [online]

Tillgänglig: <<https://www.vattenfalleldistribution.se/globalassets/vart-arbete/samrad/hedenlunda-oxelosund/samradsredogorelse/artrika-grasmarker-i-vattenfall-eldistributions-regionnat.pdf>> [8/4/2022]

White, G.C., Burnham, K.P. (1999). *ProgramMARK: Survival estimation from populations of marked animals*. *Bird Study*, 46: 120–138.

Bilaga 1

Sårbarhetsanalys av väddnätfjäril vid Slite: Effekter av utvidgad kalkbrytning och planerade skyddsåtgärder på artens bevarandestatus.

Inledning

I den här rapporten redovisas resultat från analyser av väddnätfjärilens population på nordöstra Gotland (Fig. 1). Huvudsyftet med rapporten är att ge en konkret bild av hur en utvidgad kalkbrytning och föreslagna skyddsåtgärder vid File hajdar kan komma att påverka bevarandestatus för väddnätfjäril. Rapporten redovisar dessutom resultat från analyser av de stora mängder data som insamlades i området väster om Slite under 2017 och 2018 på uppdrag av Cementa AB. Mer specifikt gäller detta analyser av faktorer som påverkar variation i habitatkvalitet samt hur spridningssamband mellan skilda habitatfläckar i landskapet ser ut och fungerar. Resultaten från dessa analyser har stor relevans för hur skyddsåtgärder kan utformas för att få så stor naturvårdnytta som möjligt. De utgör dessutom ett grundläggande underlag för konstruktionen av de två modeller som här används till sårbarhetsanalyserna. I rapporten presenteras förslag på områden där skyddsåtgärder skulle kunna göras för att förbättra väddnätfjärilens bevarandestatus i området.

För att undersöka väddnätfjärilens bevarandestatus simulerades artens populationsdynamik med hjälp av två helt olika typer av modeller. Syftet med att välja två modeller var att öka möjligheten att dra tillförlitliga slutsatser. Olika modeller bygger på olika antaganden om hur artens populationsdynamik förenklat kan beskrivas. Om olika modeller ger samma eller likartat resultat med avseende på den frågeställning som ställs så går det att dra slutsatsen att resultatet åtminstone inte är avhängigt de antaganden som skiljer sig mellan modellerna. Därefter gjordes en validering av modellernas förmåga att förutsäga 2018 års fältinventering av vuxna fjärilar.

Begreppet sårbarhetsanalys ("Population Viability Analysis", PVA) har använts som samlingsnamn för denna typ av modellering som används i denna studie. Ofta används sårbarhetsanalyser för att försöka få ett direkt mått på en arts risk att försvinna ifrån ett givet område inom en given tidshorisont men allra bäst lämpar sig dock sårbarhetsanalyser för att jämföra effekter av alternativa scenarier på en viss population. Det är också det angreppsättet som huvudsakligen tillämpas i den här studien där vi fokuserat på att jämföra tre scenarier med avseende på vad som skulle kunna komma att förändras vid File hajdar till följd av en utvidgad kalktäkt:

- Oförändrat landskap vid File hajdar jämfört med nuläge (Scenario 0; Fig. 1 och 9)
- Utvidgad kalkbrytning vid File hajdar (Scenario 1; Fig. 10)
- Utvidgad kalkbrytning i kombination med skyddsåtgärder vid File hajdar (Scenario 2; Fig. 11)

Dessa tre grundscenarier (S0, S1 och S2) undersöktes sedan var för sig i kombination med ett antal alternativa framtida landskaps- och klimatscenarier som skulle kunna antas påverka metapopulationen av väddnätfjäril i stort på norra Gotland. Under fältsäsongen 2018 noterades en kraftigt ökad mortalitet bland fjärilens larver som orsakades av en kombination av en ovanligt nederbördsfattig försommar och ett kraftigt utökat bete. Eftersom det väcker frågor om händelsen förväntas få långsiktiga konsekvenser för fjärilens bevarandestatus så gjordes även simuleringar utifrån ett scenario där arten endast överlevt på de habitatfläckar där levande larvkolonier kunde konstateras vid 2018 års larvinventeringar.

Eftersom denna rapport vänder sig till läsare som inte är så vana vid populationsmodellering och avancerade statistiska analyser har vi valt att strukturera rapporten så att det enkelt ska gå att få ett grepp om analysernas slutsatser och antaganden utan att behöva fördjupa sig i alla

tekniska detaljer. För dig som enbart behöver förstå slutsatserna från de genomförda analyserna rekommenderar vi att i första hand läsa rapportens sammanfattning (kapitel 2).

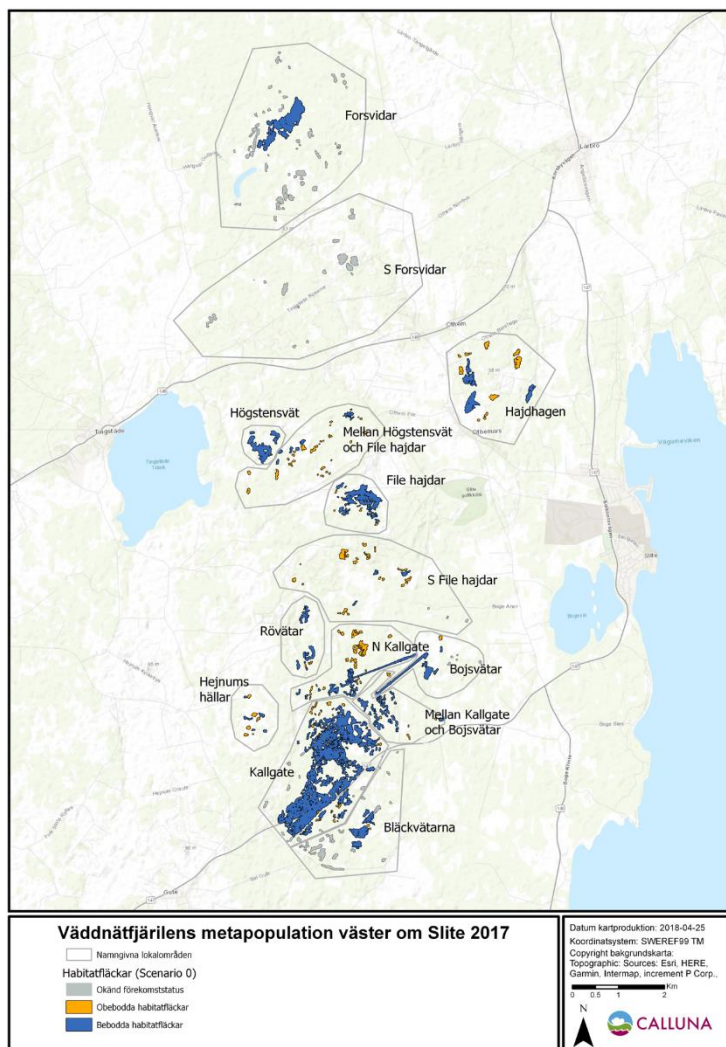


Fig. 1. Vädtnätfjärilens metapopulation väster om Slite på Gotland med namngivna delområden. Kartan bygger på fältinventeringar och habitatkarteringar som genomfördes 2017. Den visar vilka ytor som detta år nyttjades av fjärilen och vilka som var obebodda. Områden som markerats med okänd förekomststatus besöktes inte eller besöktes under för kort tid för att kunna utesluta faktisk förekomst.

Sammanfattning och slutsatser

Vädtnätfjärilens bevarandestatus

I den senaste nationella genomgången av arter som omfattas av habitatdirektivet bedömdes vädtnätfjärilen ha en gynnsam bevarandestatus i den kontinentala regionen medan artens bevarandestatus i boreal region, dit Gotland formellt räknas, bedömdes vara dålig (Eide 2014). Orsaken till ogynnsamma bevarandestatus i delar av landet beror på att dess habitat på många håll växer igen vilket också medfört att arten klassats som Sårbar (VU) i den svenska rödlistan (ArtDatabanken 2015). På Gotland är igenväxningstakten i fjärilens livsmiljöer betydligt långsammare vilket exempelvis framgår om man jämför dagens ortofoton med sådana som är tagna på 60-talet.

I den här rapporten redovisas resultat från sårbarhetsanalyser som är gjorda med två helt olika populationsmodeller. Trots att modellerna baserats på helt olika datamängder och antaganden så genererade de mycket samstämmiga prognoser för vädtnätfjärilens population i landskapet

väster om Slite med avseende på effekter av en utvidgad kalkbrytning med eller utan skyddsåtgärder. Dessutom lyckades den förekomstbaserade modellen någorlunda väl pricka in 2018 års förekomster av vuxna fjärilar trots att simuleringarna utgick från 2017 års inventeringsdata vilka inte omfattade hela det simulerade området. Den demografiska modellen visade sig vara sämre på att pricka in 2018 års förekomst av vuxna fjärilar i landskapet och den lyckades endast ringa in andelen bebodda habitfläckar i hälften av de delområden som simulerades. Det ska dock påpekas att den demografiska modellen konstruerades baserat på information från en belgisk metapopulation som studerats under längre tid än den på Gotland.

Eftersom File hajdar ligger inom spridningsavstånd från det Natura 2000 område som avsatts för att bevara väddnätfjäril är det av stor vikt för tillåtligheten av den utvidgade täktverksamheten att förändringarna inte försämrar möjligheterna att uppnå gynnsam bevarandestatus i metapopulationen som helhet. Här ger de genomförda sårbarhetsanalyserna ett entydigt och övertygande resultat. Oavsett vilken av de båda undersökta populationsmodellerna som används och oavsett om landskapet i övrigt förändras eller inte påverkas inte bevarandestatusen i N2000-området av den föreslagna utvidgningen. Märk att detta gäller även utan skyddsåtgärder. Däremot visar analyserna att de delområden som ligger närmast File hajdar kan förväntas få en försämrad bevarandestatus om kalktäkten utvidgas utan några skyddsåtgärder (Fig. 14–15). Med skyddsåtgärder förväntas det dock bli en förbättrad bevarandestatus för väddnätfjäril både vid File hajdar och i dess omedelbart angränsande delområden jämfört med nuläget.

De effekter som en utvidgad kalkbrytning förväntas få på väddnätfjärilens bevarandestatus, med eller utan föreslagna skyddsåtgärder, verkar utifrån de genomförda sårbarhetsanalyserna bli desamma oavsett vad som i övrigt rimligen förväntas ske i form av landskaps- och klimatförändringar (Fig. 16). Vi drar därför slutsatsen att det går att genomföra en utvidgning av kalkbrytningen vid File hajdar utan att väddnätfjärilens bevarandestatus riskerar att försämrans under förutsättning att föreslagna skyddsåtgärder genomförs fullt ut.

När det gäller att förstå hur väl väddnätfjärilen kan motstå exceptionellt kraftiga populationsnedgångar så råder däremot en större osäkerhet. De båda modellerna gav nämligen motstridiga svar vad gäller hur pass väl arten lyckas återhämta sig från en populationskrasch och hur snabb återhämtningen kan ske. Detta gör att det är mycket svårare att dra några andra slutsatser än att det är ovisst hur väl väddnätfjärilen kan förväntas återhämta sig från 2018 års händelse. Dock visar modellerna entydigt att metapopulationen knappast riskerar att försvinna även efter riktigt kraftiga nedgångar av den dignitet som nu verkar kunna skett efter 2018 års torka.

Vi kan inte utesluta att artens bevarandestatus försämrats nu på grund av torkan och den utvidgade betesdriften. Hamnar populationen i ett nytt sämre jämviktsläge som den ena modellen prognosticerar så har artens bevarandestatus definitivt försämrats. Om detta inte skulle bli fallet och den demografiska modellens prognos skulle visa sig vara mer riktig så behöver det inte ha skett någon förändring i artens bevarandestatus jämfört med tidigare. Fast detta förutsätter förstås att hävden upphör på alla de nya marker som togs i anspråk för bete 2018. Om den utökade betesdriften tillåts fortsätta på markerna runt Kallgate så kommer artens bevarandestatus vara markant sämre jämfört med situationen 2017. Vidare visar simuleringarna av det troligaste klimatförändringsscenarioet att väddnätfjärilens bevarandestatus succesivt kommer att försämrans framgent på Gotland såvida inga skyddsåtgärder vidtas. Här skulle en minskning av betesdriften inom N2000-området kunna spela en viktig roll.

I samtliga undersökta scenarier framstod den totala metapopulationen på nordöstra Gotland som mycket stabil. Inte i något av de upprepade simuleringssomgångarna som genomfördes utifrån känd kunskap om artens ekologi så dog populationen som helhet ut inom det undersökta tidsfönstret på 100 år. I den liknande sårbarhetsanalysen som gjordes i Belgien blev resultatet

ett helt annat. Där var risken för utdöende högst påtaglig. Att den gotländska population väster om Slite verkar vara så mycket mer stabil har sin förklaring främst i att det finns förhållandevis gott om tillräckligt stora habitatfläckar i området och att fläckarna i sig visat sig obenägna att växa igen på grund av rådande hydrologi och markbeskaffenheter. I Belgien var antalet habitatfläckar betydligt färre (11 jämfört med 337 vid Slite) och de belgiska fläckarna bedömdes dessutom löpa stor risk att växa igen på kort tid utan adekvat skötsel (Schtickzelle m.fl. 2005). Metapopulationer brukar kunna bli mycket motståndskraftiga mot oförutsedda händelser och slumpmässiga fluktuationer i miljön redan vid omkring ca 20 habitatfläckar (Ranius och Hedin 2004). I den här studien genomfördes en känslighetsanalys av den ena modellen. Den visade att det krävdes mycket drastiska förändringar i valda parametrar jämfört med vad som uppmätts empiriskt för att det ska uppstå några utdöenden.

Föreslagna skyddsåtgärder

En kartering av lämpliga ytor för skyddsåtgärder genomfördes i april 2018. Detta resulterade i ett antal ytor som skulle kunna användas för att skapa nytt habitat, alternativt fungera som spridningskorridorer, för väddnätfjärilen. Dessutom identifierades en hel del punkter där det skulle behöva göras åtgärder för att minska risken för uttorkning av befintliga och framtida habitat i främst den östra delen av området. Dessa åtgärder handlar om att laga flera av de körskador som under en längre tid uppkommit i flera av blekevätarna och kalkfuktängarna vid File hajdar. Därutöver förslås dämning av två befintliga diken samt åtgärder för att minska den avrinning som nu sker på grund av de djupa hjulspåren i den befintliga bilvägen genom området. En väg som ändå inte kommer att vara framkomlig vid en utvidgad täktverksamhet.

De genomförda sårbarhetsanalyserna visar entydigt på behovet av att genomföra skyddsåtgärder för att inte väddnätfjärilens lokala bevarandestatus vid File hajdar ska riskera bli dålig efter en utvidgning av dagbrottet. Analyserna visar lika entydigt att de nu föreslagna åtgärderna har potential att skapa en något bättre bevarandestatus för väddnätfjäril vid File hajdar jämfört med nuläge ifall de genomförs med avsedd måluppfyllelse.

Habitatkvalitet

Habitatkvalitet kan ha en stor inverkan på fjärilspopulationers storlek (t ex. Thomas m.fl. 2001). Sedan tidigare vet man att bete har en klar negativ inverkan på habitatets kvalitet för väddnätfjärilen (Eliasson 2008), i likhet med andra arter (Johansson m. fl. 2017). Hur stor effekten av bete är på populationsstorleken har dock inte tidigare studerats men behöver kvantifieras för att kunna göra tillförlitliga sårbarhetsanalyser.

För att studera variation i habitatkvalitet noggrant samlades data på larvkolonier och vegetation in under sensommaren både 2017 och 2018 på såväl betade som obetade ytor. Metodiken för datainsamlingen av larvkolonier och vegetationsparametrar beskrevs utförligt i en tidigare rapport (Askling m. fl. 2017). Datainsamlingen utgick från ett förutbestämt rutnät bestående av hektarstora kvadrater samt kartor som avgränsar såväl betade som obetade ytor med fjärilens habitat, vilka till stor del definierats genom förekomst av fjärilens värdväxt (ängsvädd) som lever i periodvist blöta miljöer. Inom varje ruta räknades antalet larvkolonier inom 4 meter breda transekter som slumpats ut i förväg. I varje transekt mättes olika vegetationsparametrar inom ca 15 slumpvist utlagda cirklar med en area på 0,5 kvadratmeter.

För att undersöka hur vegetationen skiljer sig mellan betat och obetat habitat och hur detta i sin tur påverkar antalet larvkolonier gjordes en rad statistiska analyser av insamlade fältdata. Först analyserades vegetationsvariablerna (antal plantor av ängsvädd, storleken på längsta bladet, vegetationshöjd och tuvighet) i relation till förekomst av bete. Detta gjordes baserat på vegetationsdata från 2017 då 4665 cirkelytor placerats ut i antingen betat eller obetat habitat.

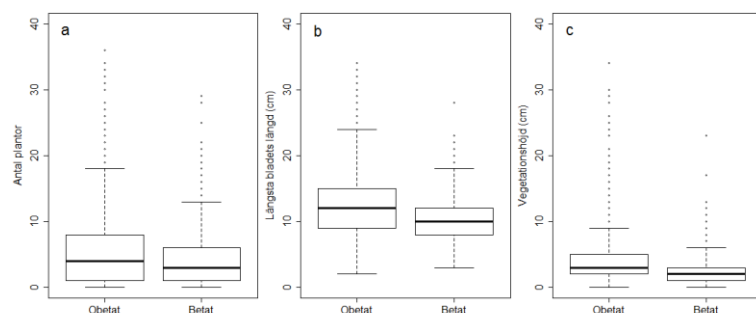


Fig. 2. Fördelningen av a) antal planor, b) längden på längst bladet och c) vegetationshöjden i cirkelytor placerade i obetat och betat habitat. Figuren visar så kallade boxplots där den horisontella tjocka svarta linjen visar medianen, boxen visar data inom 25–75 percentilerna (dvs. 50 % av datat närmast medelvärdet).

Generellt var det stor variation i vegetationsvariablerna i både obetat och betat habitat, där obetat tenderade att ha störst variation (Fig. 2). Resultatet från analyserna visade trots detta ändå en statistiskt signifikant skillnad i antalet planor av värdväxten ängsvädd, där betat habitat hade i medeltal ca 20 % lägre antal planor än obetat habitat. Även bladlängden skiljde sig åt och var i snitt 16 % mindre i betat än i obetat habitat. Det var också en signifikant skillnad i vegetationshöjd (ca 25 % lägre i betat), men förekomsten av tuvighet skiljde sig inte mellan de två habitattyperna.

I nästa analyssteg jämfördes antalet larvkolonier i obetat och betat habitat. Denna analys gjordes på hektarrutenivå eftersom antalet larvkolonier summerats per transekt (dvs. ett värde per hektarsruta). Bara hektarsrutor som innehöll antingen endast betat eller endast obetat habitat togs med (totalt 383 rutor). I analysen tog vi hänsyn till att andra faktorer än bete skulle kunna påverka mängden observerade larvkolonier i rutorna och därmed ge upphov till missvisande resultat. Detta gällde variation i transekternas areal samt hur mycket habitat det fanns i det omgivande landskapet. Ju större den inventerade ytan med habitat är och ju mer habitat som fanns i omgivande landskap desto fler larvkolonier kan förväntas på platsen.

Resultatet visade att det var en stor skillnad i antal larvkolonier mellan obetat och betat habitat. Enligt analysen är betat habitat 4,75 gånger sämre än obetat habitat med avseende på hur hög täthet av väddnätfjärilens larvkolonier som kan förväntas förekomma. Betets effekter på både mängden väddplanter och bladens storlek skulle förstås kunna förklara varför det generellt sett förekommer så mycket fler larvkolonier på obetade marker jämfört med marker som betas. För att testa i vilken utsträckning skillnaderna i antalet larvkolonier kunde förklaras av betets effekter på vegetationen gjordes en analys där antalet larvkolonier per transekt relaterades till medelvärdena för vegetationsdata från samtliga cirkular i respektive transekt.

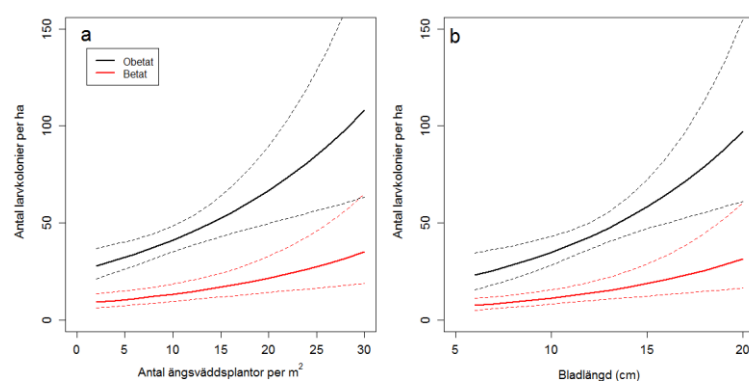


Fig. 3. Antalet larvkolonier i förhållande till mängden ängsväddplanter (a) och plantornas storlek (b) i betade respektive obetade provrutor.

Resultatet i Fig. 3 visar att betets effekter på vegetationen delvis kan förklara varför tätheten av larvkolonier i genomsnitt är högre på ytor som inte betas jämfört med de som betas. Samtidigt visar analysresultaten att det dock måste finnas ytterligare faktorer som gör att betade habitattytor

är klart sämre för väddnätfjärilen jämfört med de obetade ytorna eftersom det fortfarande fanns en tydlig skillnad när hänsyn tagits till vegetationsskillnader. En sådan faktor skulle kunna vara att de betande djuren direkt förstör larvkolonierna genom sitt trampande.

Analysen av larvdata från 2018 visar på samma stora skillnad som mellan betat och obetat habitat men den totala tätheten var hela 61 gånger högre 2017 jämfört 2018. Enligt den statistiska modell som passades till både 2017 och 2018 års larvdata var tätheten av larvkolonier 43,3 (obetat) 9,2 (betat) per hektar 2017 och endast 0,71 (obetat) och 0,15 (betat) 2018.

Effekter av torkan 2018

Väddnätfjärilen hade utan tvekan ett dåligt år 2018 på grund av den ovanligt låga nederbörden under försommaren (Fig. 4). Under maj till juli 2018 regnade det bara 8,13 mm/mån (totalt 24,4 mm), vilket var det torraste året som observerats sedan 1931. Den genomsnittliga nederbörden för dessa tre månader över hela tidsperioden är 47 mm/mån (dvs. totalt 141 mm). Torkan gjorde att fjärilarna fick svårare att hitta föda och honorna hade på många håll svårt att hitta levande värdväxtplanter att lägga äggen på. Vi gjorde en analys av larvkoloniernas placering i förhållande till markfuktighet. Här nyttjades ett nytt kartskikt framtaget av Metria inom arbetet med de nya nationella marktäckedata. Kartskiktet visar på markens fuktighet i form av ett index (MFI) som bygger på markens topografi, närhet till grundvatten samt förekommande jordarters fuktighetsbehållande förmåga.

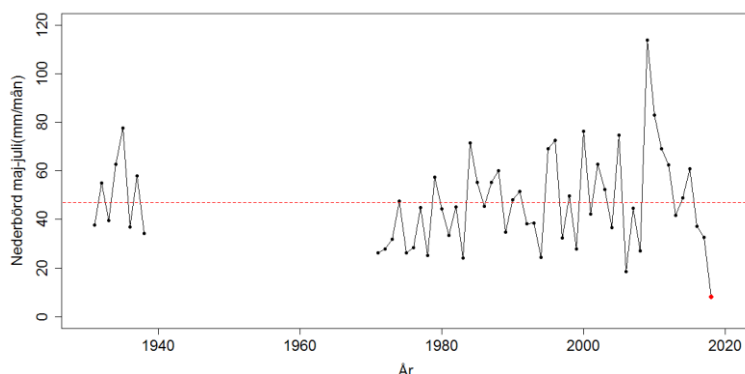


Fig. 4. Nederbördsstatistik från SMHI baserad på den gotländska väderleksstationen vid Hejnum. Varje punkt anger den genomsnittliga nederbörden per månad för perioden maj-juli för respektive år ($n=56$). Det regnade bara 8,13 mm/mån under maj-juli 2018, vilket var det torraste året av alla år från 1931 (för vilka det fanns data). Data mellan 1939 och 1970 saknas. Röd streckad linje visar medelvärdet (47 mm/mån) för maj-juli under hela tidsperioden.

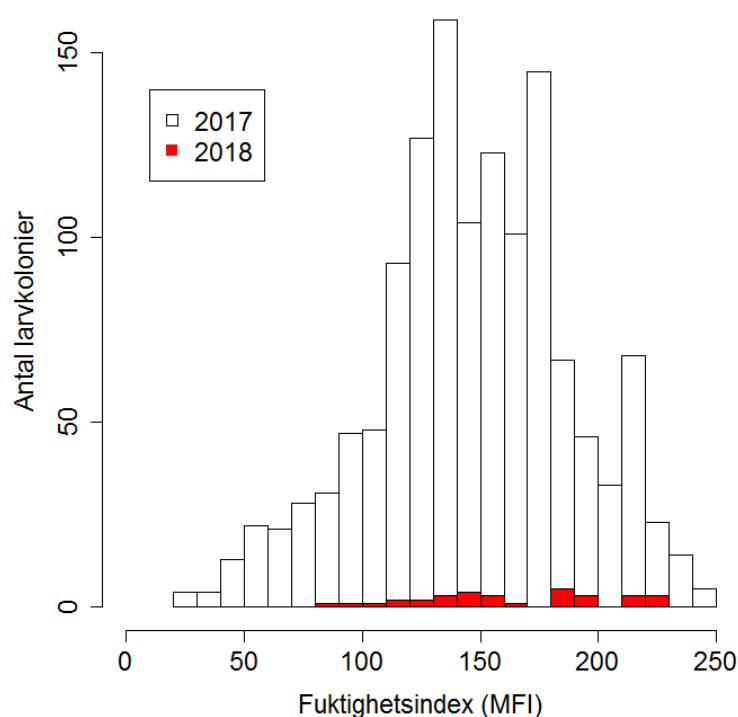


Fig. 5. Fördelningen av observerade larvkolonier i förhållande till markfuktighet. Markfuktigheten för varje larvkoloni har hämtats från Metrias markfuktighetsskikt (MFI).

Analyserna av larvkoloniernas placering i förhållande till markfuktighet visade att honorna väljer att placera kolonierna inom ett visst fuktighetsintervall (Fig. 5). Intervallet visar att väddnätfjärilen kan nyttja ett brett spektrum av fuktighet, även om den verkar finnas en ganska tydlig topp (någonstans mellan MFI 100 och 200, Fig. 5) där fuktigheten är mer optimal. Under 2018 såg vi en tendens till att larvkolonierna var placerade på fuktigare platser (högre MFI) jämför med 2017. Skillnaden var dock inte statistiskt signifikant vilket förmodligen främst beror på det låga antalet larvkolonier som påträffades under 2018.

Spridningssamband

En viktig komponent för fjärilars fortlevnad i ett landskap är deras förmåga att sprida sig och kolonisera lämpliga habitatfläckar (t ex. Hanski 1999). Skulle artens spridningssamband försämrats så finns det en påtaglig risk att dess bevarandestatus också gör det. För att kunna utveckla tillförlitliga sårbarhetsmodeller behövs goda kunskaper om hur spridningsbeteendena ser ut. Under flygsäsongen genomfördes därför en fältstudie (Askling m.fl. 2017) där 10 706 fjärilar märktes individuellt för att sedan kunna spåras genom återfångster. Studien resulterade i totalt 424 observationer av förflyttningar mellan undersökta habitatfläckar (Fig 6). Fågelvägsavståndet för dessa förflyttningar uppgick till 942 m i genomsnitt (max 6 908 m).

Andelen individer som väljer att lämna en viss habitatfläck för att förhoppningsvis finna en ny varierar mycket mellan fläckar. Genomsnittet för alla studerade habitatfläckar ($n=36$) var 52 %. Andelen emigranter var dock betydligt större bland små ytor jämfört med de större. Bland habitatytor som är mindre än ett hektar var det inte ovanligt att alla märkta individer lämnade ytan för att ta sig till någon större. Även om detta mönster är förväntat utifrån teoretiska studier (Kindvall och Petersson 2000; Kindvall 2004) så har det sällan studerats i fält. Den statistiska analysen som gjordes för att skatta migrationen mellan habitatfläckar för sårbarhetsanalysen i denna rapport visade att fläckarnas arealer faktiskt hade större betydelse jämfört med avståndet mellan fläckarna.

Insikten om att väddnätfjärilen spridningsmönster påverkas av habitatfläckarnas storlek har stort värde eftersom det i sig skulle kunna förklara varför så stor andel av de mindre habitatfläckarna som förekommer i landskapet väster om Slite till synes inte bebos av väddnätfjäril (orange fläckar, Fig 1). Denna insikt har också stor betydelse för utformningen av skyddsåtgärder som syftar till att skapa eller restaurera fjärlens habitat. Det gäller alltså att helst skapa stora ytor där merparten individer kan förväntas stanna och reproducera sig inom ytan. Arealens betydelse för överlevnadschanserna bland delpopulationer av väddnätfjäril lyftes också fram i en belgisk sårbarhetsanalys som extra viktig (Schtickzelle m.fl. 2005). Där noterades dock inte spridningsbiologins betydelse i sammanhanget.

Vid sidan av fångst- och återfångststudien så har väddnätfjärilens spridningssamband studerats i landskapet väster om Slite genom att göra en så kallad habitatnätverksanalys. Denna resulterade i en karta som visar hur starkt spridningssambanden förväntas vara i varje enskild punkt i landskapet (Fig. 6). Beräkningsmodellen för spridningssambanden tar hänsyn till fjärlarna föredrar att flyga i vissa typer av miljöer jämfört med andra. Allra helst håller de sig inom sitt habitat och de ger sig inte gärna in i skuggig skog eller ut över stora vattenytor och åkermark.

En jämförelse av kartorna i Fig. 6 och 7 visar på stor överensstämmelse mellan habitatnätverksanalysens förutspådda spridningssamband (Fig. 7) och de observerade förflyttningarna mellan habitatfläckar (Fig. 6). Samtidigt är det många habitatfläckar som uppenbarligen har undvikits av de märkta fjärlarna i fångst- och återfångststudien. Denna effekt skulle inte kunna ha utlästs utifrån enbart habitatnätverksanalysens resultat. Fast habitatnätverkskartan är i sig ett mycket värdefullt underlag för att förstå var i landskapet skyddsåtgärder som syftar till att skapa nya och större habitatfläckar behöver vara placerade för att bli praktiskt nåbara av fjärlen.

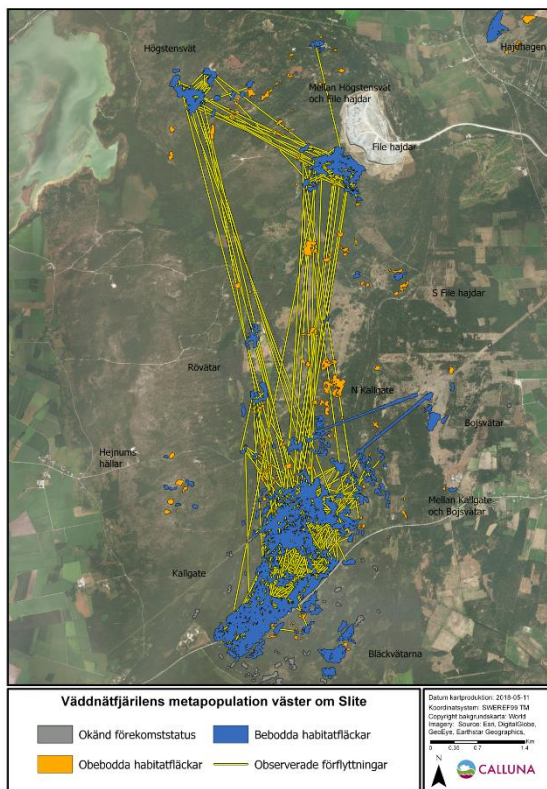


Fig. 6. Observerade förflyttningar av individmärkta väddnätfjärilar mellan enskilda habitatfläckar. Pilarna anger förflyttningarnas riktning.

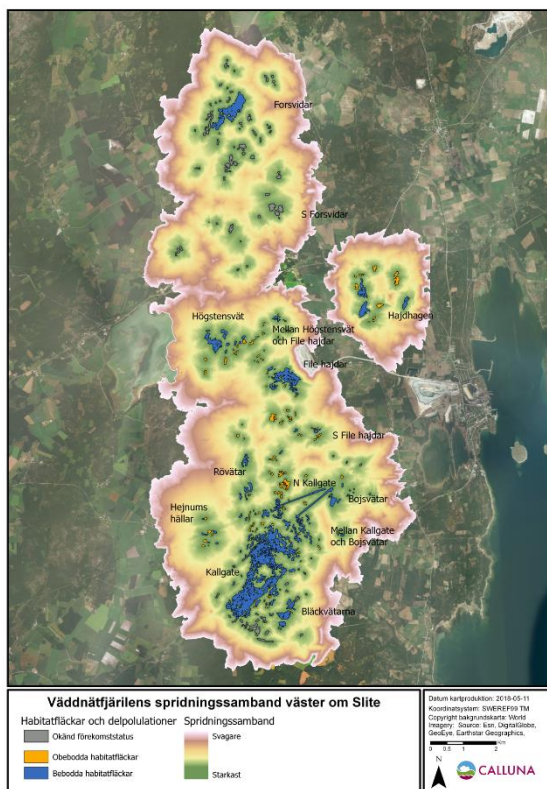


Fig. 7. Beräknade spridningssamband för väddnätfjäril mellan samtliga förekommande habitatfläckar i landskapet väster om Slite.

Skyddsåtgärder

Det finns flera föreslag på åtgärder som skulle kunna användas för att skapa eller restaurera väddnätfjärilens habitat (Askling m.fl. 2017). En av dessa, "varsam restaurering" har redan prövats på två ställen i området vid File hajdar år 2017. Metoden innebär en förhållandevis försiktig röjningsåtgärd med syfte att öka solinstrålningen på förhållandevis små och delvis skuggade habitatfläckar. Ett av åtgärdsförsöken gav en förvånansvärd snabb och lyckosam respons hos väddnätfjärilen. Det andra försöket resulterade dock inte i någon nyetablering av fjärilen trots väl genomförd röjningsinsats. De båda försöken skiljer sig åt med avseende på habitatfläckarnas spridningssamband. Att väddnätfjärilen etablerade sig så snabbt i det ena fallet kan mycket väl förklaras med att den habitatfläcken låg i ett område med starkare spridningssamband jämfört med den andra.

Under våren 2018 (3–6 april) genomförde Calluna och Enetjärn Natur en kartering av Cementas markinnehav runt File hajdar med syfte att avgränsa lämpliga ytor ämnade för olika typer av skyddsåtgärder. Gruppen som genomförde karteringen var sammansatt av personer med olika kompetens med avseende på kunskaper om olika organismgruppers habitatkrav och förutsättningar för olika naturtypers succession och ekologi. Syftet med detta upplägg var att på plats kunna identifiera ytor där skyddsåtgärder skulle kunna göra största möjliga nytta för väddnätfjärilen, plus övriga organismer som nyttjar File hajdars kalkfuktängar och blekvätar som livsmiljö, och samtidigt undvika att förstöra andra skyddsvärda naturvärden som förekommer i området.

Resultatet från karteringen av ytor lämpade för skyddsåtgärder redovisas i Fig. 8. Samtliga föreslagna ytor ligger inom lokalområdet vid File hajdar. Markerna kring Högstensvät och området mellan Högstensvät och File hajdar visade sig inte ha förutsättningar för att skapa nya habitatfläckar. I dessa områden bedömdes det inte heller finnas några restaureringsbehov. Hydrologin i dessa områden verkar intakt och de habitatfläckar som finns håller sig öppna på naturlig väg.

Bäst förutsättningar för att skapa nya ytor finns alltså vid File hajdar. Här kunde flera blöta ytor identifieras som idag utgörs av tät uppvuxen tallskog med inslag av idegran, björk och brakved. På dessa ytor framstår avverkning med efterföljande bränning som en bra åtgärd för att skapa nya blekvätar, kalkfuktängar och på en plats även rikkärr som kommer att fungera som nytt habitat för väddnätfjärilen (rosa ytor, Fig. 8). Två mindre ytor med blöt skog hittades i södra delen av File hajdar. Här föreslås dock ingen åtgärd eftersom ytorna bedöms för små och isolerade (blekgula ytor, Fig. 8).

Det fanns också flera ytor med glesare tallskog där ängsvädd fortfarande finns kvar fläckvis i undervegetationen. På dessa ytor föreslås endast varsam restaurering genom avverkning och röjning för att skapa nya och större habitatfläckar (blå ytor, Fig. 8). Utöver nyskapande av habitat föreslås ett antal "korridorer" som kan skapas genom varsamma röjningsinsatser för att skapa starkare spridningssamband för väddnätfjärilen vid File hajdar (blekgröna ytor, Fig. 8).

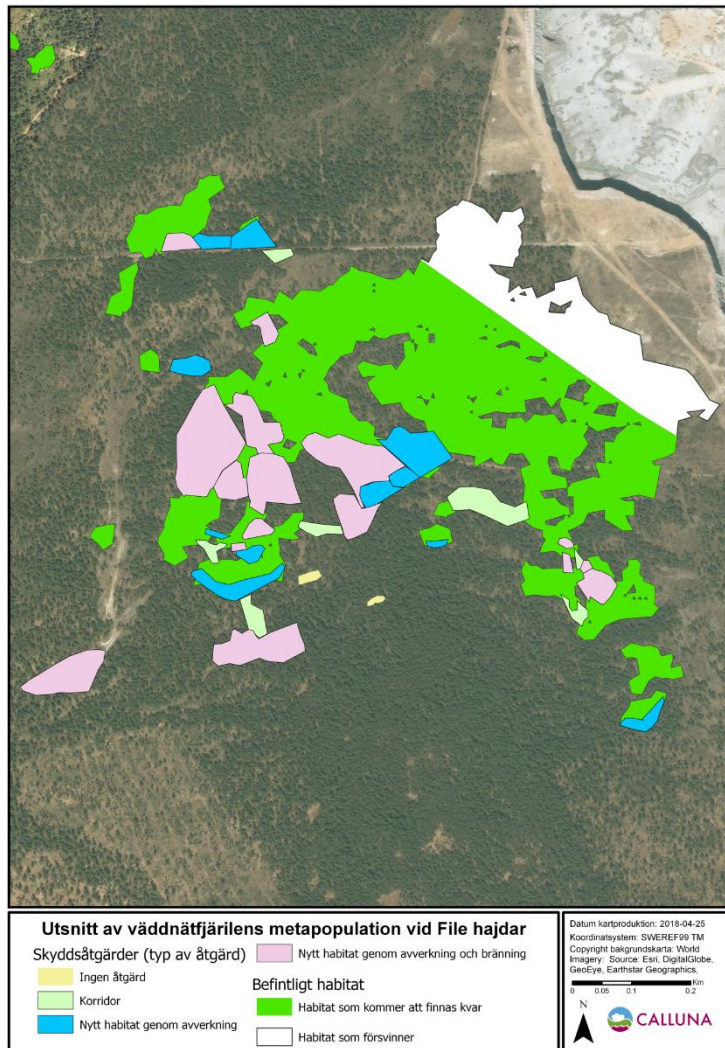


Fig. 8. Utpekade områden med skyddsåtgärder i form av nyskapade ytor med habitat och nya spridningskorridorer.

Vid sidan av de åtgärder som visas i Fig. 8 så identifierades behov av att vidta åtgärder som återställer hydrologin till ett mer ursprungligt tillstånd i området. Här gäller det framförallt att plana ut och laga körskador som uppkommit under lång tid på flera platser i området. Körskadorna skapar långsträckta små diken som dränerar kringliggande våtmarksytor. Detta gör att habitatet torkar ut snabbare, vilket förmodas leda till en långsamt ökande sannolikhet för att träd och buskar lyckas etablera sig på de öppna ytorna. Ett viktigt led i detta är också att minska den avrinning som nu sker på grund av grusvägen som leder förbi väster och söder om kalkbrottet i dagsläget. Vid en utvidgad kalkbrytning kommer denna väg inte längre att kunna användas för trafik.

För att återställa grusvägen så att den inte leder bort vattnet från området skulle det gå att anlägga små tvärsgående dämmen med jämna intervall. Detta för att åstadkomma en successiv uppgrundning av dagens hjulspår genom sedimentation. En liknande åtgärd föreslås också för att bromsa upp flödet i två i området förekommande diken. Exakt hur och var dessa skyddsåtgärder kan göras behöver utredas mer i detalj genom att jämföra ett antal alternativa scenarier i en högupplöst hydrologisk modell.

En utvidgad kalkbrytning skulle medföra en förlust motsvarande 6,5 hektar vändnätfjärilshabitat. Inräknat i denna siffra är både den direkta förlusten av habitat som kommer att omfattas av själva dagbrottet (4 ha) och en förmodad succesiv degradering av befintliga habitatfläckar i östra delen av File hajdar. Den utvidgade täktverksamheten medför en

minskad upptagningsyta för regnvatten vilket i sin tur leder till en betydligt torrare vattenregim inom berört avrinningsområde (se streckad linje i Fig. 10). Det är förstås svårt att exakt skatta vilken effekt den förväntade uttorkningen kommer att ha på kalkfuktängarna och våtarna i det berörda området. Det är dock knappast orimligt att anta att åtminstone halva arealen på sikt kommer att växa igen. Sammanlagt är det ca 5 hektar befintligt habitat som förväntas beröras av den försämrade hydrologin vilket i sig ger en skattad förlust av habitat motsvarande 2,5 hektar effektiv yta.

Om samtliga skyddsåtgärder som markerats i Fig. 8 genomförs med önskat resultat bör det sammanlagt tillkomma åtminstone 7,5 hektar nytt habitat. Denna siffra är framtagen som ett rimligt värde med tanke på att hela ytan som berörs av skyddsåtgärder inte förmodas bli fullvärdigt habitat för väddnätfjärilen. Inom fjärlens habitatfläckar förekommer nämligen som regel en hel del mindre buskage och enstaka träd som gör att den effektiva arean blir något mindre än ytans totala storlek. Den totala arealen som pekats ut för avverkning (Fig. 8) uppgår till 8,4 hektar, varav merparten (75 %) kräver bränning eller motsvarande åtgärd efter avverkning för att få bort förekommande förnalager (Tab. 1).

Tab. 1. Sammanställning av mängden ytor som identifierats som lämpliga för att skapa nytt habitat och nya spridningskorridorer för väddnätfjäril vid File hajdar.

Typ av åtgärd	Antal ytor	Sammanlagd berörd areal (ha)
Nytt habitat genom enbart avverkning/röjning	11	2,1
Nytt habitat genom avverkning plus efterföljande bränning av förna	16	6,3
Avverkning/röjning för skapande av spridningskorridorer	7	1,1
Funna ytor som bedömdes vara för små för meningsfulla åtgärder	2	<0,1

Sårbarhetsanalyser

Metapopulationsteori och valda modelleringsätt

Väddnätfjärilen lever liksom andra nätfjärilsarter i så kallade metapopulationer (t ex. Eliasson 2008, Schtickzelle m.fl. 2005, Wahlberg et al. 2001). En metapopulation kan beskrivas som en population av delpopulationer som är sammanlänkade i ett nätverk. Detta innebär att även om vissa delpopulationer ett år försvinner (s.k. lokala utdöenden) kan arten fortleva i andra delpopulationer inom nätverket och migranter från dessa kan nästa år återkolonisera habitatfläckar där arten försvann året innan. Artens förekomstmönster i olika habitatfläckar över tid förändras alltså genom lokala utdöenden och återkolonisationer. Sannolikheten att arten finns i en habitatfläck över tid varierar beroende på fläckens storlek (och kvalitet) och placering i landskapet. Stora fläckar kan hysa större delpopulationer som löper mindre risk att dö ut lokalt och fläckar som ligger nära andra fläckar där arten finns har en högre sannolikhet för kolonisation och starkare spridningssamband (god konnektivitet). Sannolikheten att arten finns är alltså lägre i små och isolerade fläckar jämfört med stora fläckar med starka spridningssamband till andra delpopulationer.

För att kunna bedöma metapopulationers framtida fortlevnad eller sårbarhet används ofta simuleringsmodeller. Eftersom olika typer av sårbarhetsmodeller kan ge olika resultat testas och jämförs här två helt olika typer av modeller. Den första varianten (se punkt 1 nedan) används för att följa artens förekomstmönster (dvs. om habitatfläckar är bebodda eller inte), medan den andra (se punkt 2 nedan) även uppskattar hur stora de lokala populationerna är.

Modell 1: Förekomstbaserad metapopulationsmodell

Den första modellen bygger på att man skattar sannolikheter för lokala utdöenden och kolonisation i alla habitatfläckar i landskapet. Här användes den s.k. Incidence function model

(IFM, Hanski 1994), som är en vanligt förekommande modell i studier av fjärilars metapopulationsdynamik. En klar fördel med denna modell är att den kan passas (dvs. beräkna modellens parametrar) med ett förekomstmönster från endast ett år, medan andra typer av förekomstmodeller kräver observationer från flera år (t ex. Sjögren-Gulve & Ray 1996). I den förekomstbaserade modellen bestäms den lokala utdöendesannoliketen av habitatfläckens area och kolonisationshastighet av hur starka spridningssambanden är i förhållande till samtliga andra delpopulationer (Hanski 1999). Modellen passades till väddnätfjärilens förekomstmönster från 2017 och de uppskattade sannolikheterna för lokala utdöenden och kolonisationer användes sedan för att simulera fjärilens framtida fortlevnad.

Modell 2: Demografisk metapopulationsmodell

Den andra modellen bygger på hur mängden individer i olika delpopulationer förändras från generation till generation som följd av födslar, dödslar och förflyttningar av individer mellan habitatfläckar. Eftersom denna typ av modell hanterar populationens demografiska processer brukar de kallas för demografiska populationsmodeller. Till skillnad från förekomstmodellen (modell 1) så kan denna modell förutom förekomstmönster också förutsäga delpopulationernas storlekar och hur dessa förändras över tiden. Demografiska modeller kan byggas på många olika sätt. I den här rapporten valde vi att utgå från en modell som tidigare skapats för att simulera väddnätfjäril i Belgien (Schtickzelle m.fl. 2005). Vi valde dessutom att utnyttja samma programvara som nyttjades i den belgiska sårbarhetsanalysen, dvs. RAMAS/GIS (Akçakaya 2002).

Simulerade framtidsscenarier

För att undersöka hur metapopulationen av väddnätfjäril skulle kunna påverkas av en utökad kalkbrytning och av föreslagna skyddsåtgärder vid File hajdar gjordes simuleringar av populationsutvecklingen utifrån tre alternativa framtidsscenarier som beskriver alternativa förändringar av landskapet vid File hajdar (Tab. 2).

I det första scenariot (S0) undersöks populationsutvecklingen i ett helt oförändrat landskap vid File hajdar jämfört med nuläget (Fig. 1 och 9). Detta scenario utgör ett grundscenario som de två andra scenarierna jämförs med. I scenario S1 testas effekten av en utökad kalkbrytning vid File hajdar. Detta scenario skiljer sig från grundscenariot (S0) genom att den största habitatfläcken vid File hajdar minskats med 4 ha som en direkt följd av dagbrottets utvidgning. Därtill halverades den effektiva arean för samtliga befintliga ytor i områdets östra del för att efterlikna den kvalitetsförsämring som kan drabba dessa områden till följd av försämrade hydrologiska förutsättningar som förmodas uppstå genom ett utvidgat dagbrott (Fig. 10, Tab. 2).

I scenario S2 testas effekten en utökad kalkbrytning i kombination med genomförda skyddsåtgärder enligt vad som föreslås i denna rapport. Skyddsåtgärderna leder till en totalt sett större effektiv areal med habitat jämfört med nuläget (Tab. 2). Åtgärderna gör också att flera av de nu befintliga ytorna sammanfogas till ett mindre antal men mer sammanhängande och större habitatfläckar (Fig. 11).

Tab. 2. Beskrivning av de tre scenarier som beskriver vad som skulle kunna ske vid File hajdar och som var för sig kombinerats med de mer övergripande scenarierna i Tab. 3.

Id	Scenario	Habitatförändring
----	----------	-------------------

S0	Oförändrat landskap jämfört med nuläge vid File hajdar (2017)	Ingen
S1	Utvidgad kalkbrytning vid File hajdar	6,5 ha mindre habitat än S0
S2	Utvidgad kalkbrytning i kombination med skyddsåtgärder	3,5 ha mer habitat än S0; 10 ha mer habitat än S1 varav 7,5 ha är nyskapat (resterande 2,5 ha uppkommer genom insatser som förbättrar hydrologin.

Simuleringar gjordes för de tre scenarierna i Tab. 2 för en hundraårsperiod i ett för övrigt helt statiskt landskap som utgår från hur landskapet såg ut 2017. Det är dock inte helt realistiskt att anta en statisk landskapsutveckling under en längre tidsperiod. Det finns mycket som kan förändras i ett landskap på hundra år. Vi kan exempelvis förvänta oss ett blötare klimat på Gotland enligt den klimatmodell som utgår från fortsatt förbränning av fossila bränslen. Fast klimatscenarioer kan ju i sig vara osäkra så det skulle ju också kunna bli torrare på Gotland. Oavsett vilket så valde vi att simulera scenario S0, S1 och S2 i landskap där tillgängliga habitatfläckars bärformåga anpassats till de markfuktighetsförändringar som skulle kunna uppstå vid ett blötare respektive torrare klimat.

En annan faktor som deterministiskt skulle kunna komma att förändra habitatfläckarnas kvalitet över tiden är betesdriften. Redan 2018 skedde ju deterministiska förändringar i landskapet genom att mer mark betades. Även om fjärilsreservatet inte förväntas betas igen framöver så finns det mycket som talar för att de utvidgade betesmarkerna kommer att nyttjas också framgent om inte Länsstyrelsen beslutar annat. Vi valde därför att undersöka även sådan landskapsutveckling där betet utvidgats till 2018 års omfattning, undantaget fjärilsreservatet som rimligen inte kommer att betas igen framöver. I det utvidgade betesscenariot inkluderades även två områden vid Kallgate som visserligen inte betades 2018 men som nyligen omklassats till naturtypen "Trädklädd betesmark" av Länsstyrelsen vilket visar på en ny målbild för områdenas skötsel. Vi valde också att undersöka ett scenario där alla habitatfläckar undantas bete.

Tab. 3. Beskrivning av de mer övergripande landskaps- och klimatsscenerierna som simulerats.

Kortnamn	Scenario	Habitatförändring
Statiskt	Oförändrat landskap jämfört med nuläge där betesdriften omfattar de ytor som betades år 2017.	Ingen
Mer bete	Utgick från 2018 år utökade betesdrift jämfört med grundscenariot, dock med obetat fjärilsreservat.	Total försämring av habitatkvaliteten motsvarande 24.1 ha jämfört med 2017 års situation.
Utan bete	Upphört bete på samtliga habitatfläckar i metapopulationen. Detta kan ses som ett mer radikalt skyddsscenario som förväntas kunna förbättra bevarandestatus för väddnätfjäril.	Total förbättring av habitatkvaliteten motsvarande 52.3 ha jämfört med 2017 års situation.
Blötare klimat	En situation där tillgängliga habitatfläckar blir blötare i en omfattning som motsvarar förväntad klimatförändring på Gotland vid fortsatt förbränning av fossila bränslen.	Total försämring av habitatkvaliteten motsvarande 13.7 ha jämfört med 2017 års situation.
Torrare klimat	En situation där klimatet mot förmodan blir torrare på Gotland.	Total försämring av habitatkvaliteten motsvarande 1.3 ha jämfört med 2017 års situation.

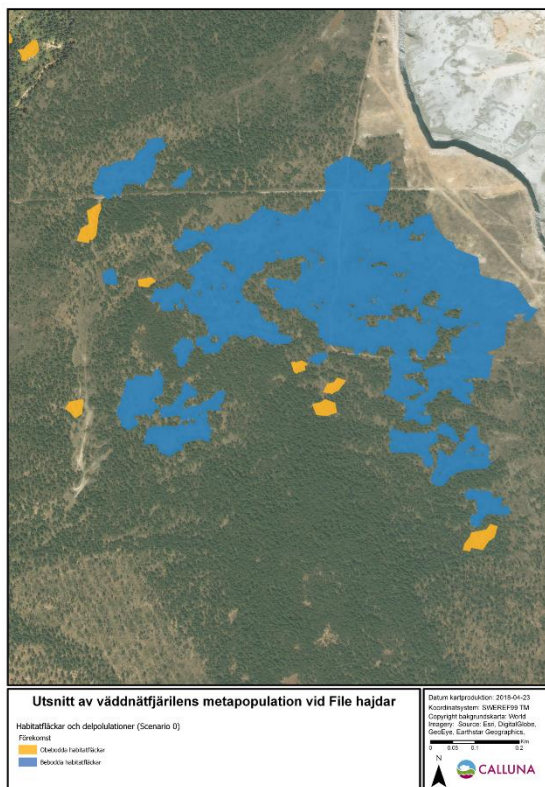


Fig. 9. Utbredningen av habitatfläckar som kan nyttjas vid File hajdar i grundscenariot (scenario 0) för sårbarhetsanalyserna i denna rapport. Fläckarnas färger visar vilka ytor som nyttjades av väddnätfjäril år 2017.

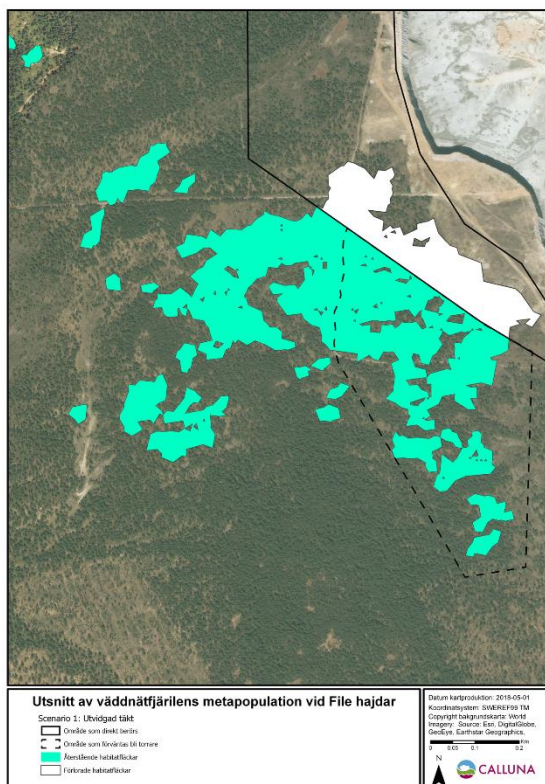


Fig. 10. Förekomst av habitatfläckar vid File hajdar i scenario 1 som visar situationen efter en utvidgad kalktält utan vidtagna skyddsåtgärder. Scenariot hanterar både effekten av den direkta habitatförlusten (vitt) och den förändrade hydrologin som förväntas försämra kvaliteten på de östra habitatfläckarna (inom sträckt område).

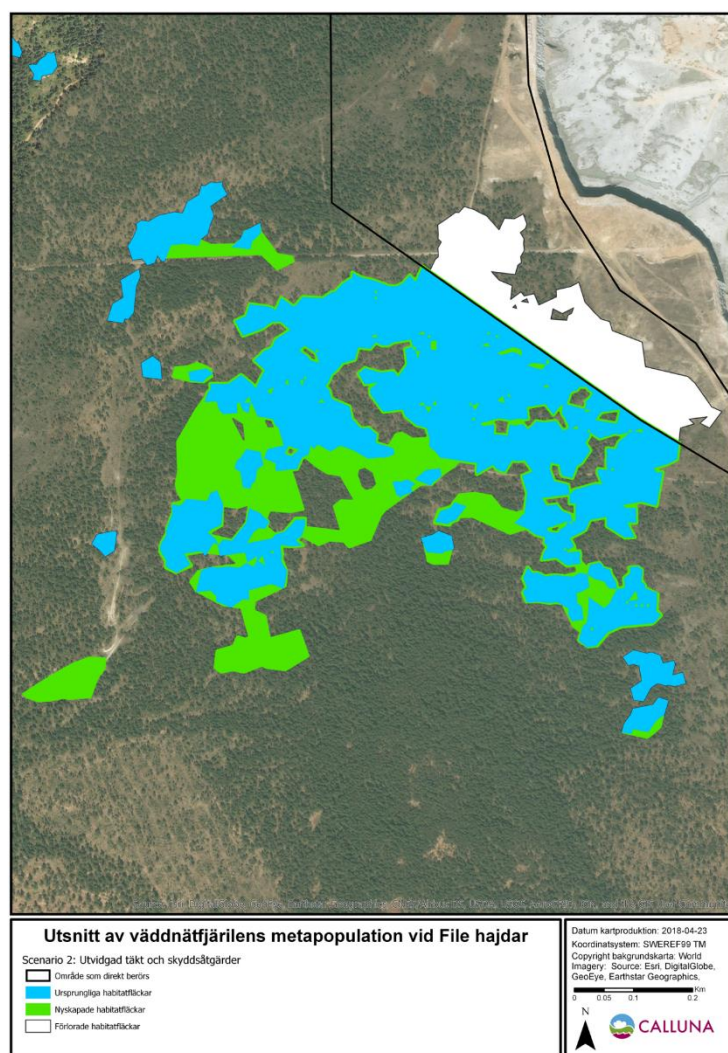


Fig. 11. Förekomst av habitatfläckar för vändnätfjäril i scenario 2 vid File hajdar som visar situationen efter utvidgad kalktäkt och genomförda skyddsåtgärder.

Avgränsning av metapopulationens habitatfläckar

Båda typerna av modeller som använts för sårbarhetsanalyserna i denna rapport är byggda så att de enkelt kan anpassas till en konkret bild av landskapet i termer av habitatets utbredning och avgränsning i åtskilda habitatfläckar med varierande areal. Därför togs olika kartor fram som specificerar habitatets rumsliga fördelning i enlighet med de beskrivna scenarierna (se Fig. 1, 9–11) och de alternativa övergripande landskaps- och klimatförändringarna enligt Tab. 3.

För att avgränsa enskilda habitatfläckar i de scenariospecifika kartorna gäller det att förstå individernas rörelsebeteende väl så att det som avgränsas som separata ytor också betyder något för hur metapopulationen som helhet är uppdelad i delpopulationer. Individuella förflyttningar som sker mellan generationer förväntas huvudsakligen ske mellan de enheter som ska betraktas som delpopulationer medan förflyttningar som görs på daglig basis under en säsong framförallt förväntas ske inom en och samma delpopulation. Vi använde oss därför av spridningsmodellen som nyttjades för att ta fram vändnätfjärilens habitatnätverk tidigare (Asking m.fl. 2017) för att avgränsa delpopulationer och habitatfläckar.

De ytor som avgränsats som sammanhängande habitatfläckar varierar inte bara i storlek utan även i kvalitet. Analyserna av larvkolonier i relation till bete visade att det var en stor skillnad i antal larvkolonier mellan obetat och betat habitat (där betat habitat var 4,75 gånger sämre än obetat. Denna skillnad i habitatkvalitet användes för att korrigera ner den "effektiva arean" av

habitatfläckar med bete. Effekten av denna korrigerings blir exempelvis att en betad habitatfläck på 1 ha (10 000 m²) i praktiken tilldelas en effektiv area på bara lite drygt 2 100 m².

De undersökta klimatförändringarna förväntas också påverka de enskilda habitatfläckarnas kvalitet genom att påverka deras sammansättning av torrare och blötare partier. Analyserna av hur observerade larvkolonier var fördelade i förhållande till markens fuktighet gjorde att vi kunde ringa in ett fuktighetsintervall inom vilket väddnätfjärilens larver verkar kunna leva. Genom att räkna om markfuktighetsvärdena i förhållande till en ökad respektive minskad mängd nederbörd kunde ytornas effektiva areal anpassas till den andel av habitatfläckarnas yta som uppfyller larvernas spännvidd när det gäller markfuktighet.

Simuleringsresultat från båda modellerna vid en statisk landskapsutveckling

Simuleringar av väddnätfjärilens populationsdynamik 100 år framåt i tiden gjordes initialt för ett i övrigt statiskt landskap, som utgår från 2017 års mängd betade ytor, för att undersöka skillnaderna mellan tre alternativa scenarierna för File hajdars framtid (S0, S1 och S2) baserat på de båda typerna av sårbarhetsmodell.

I sårbarhetsanalyser beräknas ofta sannolikheten för att populationen dör ut eller att den blir mindre än ett visst gränsvärde (Kindvall 1998). Inte i något av de undersökta scenarierna i den här studien hände det att den simulerade populationen dog ut totalt sett. Däremot dog delpopulationerna först ut lite då och då på ett sätt som är typiskt för metapopulationer. Fast dess kompenseras hela tiden av återkommande kolonisationer vilket ledde till en stabil dynamik med relativt odramatiska fluktuation runt ett jämviktssläge.

På nationell basis bedöms väddnätfjärilens population inte vara stabil. I den senaste svenska rödlistan har den bedömts tillhöra kategorin sårbar (VU) vilket motsvarar en förväntad nationell försvinnanderisk på mer än 10 % inom 100 år. Hur rimmar detta med resultaten från sårbarhetsanalyserna som presenteras här där inga av de 1000-tals genomförda simuleringsomgångarna ledde till något utdöende i en population som bara utgör en delmängd av den svenska? Det finns två svar på denna fråga som är högst rimliga och som båda är viktiga att beakta när man tolkar resultaten från de sårbarhetsanalyser som nu genomförts. För det första kan det vara så att den undersökta metapopulationen av väddnätfjäril faktiskt är mycket mer stabil jämfört med övriga delar av den svenska populationen. En betydande orsak till att väddnätfjäril uppfyller rödlistningskriterierna för VU är att en "fortgående minskning" bedöms pågå (ArtDatabanken 2015), vilket huvudsakligen gäller fastlandspopulationerna vars habitatfläckar ständigt riskerar att växa igen. På Gotland är det en stor del av väddnätfjärilens habitatfläckar som hålls öppna genom naturliga processer. För det andra bygger samtliga simuleringar här på statiska landskap. Förmodligen stämmer inte detta helt och hållet med verkligheten även om väddnätfjärilens livsmiljöer är förhållandevis stabila just på Gotland genom att de hålls öppna genom naturliga processer. Hade miljön i scenarierna antagits vara mer instabil så hade säkert utdöenden också uppträtt bland simuleringarna. Det vore följaktligen felaktigt att påstå att den gotländska populationen vid Slite inte löper den minsta risk att försvinna inom 100 år baserat på de gjorda analyserna. Samtidigt har modellerna anpassats till vad vi vet om artens dynamik och till rådande förutsättningar vilket gör att frånvaron av utdöenden i simuleringarna faktiskt återspeglar den mycket goda potential som landskapet erbjuder för en långsiktig överlevnad av väddnätfjäril i regionen.

Båda modellerna prognosticerar högst marginella förändringar av den totala metapopulationen i landskapet som helhet väster om Slite vid en utökad kalkbrytning utan skyddsåtgärder (S1 vs S0 i Fig. 12). Andelen habitatfläckar som nyttjas av väddnätfjäril förutspås visserligen bli något lägre i genomsnitt för scenario 1 jämfört med grundscenariot (Fig. 12). Samtidigt är variationen bland de 1000 simulerade upprepningarna så pass stor att skillnaden mellan de båda scenarierna knappast blir märkbar i praktiken sett till hela populationen. Detta gäller för båda modellernas simuleringsresultat. Även det totala medelantalet vuxna fjärilar förväntas sjunka

något vid scenario 1 jämfört med nuläget baserat på den demografiska metapopulationsmodellens förutsägelser (S1 vs S0 i Fig. 13).

Sårbarhetsanalyserna visar alltså entydigt att väddnätfjärilens bevarandestatus inte förväntas påverkas på regional nivå enbart som en följd av en utvidgad täktverksamhet vid File hajdar. Genomförs dessutom de föreslagna skyddsåtgärderna förväntas en utvidgad kalkbrytning inte behöva leda till några negativa effekter alls på väddnätfjärilens storskaliga populationsdynamik i landskapet öster Slite. I simuleringarna av den förekomstbaserade metapopulationsmodellen var den genomsnittliga andelen habitatfläckar högre i scenario 2 jämför med grundscenariot (S2 vs S0 i Fig. 12), vilket visar att de föreslagna skyddsåtgärdande åtgärderna kan förväntas ha en viss överkompenserande effekt på regional nivå. Samma mönster framträder i sårbarhetsanalysen som gjordes med den demografiska metapopulationsmodellen (S2 vs S0 i Fig. 13).

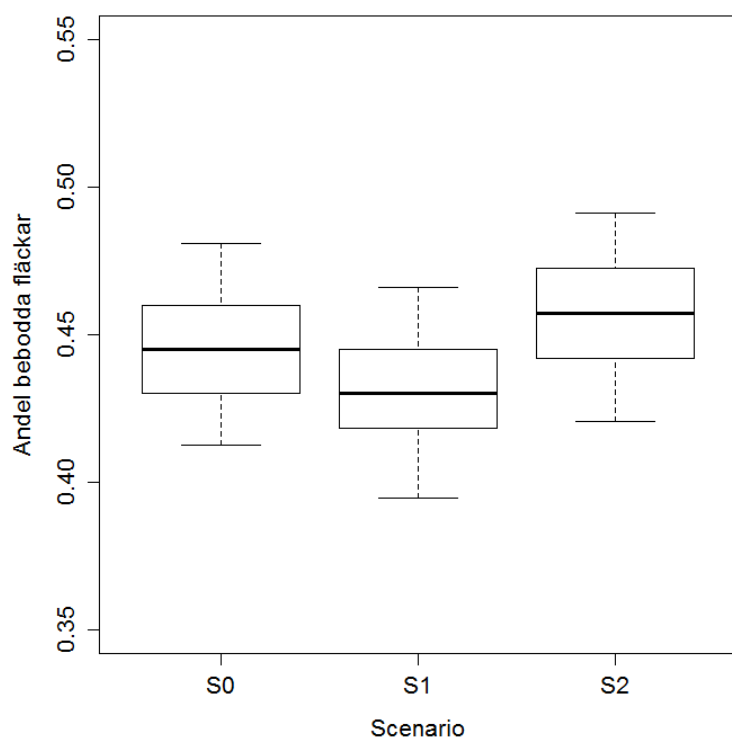


Fig. 12. Andelen bebodda habitatfläckar i metapopulationen som helhet beräknade för de tre scenarierna (S0, S1 och S2) med den förekomstbaserade metapopulationsmodellen i ett för övrigt statistiskt landskap som utgår från 2017 års mängd betad mark. Här visas resultat från 1000 upprepade simuleringar per scenario i form av boxplots där den horisontella tjocka svarta linjen visar medianen, boxen visar data inom 25–75 percentilerna (dvs. 50 % av datat närmast medelvärdet) och streckade lodräta linjer data inom 5–95 percentilerna (dvs. 90 % av datat).

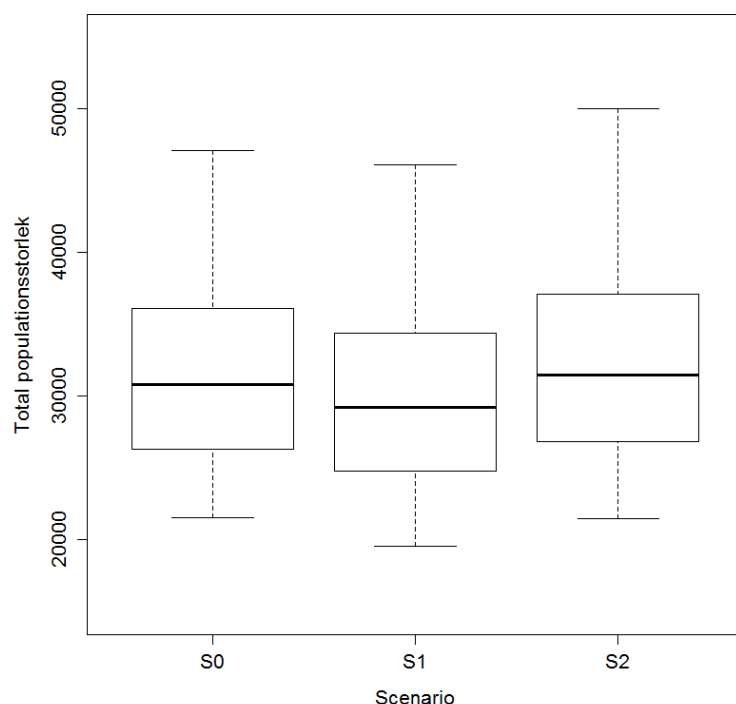


Fig. 13. Antalet vuxna fjärilar i metapopulationen som helhet beräknade för de tre scenarierna (S0, S1 och S2) med den demografiska metapopulationsmodellen i ett för övrigt statistiskt landskap som utgår från 2017 års mängd betad mark. Här visas resultat från 1000 upprepade simuleringar per scenario i form av boxplots där den horisontella tjocka svarta linjen visar medianen, boxen visar data inom 25–75 percentilerna (dvs. 50 % av datat närmast medelvärde) och streckade lodräta linjer data inom 5–95 percentilerna (dvs. 90 % av datat).

En utvidgad kalkbrytning förutspås ge en påtaglig effekt på andelen bebodda habitatfläckar vid File hajdar i sårbarhetsanalysen med den förekomstbaserade metapopulationsmodellen. Även de närmast angränsande delområdena, dvs. området mellan Högstenvät och File hajdar samt i området söder om File hajdar, berörs negativt enligt simuleringsresultaten. Detta framgår av Fig. 14, där de blåfärgade punkterna tillhörande delområdena 4, 6 och 7 ligger märkbart under den streckade linjen. Blå punkter som sammanfaller med den streckade linjen, alternativt sammanfaller med dess motsvarande röda punkt, representerar delområden som förutspås bli opåverkade av en utvidgad kalkbrytning.

Den demografiska modellen förutspår också en påtaglig negativ effekt av en utvidgad kalkbrytning på väddnätfjärilens delpopulationer lokalt vid File hajdar (blå punkt nr 6, Fig. 15). Däremot ser kringliggande delområden inte ut att påverkas lika mycket när det gäller antalet förekommande fjärilsindivider jämfört med förutsägelsen från den förekomstbaserade modellen. En viss negativ effekt kan dock skönjas i området mellan Högstenvät och File hajdar (blå punkt nr 4, Fig 15).

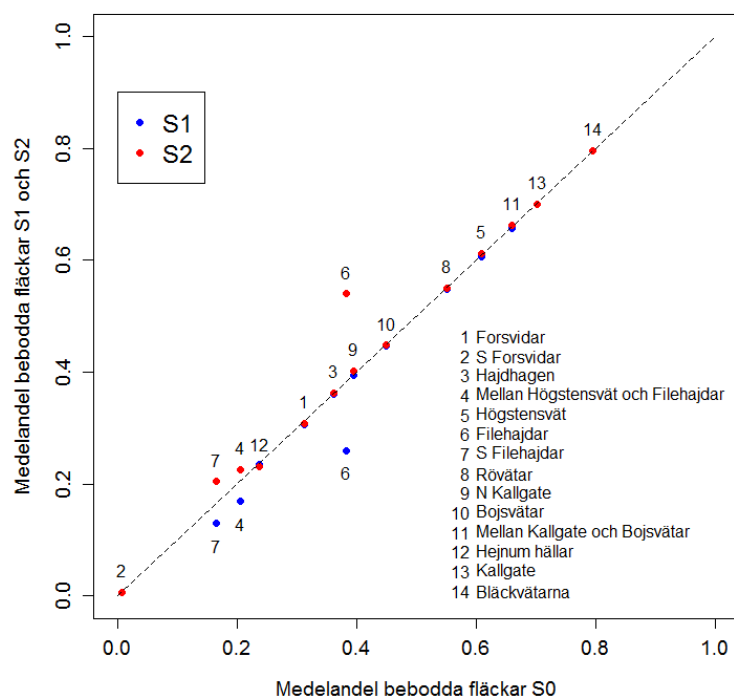


Fig. 14. Medelandel bebodda habitatfläckar inom de 14 olika delområdena i S1 och S2 jämfört med S0 baserat på 1000 upprepade simuleringar med den förekomstbaserade metapopulationsmodellen i ett för övrigt statistiskt landskap som utgår från 2017 års mängd betad mark. Streckad linje visar ett 1:1 förhållande med S0 (dvs. ingen förändring). Det är endast de delområden där de olikfärgade prickarna hamnar tydligt åtskilt ifrån varandra som det råder någon skillnad mellan de tre olika scenarierna. I det här fallet är det delområdena 6, 4 och 7 som uppvisar en signifikant skillnad.

I Fig. 14 och 15 går det att utläsa vilka delområden som direkt förväntas påverkas av de föreslagna skyddsåtgärderna (scenario 2) genom att studera vilka röda punkter som ligger ovanför den streckade linjen. Som förväntat är det i första hand området vid File hajdar (röd punkt nr 6, Fig. 14) där en större andel habitatfläckar förutspås bli bebodda efter en utvidgad kalktäkt om skyddsåtgärder genomförs jämfört med nuvarande situation (scenario 0). En positiv effekt av föreslagna skyddsåtgärder förutspås också gälla områdets genomsnittliga populationsstorlek (röd punkt nr 6, Fig. 15). Åtgärdernas positiva effekt uppkommer förstås som en direkt följd av att den totala mängden habitat är större i scenario 2 jämfört med nuläget men också genom att habitatfläckarna görs mer sammanhängande och därmed större i genomsnitt inom området.

Området mellan Högstenvät och File hajdar (nr 4) samt i området söder om File hajdar (nr 7) förutspås påverkas i positiv riktning av skyddsåtgärderna enligt sårbarhetsanalysen som gjordes med den förekomstbaserade modellen (Fig. 14). Baserat på den demografiska modellens simuleringsresultat verkar skyddsåtgärdernas positiva effekt på angränsande delområdets populationsstorlekar dock inte bli fullt så stor (Fig. 15).

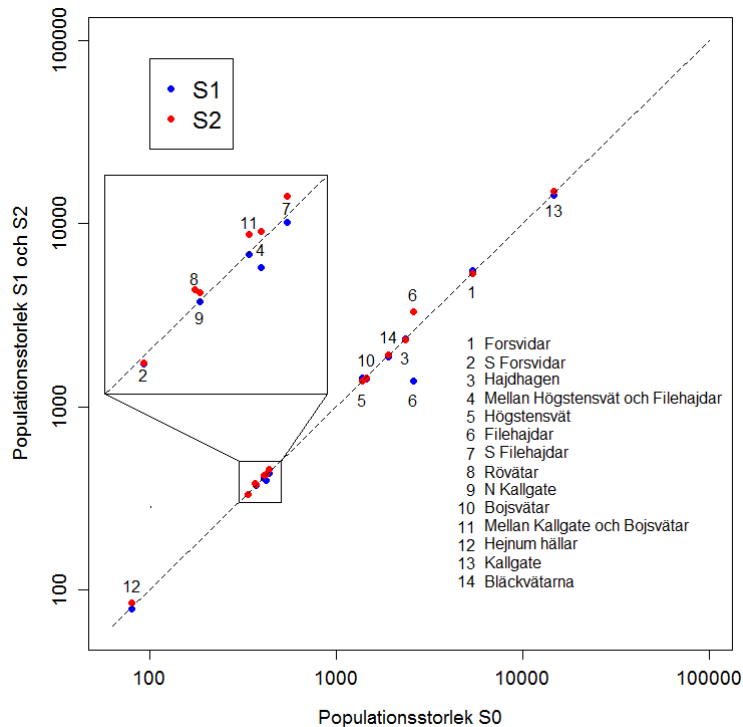


Fig. 15. Populationsstorlekar inom de 14 olika delområdena i S1 och S2 jämfört med S0 baserat på 1000 upprepade simuleringar med den demografiska metapopulationsmodellen i ett för övrigt statistiskt landskap som utgår från 2017 års mängd betad mark. Streckad linje visar ett 1:1 förhållande med S0 (dvs. ingen förändring). Det är endast de delområden där de olikfärgade prickarna hamnar tydligt åtskilt ifrån varandra som det råder någon skillnad mellan de tre olika scenarierna. I det här fallet är det delområdet File hajdar som uppvisar en signifikant skillnad.

Simuleringsresultat vid övergripande landskaps- och klimatförändringar

Effekter av kalkbrytning och skyddsåtgärder

I Fig. 16 visas simuleringsresultat för scenario S0, S1 och S2 (Tab. 2) gjorda med den förekomstbaserade modellen under olika antaganden om hur landskapet i övrigt kan tänkas förändras. Effekten av utökad kalkbrytning, med (S2) eller utan (S1) föreslagna skyddsåtgärder, blir den samma på metapopulations förväntade storlek på nordöstra Gotland oavsett om landskapet i övrigt skulle fortsätta att se ut som det gjorde 2017 (statistiskt landskap) eller om förutsättningarna skulle komma att förändras. Det går följaktligen att med stor säkerhet dra slutsatsen att de föreslagna skyddsåtgärderna är tillräckliga för att förbättra väddnätfjärilens bevarandestatus på nordöstra Gotland oavsett om den planerade utvidgningen av kalkbrottet kommer till stånd eller inte.

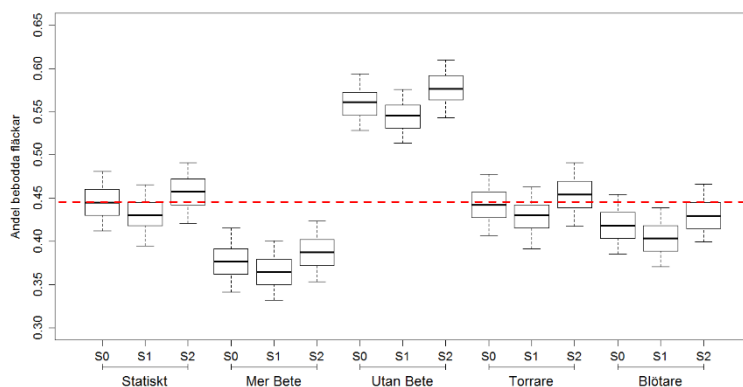


Fig. 16. Jämförelse av olika simuleringsresultat gällande för olika antaganden om hur landskapet eller klimatet kan komma att förändras. Röd linje visar förväntad genomsnittlig metapopulationsstorlek om ingen utvidgning av kalkbrytningen sker (S0) och landskapets struktur förblir statistiskt 100 år framåt i tiden så som det var 2017. De

scenarier där medelandelen bebodda habitatfläckar (Boxplottarnas tjockare vågräta linje) befinner sig under den röda linjen innebär i praktiken en förväntad försämring av väddnätfjärilens bevarandestatus jämfört med nuläget. I de fall medelvärdena ligger över den röda linjen förväntas en mer gynnsam bevarandestatus jämfört med nuläget. Effekten av utökad kalvbrytning med (S2) eller utan föreslagna skyddsåtgärder (S1) förväntas bli den samma oavsett om landskapet i övrigt antas vara statistiskt eller om det förväntas förändras deterministiskt på något sätt. Här visas endast resultat från den förekomstbaserade modellen i form av boxplots för 1000 upprepade simuleringar per scenario. Boxen visar data inom 25–75 percentilerna (dvs. 50 % av datat närmast medelvärdet) och streckade lodräta linjer data inom 5–95 percentilerna (dvs. 90 % av datat).

Effekter av bete

Simuleringarna som gjordes med den förekomstbaserade sårbarhetsmodellen visar tydligt att betesdriftens omfattning har en oerhörd effekt på metapopulationen för väddnätfjäril på nordöstra Gotland (Fig. 16). Under 2018 betades även fjärilsreservatet vilket inte antogs vara fallet i det undersökta framtidsscenario som benämns "mer bete" i figur 16. Trots detta är det uppenbart från simuleringensresultaten att väddnätfjärilens bevarandestatus förväntas försämrats högst väsentligt om den utökade betesdriften jämfört med 2017 års omfattning tillåts fortgå framgent. Att upphöra helt med bete på samtliga tillgängliga habitatfläckar vore uppenbart en mycket effektiv skyddsåtgärd för att gynna väddnätfjärilen. Simuleringensresultaten från scenarierna där inga ytor betas visar att det skulle förväntas bli en kraftigt förbättrad bevarandestatus jämfört med nuläget 2017 (Fig. 16).

Effekter av förändrat klimat

Det troligaste är att vi kommer att få se mer nederbörd i Sverige som helhet enligt de klimatscenarier som baserar på ett fortsatt nyttjande av fossila bränslen. Detta gäller även för Gotland enligt en rumslig analys av klimatscenarioets nederbördsvärden som ArtDatabanken nyligen publicerat (Strand m.fl. 2018). Vi nyttjade denna analys för att räkna om markens fuktighet utifrån Metrias markfuktighetsindex (med en pixelupplösning på 10x10 m) för samtliga förekommande habitatfläckar. Vi antog den ökning i nederbörd som gäller för området enligt kartorna i ArtDatabankens publikation (Strand m.fl. 2018), vilket är 1,19 gånger mer än dagens genomsnitt.

Våra simuleringar visar att ett blötare klimat skulle ge upphov till en lägre genomsnittlig andel bebodda habitatfläckar i metapopulationen av väddnätfjäril på nordöstra Gotland (Fig. 16). Eftersom det högst troligen kommer att bli genomsnittligt något blötare på Gotland framöver är det alltså högst troligen så att fjärilens bevarandestatus kommer att försämrats på Gotland om inga riktade skyddsåtgärder görs som kan motverka klimatets effekter. Här skulle förmodligen en minskad betesdrift kunna bli en effektiv åtgärd.

Vi undersökte även ett scenario där habitatfläckarna skulle bli torrare jämfört med utgångsläget 2017. I detta scenario minskades den genomsnittliga fuktigheten inom förekommande habitatfläckar till 81 % av dagens genomsnitt, vilket motsvara en lika stor minskning som ökningen i det blötare scenariot. Simuleringarna som gjordes för det torrare klimatet visar även det ett genomsnittligt något lägre andel bebodda habitatfläckar (Fig. 16). Andelen ligger dock väldigt nära det statistiska landskapet. Att skillnaden inte blir så stor mellan det torrare scenariot och det statistiska landskapet har sin förklaring att 2017, som är utgångsläget för grundscenariot också var torrare än jämfört med ett genomsnittligt år (Fig. 4).

Validering av modellernas tillförlitlighet

Sårbarhetsanalyser anses överlag vara förhållandevis tillförlitliga redskap för att jämföra alternativa scenarier och deras relativa effekter på framtida populationsutveckling (McCarthy 2003). Samtidigt kan modellerna som används oftast förväntas ha svårt för att förutsäga mer absoluta värden såsom exempelvis hur stor populationen faktiskt förväntas bli ett givet år. Det är förstås intressant att försöka besvara frågan om hur pass tillförlitliga prognoser av väddnätfjärilens framtid som går att göra baserat på de två modellerna som tagits fram här. Vi gör därför här ett försök att validera de båda modellernas förutsägelser om andelen bebodda habitatytor.

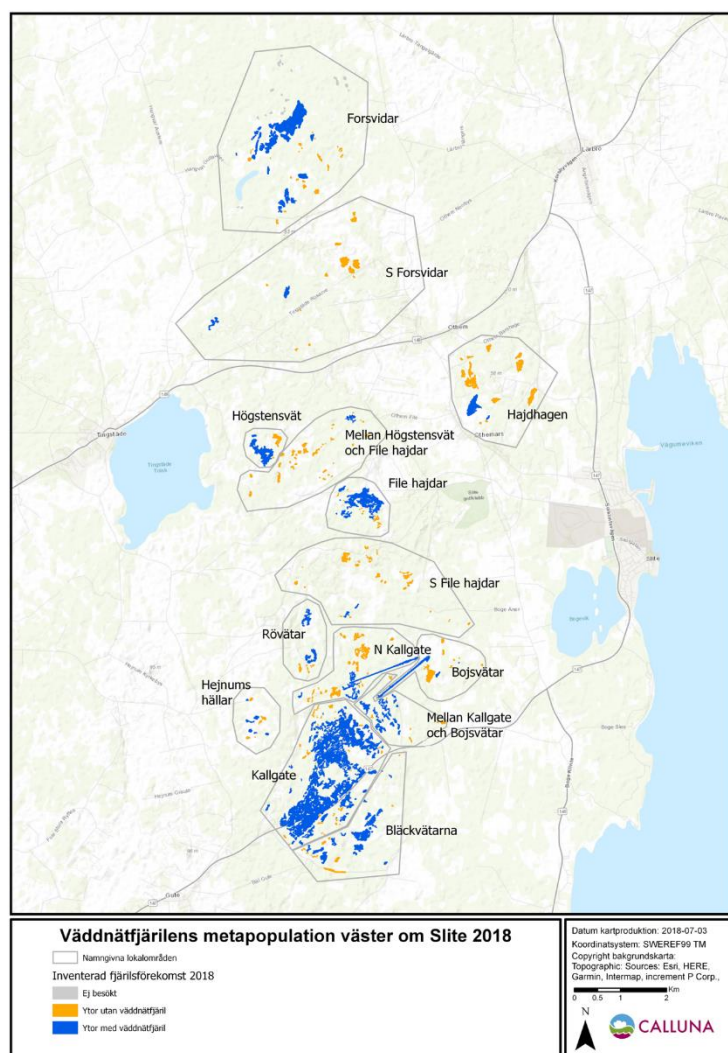


Fig. 17. Resultat från förekomstinventeringen av väddnätfjäril väster om Slite under flygsäsongen i juni 2018.

Förekomstdata från kända utbredningsområdet väster om Slite insamlades under flygsäsongen 2018 för att kunna jämföras med resultaten från simuleringarna baserat på nutidsscenario (scenario 0). Resultatet av inventeringen redovisas i Fig. 17.

Den förekomstbaserade modellen som användes här för sårbarhetsanalyserna byggdes baserat på de förekomstdata som insamlades 2017. Fältarbetet som genomfördes 2017 (Askling m.fl. 2017) var i första hand upplagt för att kunna ge en uppskattning av hur stor populationen av väddnätfjäril som förekommer vid File hajdar och i regionen däromkring. För att hinna med detta arbete blev det nödvändigt att hoppa över fältbesök på en hel del habitatytor både kring Forsvidar i norr och vid Bläckvätarna i söder (Fig. 1). Detta innebär att de förutsägelser som modellen gör baserar sig på en modell som byggts baserat på endast en begränsad del av de kända ytorna (69 %). När det gäller den demografiska modellen som användes i sårbarhetsanalyserna så användes inte förekomstmönstret från 2017 över huvudtaget, utan modellen baserades istället på information från en belgisk studie. Att jämföra resultaten från simuleringarna för scenario 0 med förekomstmönstren som observerades 2018 (Fig. 18) innebär alltså en ganska tuff prövning för båda modellerna men i synnerhet för den demografiska modellen.

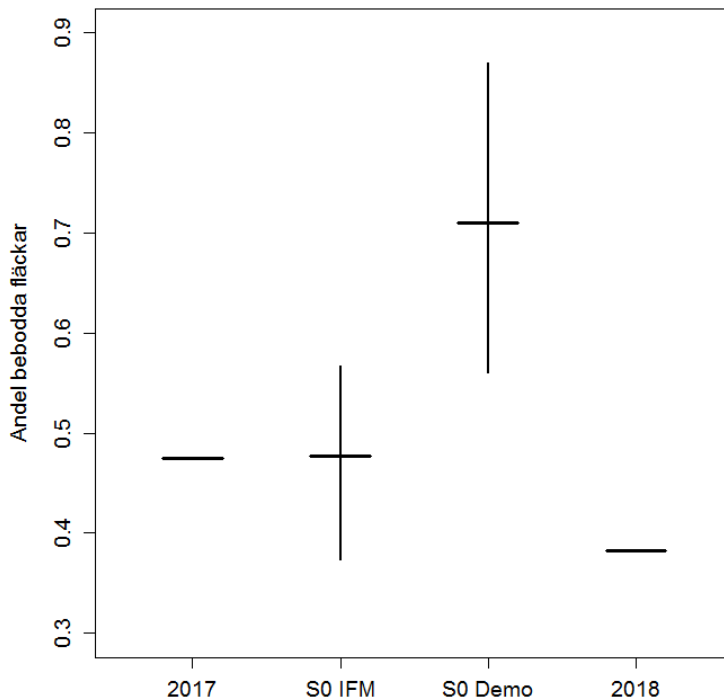


Fig. 18. En jämförelse mellan de undersökta populationsmodellerna och faktiska fältdata med avseende på andelen fläckar med livsmiljö för väddnätfjäril som under ett visst år nyttjas av fjärilen. De observerade andelarna från år 2017 och 2018 visas som vågräta sträck. För den förekomstbaserade modellen (S0 IFM) och den demografiska modellen (S0 Demo) anger de vågräta strecken medelvärden av andelen bebodda fläckar från 1000 upprepade simuleringar efter 100 år. De lodräta linjerna sträcker sig mellan minsta och högsta värde som noterades bland simuleringarna för respektive modell.

Resultaten från 2018 års fältinventering av vuxna fjärilar visar på en betydligt lägre andel bebodda habitatfläckar totalt sett inom utbredningsområdet för väddnätfjäril väster om Slite jämfört med 2017 (Fig. 18). En jämförelse av de båda modellernas förutsägelser gällande den totala andelen bebodda habitatfläckar visar att den förekomstbaserade modellen lyckas ringa in båda årens observerade mönster medan den demografiska modellen kraftigt överskattar andelen bebodda fläckar totalt sett (Fig. 18).

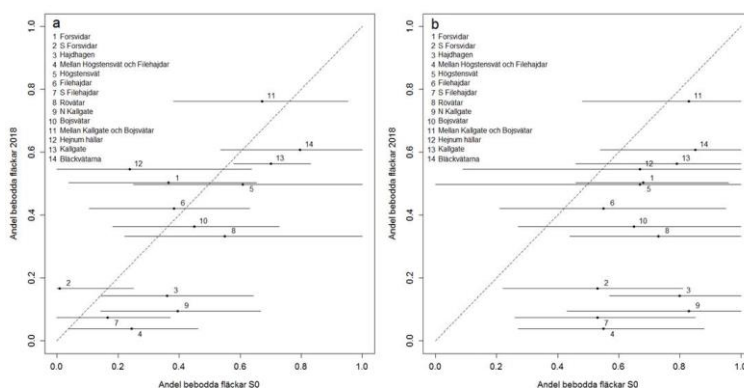


Fig. 19. Diagrammen visar sambandet mellan observerad andel bebodda habitatfläckar beräknade per delområde (2018) och förutsägelse (S0) från den förekomstbaserade modellen (a) till vänster och den demografiska modellen (b) till höger. Sträcken visar den totala variationsbredden i modellernas förutsägelser. En perfekt överensstämmelse mellan modellernas medelvärden och observerade värden skulle innebära att samtliga punkter låg spridda utmed den sträckade diagonala linjen. I de fall strecken tangerar den streckade linjen lyckas modellen förutsäga det observerade värdet medan modellen i övriga fall ger en missvisande förutsägelse.

Andelen bebodda habitatfläckar varierar en hel del mellan olika delområden i den undersökta metapopulationen för väddnätfjäril. I Fig. 19 går det att utläsa hur pass väl de båda modellerna lyckas pricka in denna variation. Även i detta avseende lyckas den förekomstbaserade modellen

någorlunda väl förutsäga det observerade mönstret (Fig. 19a) medan den demografiska modellen kraftigt överskattar andelen bebodda habitatfläckar i hälften av de undersökta delområdena (Fig. 19b).

I en tidigare studie på de använda populationsmodellernas förmåga att förutsäga andelen bebodda habitatfläckar visade sig den demografiska modellen vara bättre på att förutsäga förekomstmönstret jämfört med den förekomstbaserade modellen (Kindvall 2000). Varför utfallet blev det omvända i denna studie är oklart men resultatet visar tydligt på svårigheten att göra förutsägelser gällande absoluta mätvärden för populationer i naturliga system. Förmodligen skulle det gå att lära sig mycket om hur väddnätfjärilens population fungerar genom att närmare studera vilka delar av den demografiska modellen som skulle behöva justeras för att ge bättre förutsägelser.

Populationens sårbarhet och återhämtningsförmåga

Under 2017 fanns det gott om väddnätfjäril spritt över i princip hela metapopulationen på nordöstra Gotland. Året därpå blev det exceptionellt torrt på försommaren. Torkan ledde till att fjärilens värdväxt vissnade på många håll inom hela området. Detta gjorde att honorna fick svårt att hitta lämpliga äggläggningssplatser på många håll. Det var endast på förhållandevis fuktiga ytor som det förekom levande ängsväddplantor där fjärilens larvkolonier hade en chans att överleva. Tyvärr utökades även betesdriften i regionen vilket medförde att larvkolonierna fick ännu svårare att klara sig. Bete förekom även inom fjärilsreservatet som annars är undantaget betesdrift för att skydda väddnätfjärilens population. Där överlevde inte en enda koloni trots att området hade en av de allra högsta tätheterna av fjärilar. De betande djuren sökte sig huvudsakligen till de fuktiga partierna i området som var de ställen där larverna annars skulle haft störst möjlighet att överleva.

Det som hände population av väddnätfjäril på Gotland under 2018 väcker förstas tankar om artens bevarandestatus. Är det så att händelsen innebär att artens bevarandestatus försämrats på grund av just denna händelse? Simuleringarna som gjordes för ett landskap med en utökad betesdrift visar att betesdriften i sig leder till en kraftigt försämrad bevarandestatus (Fig. 16). Om den utökning av betesdriften som tillkom under 2018 jämfört med 2017 kommer att bestå framgent blir förstas svaret att artens bevarandestatus kraftigt försämrats.

Teoretiska metapopulationsstudier har tidigare demonstrerat att kraftiga nedgångar i andelen bebodda habitatfläckar kan medföra bestående strukturella förändringar. Det kan bli så att arten inte lyckas återetablera sig i alla delområden som tidigare kunna nyttjas. Fenomenet har beskrivits under begreppet "alternativa jämviktslägen" (Hanski m. fl.1995). Det är inte uteslutet att 2018 års populationshändelse är av en sådan dignitet att metapopulationen nu hamnat i ett lägre jämviktsläge. Skulle detta vara fallet så har händelsen medfört en försämrad bevarandestatus. Det kan senare behövas en motsvarande extrem händelse som knuffar upp jämviktsläget igen vilket hände med en av Sveriges tidigare mest hotade gräshoppsarter på norra Öland efter torråret 1992 (Carlsson och Kindvall 2001).

Båda sårbarhetsmodellerna användes för att simulera artens förmåga att återhämta sig från händelsen 2018. I detta scenario sattes förekomststatus till bebodd endast på de totalt 11 habitatfläckar där levande larvkolonier kunde påvisas vid 2018 års inventering. I den demografiska modellen sattes det initiala antalet vuxna honor på de elva bebodda habitatfläckarna lika med antalet observerade kolonier på respektive yta (totalt 22 honor). Det finns förstas en viss chans att fler larvkolonier överlevt än vad som kunde konstateras inom de provrutur som undersöktes 2018. Samtidigt ser vi ett värde av att simulera populationens återhämtningsförmåga utifrån detta riktigt tuffa utgångsläge.

Vid simuleringarna av de scenarier som beskrev kalkbrytningen och föreslagna skyddsåtgärder så fanns mycket stor samstämmighet mellan den demografiska och den förekomstbaserade modellens resultat. När det gäller väddnätfjärilens återhämtningsförmåga visade sig dock

modellerna ge mycket olika resultat (Fig. 20). Enligt den demografiska modellen ser väddnätfjärilens metapopulation väster om Slite ut att kunna återhämta sig från 2018 års nedgång inom åtminstone 20 år förutsatt att betesdriften i området återgår till den nivå som gällde 2017. Den förekomstbaserade modellen ger en betydligt dystrare prognos där metapopulationen inte lyckas återhämta sig ens inom 100 år framåt i tiden (Fig. 20). Faktum är att den förekomstbaserade modellen förutspår att metapopulationen kommer att hamna i ett nytt jämviktsläge som hamnar på betydligt lägre nivå jämfört med den andel bebodda habitatfläckar som observerats under flygsäsongerna 2017 och 2018. Detta beror på att några av delområdena verkar ha svårt för att bli återkoloniserade i den förekomstbaserade modellen ifall fjärilen dör ut där. Detta gäller i synnerhet Hajdhagen som enligt habitatnätverksanalysen ligger mer isolerat än övriga delområden (Fig. 7). Fast det gäller också delområdet vid Högstensvät, vilket är mer oförklarligt utifrån habitatnätverksanalysen och resultaten från fångs- och återfångststudien.

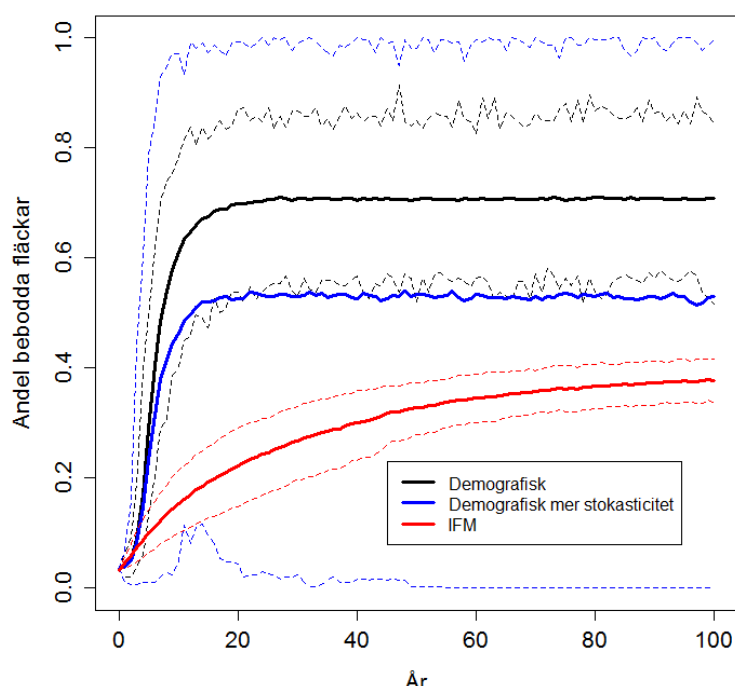


Fig. 20. Resultat från simuleringar av återhämtningsscenarioet. Diagrammet visar hur andelen bebodda habitatfläckar förändras över tid baserat på både den demografiska (Demografisk) och den förekomstbaserade sårbarhetsmodellen (IFM). För den demografiska modellen visas två varianter: en med den grundinställning som använts i alla tidigare scenarier (svart) och en med ökat miljömässig variation (stokasticitet) och rumslig korrelation (blå), se Tab. 4 nedan. Hela linjer är medelvärden och streckade linjer min och max från 1000 simulerade replikat.

När det gäller effekterna av utökad kalktäktsverksamhet och föreslagna skyddsåtgärder så visade de båda sårbarhetsmodellerna på mycket stor samstämmighet. När det nu istället gäller att förstå hur väl väddnätfjärilen kan motstå exceptionellt kraftiga populationsnedgångar så ger modellerna motstridiga svar. Detta gör att det är mycket svårare att dra några andra allmängiltiga slutsatser än att det är ovisst hur väl väddnätfjärilen kan förväntas återhämta sig från 2018 års händelse. Möjligen skulle en fördjupad analys av modellernas beteenden öka förståelsen för vad som blir det troligaste utfallet.

Eftersom den demografiska modellen överlag visat sig generera en för hög andel bebodda habitatfläckar jämfört med den förekomstbaserade modellen och jämfört med vad som observerades 2017 och 2018 (Fig. 18) gjordes en känslighetsanalys för denna modell genom att öka på både den miljömässiga osäkerheten och den rumsliga korrelationen av miljömässiga fluktuationer. Genom att höja den miljömässiga variationen två eller fyra gånger jämfört med de grundinställningar som tagits från den belgiska studien sjönk andelen bebodda fläckar vid

jämvikt i ett statistiskt landskap (Tab. 4). Det var dock först när vi antog en total korrelation (i hela landskapet) av miljömässiga fluktuationer som utdöenden av hela metapopulationen. Dock uppträdde utdöendena i väldigt låg andel, till och med vid fyra gånger högre variation än i den belgiska studien (Tab. 4). Vi testade också återhämtningsscenarioet med fördubblad miljömässig osäkerhet och total korrelation (Fig. 20) vilket resulterade i en utdöenderisk på 0,004.

Tab. 4. Resultat från känslighetsanalys av den demografiska modellen med avseende på graden av miljömässig osäkerhet och rumslig korrelation av miljömässiga fluktuationer. Resultaten uttrycks i beräknad utdöenderisk inom 100 år och genomsnittlig andel bebodda habitatfläckar. "Belgisk nivå" syftar på modellens grundinställning som använts i den här rapportens scenarioanalyser.

Korrelation	Miljömässig variation	Utdöenderisk	Andel bebodda habitatfläckar
Belgisk nivå	Belgisk nivå	0,000	0,71
Belgisk nivå	2 ggr högre än belgisk nivå	0,000	0,62
Belgisk nivå	4 ggr högre än belgisk nivå	0,000	0,45
Total korrelation	Belgisk nivå	0,000	0,68
Total korrelation	2 ggr högre än belgisk nivå	<0,005	0,53
Total korrelation	4 ggr högre än belgisk nivå	<0,065	0,30

Enskilda habitatfläckars potential som spridningskällor

För att undersöka hur viktiga enskilda habitatfläckar är som spridningskällor för återkolonisation av andra fläckar räknade vi ut hur mycket varje fläck bidrar med till återkolonisation av andra fläckar. Vi antog då att bara den fokala fläcken var bebodd och summerade sedan kolonisations sannolikheten för alla andra fläckar i landskapet med hjälp av fokala fläckens area, avstånd till de andra fläckarna och parameterskattningarna från den förekomstbaserade modellen. Genom att sedan ta ett medelvärde i kolonisations sannolikhet för alla fläckar kunde den fokala fläckens potential som spridningskälla beräknas. Detta gjordes för alla fläckar i landskapet och dessa kunde sedan rankas utifrån deras potential som spridningskälla (Fig. 21).

Generellt sett korrelerar habitatfläckarnas värde som spridningskällor till arealen. Ju större yta desto viktigare spridningskälla. Detta gör att de två största ytorna vid Kallgate blir de allra viktigaste ytorna för metapopulationen på nordöstra Gotland trots att stora delar av dessa betas i dagsläget. Samtidigt visar sårbarhetsanalyserna att de förändringar i en ytas potential som spridningskälla, som uppkommer då ytan förändras i storlek eller kvalitet, framförallt påverkar de mest närliggande delområdena. Exempelvis medförde habitatförlusten vid File hajdar, enligt scenariot "S1", endast märkbara förändringar inom de allra närmast angränsande delområdena (Fig. 14 och 15).

Den största habitatfläcken vid File hajdar hamnar på fjärde plats näst efter den största habitatfläcken vid Forsvidar. Genomförs de föreslagna skyddsåtgärderna i samband med att täktverksamheten vid File hajdar utvidgas (Fig. 11), erhålls en större sammanhängande habitatfläck i det området, vilket skulle medföra en förstärkt återkolonisationspotential från det delområdet jämfört med dagens situation. Denna ökade kolonisationspotential bidrar förstås till att öka både den genomsnittliga andelen bebodda habitatfläckar och det totala antalet individer i metapopulationen jämfört med utgångsläget 2017 så som framgår av scenariot S2 i Fig. 12–13 och 16.

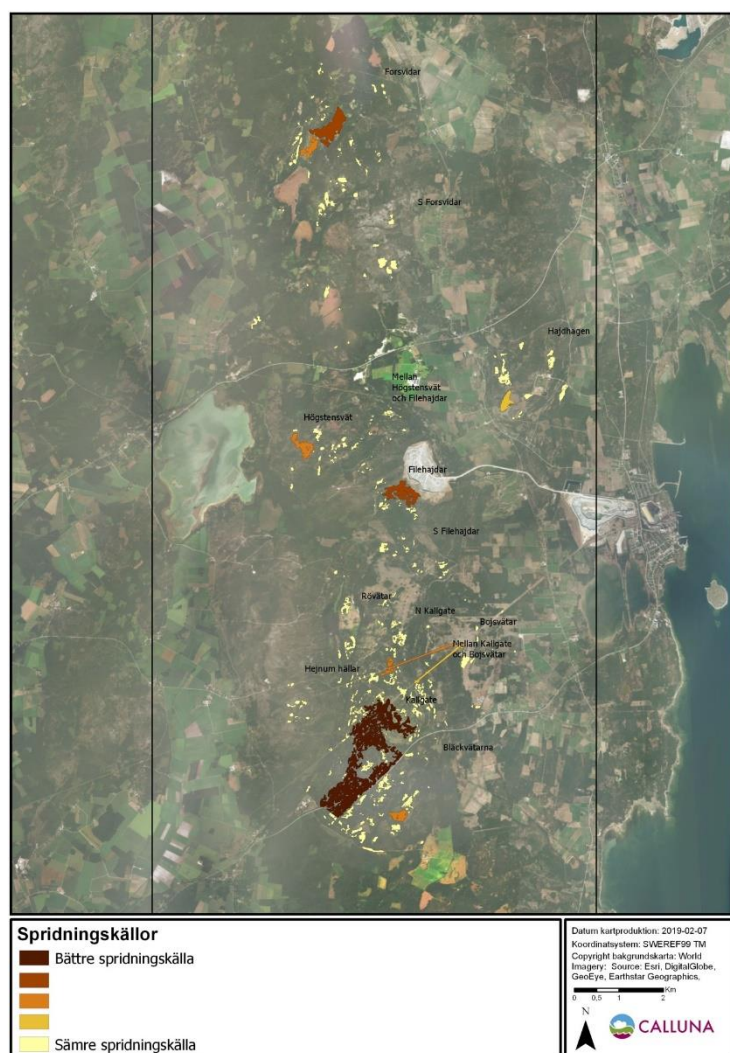


Fig. 21. Habitatfläckarnas relativa potential som spridningskälla. Varje ytas värde har beräknats med hjälp av den förekomstbaserade modellen.

Referenser

- Akçakaya, H.R. (2002). *RAMAS GIS: Linking Spatial Data with Population Viability Analysis (version 4.0)*. Applied Biomathematics, Setauket, New York.
- ArtDatabanken (2015). Rödlistebedömningen 2015. Tillgänglig: <http://artfakta.artdatabanken.se/taxon/100942>
- Askling, J., Franzén, M., Kindvall, O. och Svahn, K. (2017). *Väddnätfjäril på File hajdar – Artskyddsutredning inför utökad kalkbrytning*. Calluna AB.
- Carlsson, A. & O. Kindvall. (2001). *Spatial dynamics in a metapopulation network: recovery of a rare grasshopper *Stauvoderus scalaris* from population refuges*. *Ecography* 24(4):452 - 460.
- Eide, W., redaktör (2014). *Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013*. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Eliasson, C. U. (2008). *Åtgärdsprogram för väddnätfjäril 2008–2012*. Rapport 5920, Naturvårdsverket.
- Hanski, I. (1994). *A practical model of metapopulation dynamics*. *Journal of Animal Ecology* 63:151–162.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Hanski, I., Pöyry, J., Pakkala, T., och Kuussaari, M. (1995). *Multiple equilibria in metapopulation dynamics*. *Nature* 377:6018-621.

- Johansson, V., J. Knappe, and M. Franzén. (2017). *Population dynamics and future persistence of the clouded Apollo butterfly in southern Scandinavia: The importance of low intensity grazing and creation of habitat patches*. *Biological Conservation* 206:120–131.
- 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* 48:101-110.
- Kindvall, O. (2004). *Bush Cricket *Metrioptera bicolor* in Sweden: Estimating Inter-patch Dispersal Rates*. Pp. 125-136 in Akçakaya, H. R. et al. *Species Conservation and Management: Case Studies*, Oxford University Press. New York.
- Kindvall, O. och Petersson, A. (2000). *Consequences of modelling interpatch migration as a function of patch geometry when predicting metapopulation extinction risk*. *Ecological Modelling* 01/2000.
- McCarthy M.A., Andelman S.J. och Possingham H.P. (2003). *Reliability of relative predictions in population viability analysis*. *Conservation Biology* 17: 982–989.
- Ranius, T. och Hedin, J. (2004). *Hermit beetle (*Osmoderma eremita*) in fragmented landscape. Predicting occupancy patterns*. Sid 162-170 i Akçakaya, H. R., Burgman, M., Kindvall, O., Wood, C. C., Sjögren-Gulve, P., Hatfield, J. S., and M. A. McCarthy (Eds). *Species Conservation and Management: Case Studies*, Oxford University Press. New York.
- Schtickzelle, N., Chouff, J., Goffart, P., Fichet, V. och Baguette, M. (2005). *Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe*. *Biological conservation* 126: 569-581.
- Sjögren-Gulve, P. och Ray, C. (1996). *Using logistic regression to model metapopulation dynamics: Large-scale forestry extirpates the Pool frog*. Pages 111–137 *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press.
- Strand, M., Aronsson, M., och Svensson, M. 2018. *Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige - ArtDatabankens risklista*. ArtDatabanken Rapporterar 21. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Thomas, J. A., N. A. Bourn, R. T. Clarke, K. E. Stewart, D. J. Simcox, G. S. Pearman, R. Curtis, och B. Goodger. (2001). *The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes*. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268:1791–1796.
- Wahlberg, N., Klemetti, T., Selonen, V. och Hanski, I. (2001). *Metapopulation structure and movements in five species of checkerspot butterflies*. *Oecologia* 130:33–43.



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

Huvudkontor: Calluna AB, Linköpings slott, 582 28 Linköping