



29 januari 2021
Slutversion

Ekologiska samband i Åkersberga med omnejd

Kartläggning genom spridningsanalyser i GIS för talltita, reliktböck, brun guldbagge
och pollinatörer

**: EKOLOGI
GRUPPEN**

: EKOLOGI GRUPPEN

Beställning: Österåkers kommun

Framställt av: Ekologigruppen AB

www.ekologigruppen.se

Telefon: 08-525 201 00

Granskningsversion: 2020-11-30

Uppdragsansvarig: Jannike Andersson

Medverkande: Anna-Sara Liman, Erik Zachariassen, Fingal Gyllang & Johan Allmér

Foton: Om inget annat anges: Ekologigruppen AB

Illustrationer och kartor: Ekologigruppen AB

Internt projektnummer: 8420

Bild på framsidan från en ekbacke vid Svinninge i Österåker. Foto Fingal Gyllang

Innehåll

Sammanfattning	4	Ekologi	32
Inledning och bakgrund	6	Modellering av habitatnätverk	33
Syfte och uppdragsbeskrivning	6	Resultat	35
Om ekologiska spridningssamband	7	Sammanställning av de ekologiska sambanden	37
Ett landskapsperspektiv på biologisk mångfald	7	Värdetrakter	37
Behov av spridning för resursutnyttjande	8	Hur ska analysresultaten användas	40
Behov av spridning mellan delpopulationer	9	Identifiering av strategiska värdefulla livsmiljöer	40
Ett landskapsperspektiv i planering & förvaltning	9	Identifiering av bristområden	40
Om spridningsanalyser i GIS	10	Identifiering av lägen för åtgärder	40
Val av fokusarter och utredningsområde	10	Underlag i beslutsprocessen	40
Habitat- och landskapsmodellering	11	Användning av relaterade GIS-filer	40
Nätverksanalys	11	Referenser	42
Tolkning av analysresultat	13		
De ekologiska spridningssambanden	14		
Beskrivning av utredningsområdet	14		
Fokusarter och utredningsområde	14		
Stockholms läns regionala habitatnätverk	15		
Talltita i gammal barrskog	16		
Ekologi	16		
Modellering av habitatnätverk	17		
Resultat	17		
Reliktbock och solbelyst tall	22		
Ekologi	22		
Modellering av habitatnätverk	22		
Resultat	23		
Brun guldbagge i ädellövmiljöer	26		
Ekologi	26		
Modellering av habitatnätverk	26		
Resultat	27		
Specialiserade pollinatörer i blommande marker	32		

Sammanfattning

Ekologigruppen utredde på uppdrag av Österåkers kommun de ekologiska sambanden Åkersberga med omnejd. De gjordes genom spridningsanalyser för fyra fokusarter med olika krav på sina livsmiljöer och skilda spridningsförutsättningar. På så vis beaktades olika naturtyper och strukturer i landskapet, vilket är viktigt för att erhålla en mer samlad bild av den gröna infrastrukturen i området. De fokusarter och naturtyper som utreddes var:

- Talltita i gammal barrskog om minst 1 hektar
- Reliktbock i gammal solbelyst tall och gles tallskog
- Brun guldbagge i ädellövträd och äldre ädellövskog
- Specialiserade pollinatörer i blommande marker som ängs- och betesmarker, parker och trädgårdar

Uppdraget syftade till att ta fram ett pedagogiskt underlag med hög kvalitet som visar de ekologiska sambanden för dessa arter i Åkersberga med omnejd. Analysresultaten (rapport och GIS-filer) ska användas som ett underlag i Österåkers kommuns samhällsplanering och som stöd vid avväganden kring kommunens utveckling, samt i planering och skötsel av kommunens naturområden. De kan med fördel användas som underlag för utredningar på både kommunal och lokal skala, exempelvis inom detaljplaner.

De ekologiska sambanden utreddes genom spridningsanalyser med geografiska informationssystem (GIS) som främsta verktyg. En spridningsanalys kan kortfattat förklaras som en kartläggning av en fokusarts livsmiljöer och spridningssambanden mellan dem, vilket representerar ett habitatnätverk. Baserat på de resulterande habitatnätverken för de fyra fokusarterna identifierades livsmiljöer och spridningssamband av särskild betydelse för konnektiviteten i landskapet. Resultaten redovisas som kartbilder i rapporten, vilka bearbetats för att på ett pedagogiskt sätt visualisera habitatnätverken samt de viktigaste livsmiljöerna och spridningskorridorerna.

Resultaten ska dock tolkas med viss försiktighet och inte ses som en absolut sanning eftersom det handlar om komplexa system, vars kvalitet och osäkerhet är en produkt av de dataunderlag som använts och avvägningar som gjorts. Vid planering av en konkret insats för

att exempelvis förstärka samband, eller vid fråga om exploatering, behöver aktuella områden studeras i detalj, och eventuellt kontrolleras i fält.

Analysresultaten för talltita visar på generellt goda spridningsförutsättningar i Åkersberga med omnejd, det vill säga att de flesta utpekade livsmiljöer ligger inom det maximala spridningsavståndet. Men resultaten visar också på ett fragmenterat habitatnätverk, trots det barrskogsdominerande landskapet i Österåker. Det beror i huvudsak på det utpräglade skogsbruket som medfört att mycket lite skog uppnått de kvaliteter som talltita efterfrågar. Det medför att habitatnätverket för talltita i dagsläget är mer känsligt för förändringar som medför att enskilda livsmiljöer krymper och fragmenteras ytterligare, eftersom det kan ha stor inverkan på häcknings- och spridningsförutsättningarna, och således även på populationen talltita i kommunen.

För reliktböck visar analysresultaten på ett sammanbundet nätverk med livsmiljöer väl fördelade inom utredningsområdet, vilket indikerar att arten borde ha goda spridningsförutsättningar inom utredningsområdet. Det största hotet för reliktböck bedöms dock vara förlust av livsmiljöer och inte avstånden mellan dem, således är det viktigt att bevara och utveckla livsmiljöer så att de kvaliteter som reliktböck efterfrågar (solbelysta gamla tallar) säkras. Fördelen med reliktböck är att den inte behöver omfattande ytor för att trivas, utan kan med fördel påträffas på solitära solbelysta tallar i urban och semi-urban miljö.

Analysresultaten för brun guldbagge visar på ett habitatnätverk som inte oväntat följer det gamla odlings- och kulturlandskapet. Kring centrala Åkersberga med omnejd finns ett relativt väl sammanbundet nätverk, med spridningskorridor ner mot Vaxholms kommun. Dock saknas interkommunala samband med Vallentuna och Täby kommun, vilket inte är oväntat eftersom landskapet åt de hållet domineras av barrskog. Vid jämförelse mot det regionala habitatnätverket för ädellövträdslevande insekter från 2017 visar analysresultaten att habitatnätverket i Åkersberga med omnejd ingår i och kompletterar en regional viktig spridningskorridor som går från centrala Stockholm norrut via Vaxholm. Det indikerar att det även kan vara viktigt för regionen att bibehålla och stärka de ekologiska sambanden för brun guldbagge kring Åkersberga.

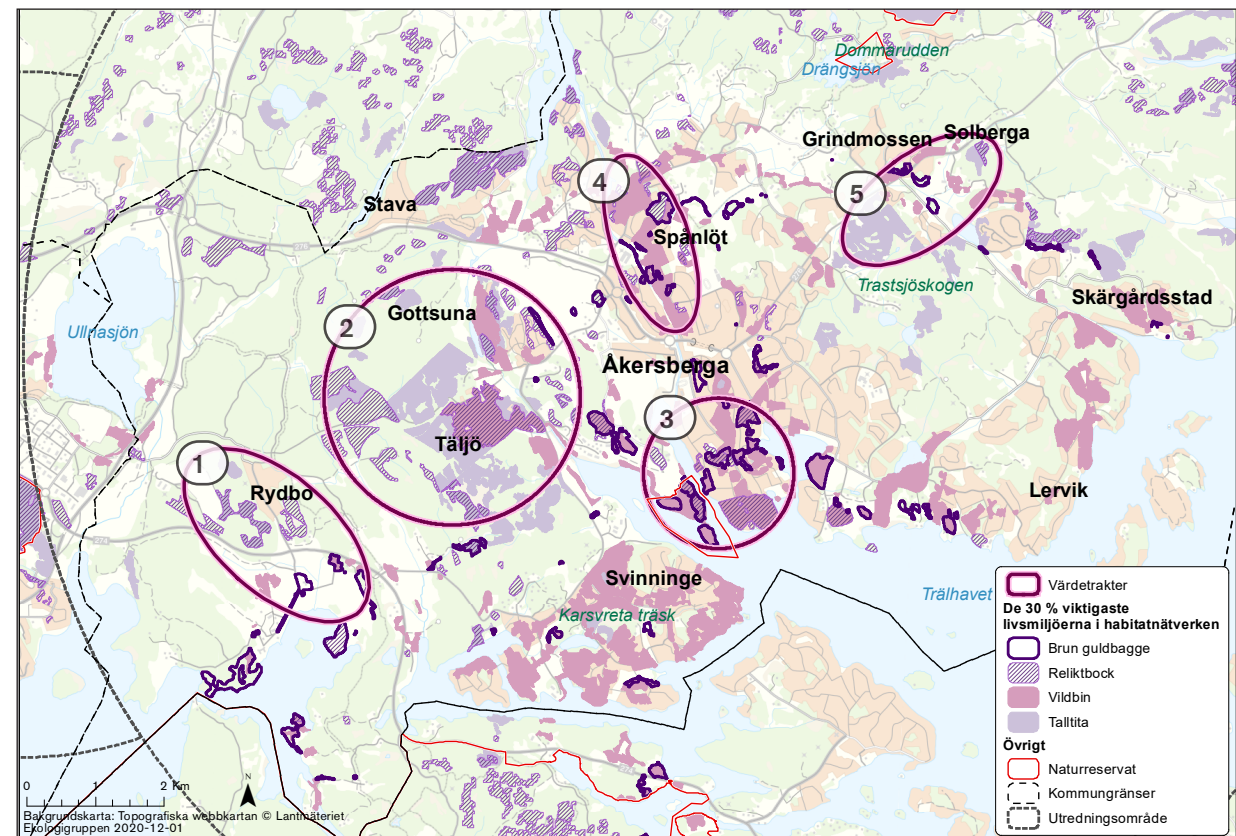
För specialiserade pollinatörer visar analysresultaten på ett habitatnätverk som, liksom brun guldbagge, följer det gamla odlings- och kulturlandskapet med en centrering kring Åkersberga. Interkommunala spridningssamband finns till Vaxholms, men saknas till Vallentuna och Täby, vilket beror på att landskapet här domineras av barrskog. Kring Åkersberga indikerar analysresultaten på relativt väl sammanbundet nätverk, men hur väl detta kommer specialiserade pollinatörer till hands beror i huvudsak på kvaliteten på de utpekade livsmiljöerna. Idag bedöms det största hotet mot många pollinerare vara förlust av livsmiljöer på grund av ett intensivt och homogenerat jordbruk, igenväxning och/eller ökad näringsbelastning av blommande marker. För att bibehålla goda spridningsförutsättningar i det identifierade habitatnätverket kring Åkersberga tätort är det således viktigt att säkra förekomsten av lämpliga livsmiljöer. I det kommunala arbetet kan detta göras genom att planera och förvalta åtgärder som syftar att bevara en biologisk mångfald av pollinatörer.

För att ge en samlad bild av de ekologiska sambanden inom utredningsområdet kring Åkersberga avgränsades värde-trakter, vilket är områden där viktiga livsmiljöer för minst tre fokusarter förekommer. De kallas värde-trakter eftersom de bedöms utgöra källområden för spridning för flera arter och är således av särskild betydelse för de samlade ekologiska spridningssambanden och den biologiska mångfalden i kommunen. Totalt identifierades fem värde-trakter (Figur 1):

1. Rydbo med omnejd med ett mosaikartat landskap där viktiga livsmiljöer för alla fokusarter finns.
2. Täljö-Gottsunda område med sammanhängande skogar av betydelse för talltita, men strukturer och miljöer för reliktböck, pollinatörer och brun guldbagge förekommer också.
3. Österkär & Näsuddens naturreservat med ett utpräglat odlings- och trädgårdslandskap som hyser stora värden för pollinatörer, brun guldbagge och reliktböck.
4. Åkers kanal utmed vilken flera viktiga livsmiljöer för reliktböck, pollinatörer och brun guldbagge finns. Det är också ett populärt rekreativområde och visar på hur intressen för människor och små djur kan samverka.
5. Solberga med ett utpräglat skogs- och odlingslandskap med vik-

tiga livsmiljöer för alla fokusarter och ett viktigt område för konnektiviteten österut.

Habitatnätverken och spridningssambanden i den här rapporten ger en bild av vilka delar av landskapet som olika fokusarter utnyttjar. Det indikerar också i vilken utsträckning landskapets livsmiljöer är sammankopplade, beroende på arters spridningsförmåga, och ger alltså en bild över funktionaliteten av nätverken för vissa naturtyper och/eller strukturer. En funktionell grön infrastruktur är en förutsättning för upprätthållandet av kommunens biologiska mångfald. Med hjälp av kartläggningen är det möjligt att bevaka och bevara särskilt viktiga områden samt sätta in rätt åtgärder på rätt plats där brister har identifierats.



Inledning och bakgrund

Syfte och uppdragsbeskrivning

Den biologiska mångfalden i dagens landskap hotas av att arters livsmiljöer minskar i areal eller försvinner helt, att kvaliteten på livsmiljöerna försämras, men även till följd av att befintliga livsmiljöer isoleras (fragmenteras) från varandra. Rationaliseringen av framförallt skogs- och jordbruk har medfört en omdaning av landskapet och lett till ett mer monotont landskap med monokulturer som breder ut sig. För att bibehålla den biologiska mångfalden på sikt krävs ett variationsrikt landskap bestående av olika naturtyper. Det skapar utrymme för en mångfald av arter och även genetisk variation vilket är en förutsättning för livskraftiga populationer. Det krävs också att de ekologiska sambanden i landskapet (konnektiviteten) upprätthålls för att möjliggöra utbyte av individer mellan livsmiljöer inom en population. Arters möjlighet att förflytta sig till och mellan lämpliga livsmiljöer i landskapet behöver vara god, vilket innebär att dessa livsmiljöer behöver finnas på lagom avstånd från varandra.

Landskapets sammansättning och konnektivitet (spridningssamband) är betydelsefulla faktorer för att bibehålla funktionella ekosystem, vilket i sin tur är viktigt för produktionen av ekosystemtjänster såsom pollination, predation av skadedjur och produktion av grödor.

Inom naturvårdsarbetet på nationell nivå används begreppet grön infrastruktur. Grön infrastruktur definieras som ett nätverk av naturmiljöer och andra ”gröna och blå” ytor som utformas, brukas och förvaltas för att bevara biologisk mångfald och för att leverera en rad ekologiska, sociala och ekonomiska nyttor (det vill säga ekosystemtjänster), inklusive att bidra till klimatanpassning (Figur 2).

Grön infrastruktur är alltså mångfunktionell och sträcker sig över både stad och land, men har delvis olika funktion på landsbygd och i staden eftersom förutsättningarna skiljer sig. På landsbygden kan det i högre utsträckning avse bevarande och förstärkning av naturmiljöer medan det i staden även kan inkludera skapande av livsmiljöer till exempel genom plantering av gatuträd och anläggning av gröna tak.



Figur 2. Grön infrastruktur för skog bestående av rumsligt avgränsade livsmiljöer mellan vilka arter kan sprida sig. Illustratör Kjell Ström, Naturvårdsverket.

Arbetet med grön infrastruktur syftar till att säkerställa olika naturtyper och strukturers förekomst i landskapet och konnektiviteten mellan dem, för att långsiktigt garantera arters överlevnad, biologisk mångfald samt landskapets förmåga att leverera nödvändiga ekosystemtjänster. Ur ett kommunalt perspektiv kan detta arbete göras genom att i samhällsplaneringen ge utrymme för att skydda, bevara, restaurera och återskapa livsmiljöer som kan bistå till funktionella ekosystem (Naturvårdsverket, 2012).

Ett viktigt steg i arbetet med grön infrastruktur är att utreda de ekologiska sambanden som finns i ett landskap, vilket innefattar kartläggning av arters livsmiljöer och spridningsförutsättningarna mellan dem. Ett sätt att göra detta är genom spridningsanalyser, där GIS är ett värdefullt verktyg framförallt när stora områden studeras.

Landskapet utgörs av en mosaik av miljöer och strukturer där livsmiljöer för olika arter kan liknas vid öar omgärdade av mer eller mindre ogästvänliga områden som arterna måste ta sig igenom för att bland annat söka föda eller fortplanta sig i andra livsmiljöer. På vägen kan det finnas strukturer som underlättar förflyttning och fungerar som spridningsvägar, men det kan också finnas strukturer som utgör barriärer som försvårar arters rörelse i landskapet, som till exempel motorvägar, tät bebyggelse eller stora åkrar. Vad som är en



Figur 3. Strategisk planering för att skydda, bevara, restaurera och återskapa naturmiljöer och andra gröna och blå områden inom samhällsplaneringen är viktigt för att bibehålla och stärka den gröna infrastrukturen på kommunal nivå. Illustratör Kjell Ström, Naturvårdsverket.

spridningsväg och vad som är en barriär beror bland annat på artens krav på livsmiljöer samt dess förmåga att förflytta sig. Spridningsanalyserna har till uppgift att peka ut var i landskapet det finns särskilt värdefulla livsmiljöer utifrån representativa arter eller artgrupper, och var det finns särskilt viktiga spridningsvägar som binder samman dessa.

På begäran av Österåkers kommun utredde Ekologigruppen de ekologiska sambanden i den växande stadsdelen Åkersberga med omnejd. De gjordes genom spridningsanalyser för fyra arter med olika krav på sina livsmiljöer och skilda spridningsförutsättningar. På så vis beaktades olika naturtyper och strukturer i landskapet, vilket är viktigt för att erhålla en mer samlad bild av den gröna infrastrukturen i området.

Uppdraget syftade till att ta fram ett pedagogiskt underlag med hög kvalitet som visar de ekologiska sambanden för dessa arter i Åkersberga med omnejd. Analysresultaten kan användas som ett underlag i Österåkers kommuns samhällsplanering och som stöd vid avväganden kring kommunens utveckling, samt i planering och skötsel av kommunens naturområden. Det är utformat för användning på både kommunal och lokal skala, exempelvis inom detaljplaner.

Om ekologiska spridningssamband

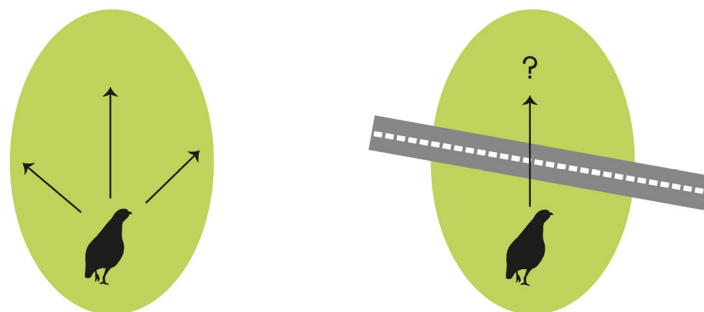
Ett spridningssamband visar hur en viss grupp av arter kan tänkas flytta sig i landskapet, beroende på var dess livsmiljö (habitat) finns och hur lätt de har att röra sig genom olika typer av miljöer. Att arter har möjlighet att röra sig i landskapet är ofta avgörande för att de ska fortleva på sikt, särskilt i fragmenterade landskap där de resurser de behöver (mat, boplat, övervintringsplat) finns spridda mellan många mindre, utspridda livsmiljöer, separerade av jord- eller skogsbruk, bebyggelse och infrastruktur.

Ett landskapsperspektiv på biologisk mångfald

Inom landskapsekologin lyfts blicken från att studera det enskilda området kvaliteter till att studera hela landskapets förutsättningar och begränsningar. Anledningen är att fortlevnaden för populationer inom en enskild livsmiljö har visat sig bero både på livsmiljöns lokala kvalitet och på kvaliteter och struktur i det omgivande landskapet. Ett landskap består ofta av en mosaik av olika sorts miljöer inom ett avgränsat område, där en arts livsmiljöer kan ligga utspridda som öar i ett hav av mer eller mindre ogästvänliga miljöer. Hur stort ett landskap är beror på vilken art som är i fokus och på dess förmåga att röra sig och använda omgivande resurser. I princip är ett landskap större än ett revir, det vill säga en individs hemområde, men mindre än artens utbredningsområde. Inom landskapsekologi kan ett landskap beskrivas utifrån två viktiga aspekter:

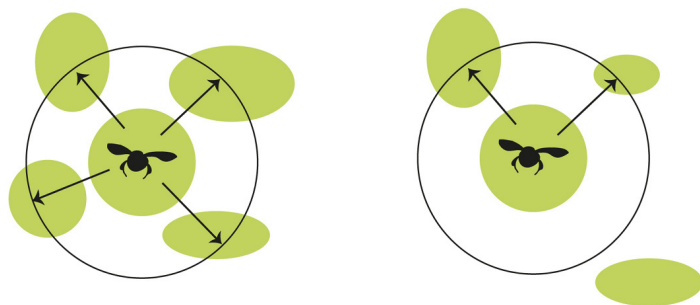
- Landskapets innehåll - vilka naturtyper och vilken andel av respektive naturtyp, landskapet innehåller.
- Landskapets struktur - hur naturtyperna är inbördes, rumsligt fördelade.

Arter påverkas i många fall både av förändring av livsmiljöns yta och dess kvalitet, samt av förändringar i landskapets struktur. Försämring av livsmiljöns kvalitet kan till exempel ske via föroreningar eller igenväxning, och av minskad yta i samband med att mark tas i anspråk för exempelvis jordbruk, bebyggelse eller infrastruktur (Figur 4). I ett landskap med god tillgång livsmiljöer för en viss art eller artgrupp, är det förlusten av sådana livsmiljöer som ger negativa effekter.



Figur 4. När ett grönområde eller naturmiljö tas i anspråk för till exempel infrastruktur krymper livsmiljön för arter knutna till den miljön. Samtidigt delas livsmiljön in i mindre delar, fragment, med försämrad konnektivitet sinsemellan. Illustratör Anna Persson, Ekologigruppen AB.

I ett landskap med liten tillgång av livsmiljöer är den rumsliga fördelningen av livsmiljöer och det mellanliggande landskapet emellan dem viktiga faktorer. Anledningen till detta är att i ett landskap med få livsmiljöer kan individer behöva använda resurser från flera olika livsmiljöer för att överleva och reproducera sig, således behöva förflytta sig emellan dem (Figur 5). Vidare kan det behöva ske en förflyttning av individer för att stärka den genetiska variationen inom populationen, vilket är viktigt för populationens resiliens och fortlevnad. I ett landskap med låg andel livsmiljöer blir alltså de negativa effekterna av reducerad konnektivitet, det vill säga försämrade spridningsförutsättningar mellan livsmiljöer, synliga.

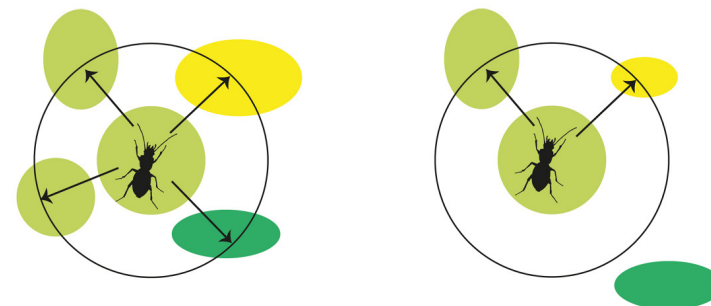


Figur 5. I ett fragmenterat landskap behöver organismer ofta använda flera mindre delhabitat för att ha tillräckligt med resurser. Om delhabitaterna är för få eller för långt borta från boplatserna kan inte populationen överleva på sikt. Illustratör Anna Persson, Ekologigruppen AB.

Behov av spridning för resursutnyttjande

För att överleva en hel säsong och för att fortplanta sig krävs flera olika typer av resurser för de flesta arter. Många djurarter behöver tillgång till platser som fungerar som boplatser, födosöksområden eller övervintringsområden. Olika typer av miljöer kan uppfylla olika ändamål. Landskapet bestämmer i vilken grad individer kan ta del av de resurser som finns i omgivningen, och har på så sätt en stor inverkan på arters fortlevnad. För att ett landskap ska kunna försörja en population av en viss art behöver alla nödvändiga resurser finnas inom räckhåll och i tillräcklig mängd för både överlevnad och fortplantning. Många landskap är idag fragmenterade, det vill säga resurser och livsmiljöer är i högre grad spridda och isolerade i landskapet.

Om resurserna inte räcker till inom ett område kan de ibland tillgodoses genom att flera mindre områden inom landskapet utnyttjas (Figur 6). Det förutsätter att områdena ligger inom räckhåll från boet eller så långt arten kan förflytta sig och fortfarande vinna energi på utflykten. Om en livsmiljö saknar vissa viktiga resurser måste arten ge sig ut i landskapet för att hitta dessa. Det kan till exempel finnas en boplatzmiljö, men saknas en övervintringsplats eller födosökslokal inom en livsmiljö.



Figur 6. Fragmenterade landskap innebär att de olika typer av resurser som organismer behöver för sin fortlevnad kan finnas i olika delhabitat, till exempel boplatser, mat och övervintring. Dessa måste ligga inom artens räckvidd för att kunna utnyttjas. Om vissa resurser saknas eller ligger långt borta kan inte populationen överleva i området på sikt. Illustratör Anna Persson, Ekologigruppen AB.

Behov av spridning mellan delpopulationer

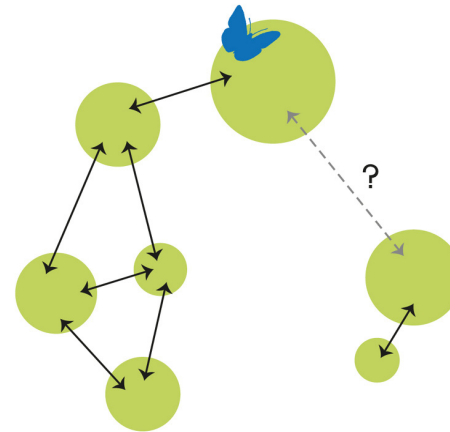
Rumsligt åtskilda livsmiljöer som är sammankopplade genom artens möjlighet att röra sig mellan dem, utgör tillsammans ett habitatnätverk. Artindivider som ingår i habitatnätverket är en del av en metapopulation (system av lokala populationer av samma art som är rumsligt åtskilda) och individerna i en enskild eller ett fåtal närliggande livsmiljöer utgör en delpopulation. Inom funktionella nätverk är det möjligt för individer att sprida sig mellan delpopulationer (Figur 7). För en metapopulation är det just spridning mellan livsmiljöer och delpopulationer som håller hela populationen levande på sikt. Det är också en förutsättning för att områden ska kunna återkoloniseraras om en delpopulation dör ut. Utdöenden kan exempelvis orsakas av att miljön förändras eller förstörs, särskilt ogynnsamt väder eller helt enkelt bero på slumpen.

Arters spridning mellan livsmiljöer och delpopulationer är även viktigt för att upprätthålla en genetisk mångfald inom populationen. Att individer sprider sig till nya delar av landskapet och sedan fortplantar sig där leder till genetisk spridning och större genetisk variation. På detta sätt minskar risken att delar av populationen blir genetiskt utarmad och därigenom mindre livskraftig. Teorierna ovan tar bara hänsyn till en art åt gången, men kan översättas till att gälla hela samhällen av arter och tar då hänsyn till både lokala och regionala landskapsprocesser som påverkar den biologiska mångfalden i hela landskapet.

Ett landskapsperspektiv i planering & förvaltning

Många arter påverkas av effekter både på lokal och landskapsnivå. För att bevara biologisk mångfald över tid krävs därför att åtgärder planeras och förvaltas på båda dessa skalor. För detta behövs underlag som möjliggör strategiska ställningstaganden genom att belysa hur åtgärder påverkar arter på flera geografiska skalor. Även ekosystemtjänster, som i grunden är beroende av många olika artgrupper och de processer som de medverkar till, behöver på motsvarande sätt förvaltas på flera skalor över både tid och rum.

En analys av ekologiska spridningssamband ger en bild av hur olika artgrupper utnyttjar resurser och rör sig i landskapet. De kan användas som underlag för att ta hänsyn till naturtyper och arter



Figur 7. En metapopulation är beroende av att individer kan sprida sig mellan livsmiljöer i nätverkets olika delar för att kunna överleva på sikt. Ju fler lokala populationer som är sammankopplade desto högre är sannolikheten att populationen överlever. Illustratör Anna Persson, Ekologigruppen AB.

knutna till dessa vid planering av till exempel infrastruktur och bebyggelse, men också för att rikta naturvårdsinsatser, restaurering av livsmiljöer och kompensation till de ekologiskt sett mest lämpliga områdena. På detta sätt kan analyser av spridningssamband bidra till en kostnadseffektiv naturvård. Spridningssambanden behöver givetvis kompletteras med kunskap och information om de enskilda livsmiljöernas kvalitet och lämplighet, och andra faktorer som inte går att inkludera i det underlag som ligger till grund för en spridningsanalys.

Populationsbegreppen inom landskapsekologi

Population

Huvudbegrepp som innefattar alla individer av en art som förekommer inom ett område

Metapopulation

Innefattar en population vars individer är rumsligt åtskilda i landskapet, det vill säga uppdelade mellan livsmiljöer som är geografiskt avgränsade från varandra

Delpopulation

Den del av en metapopulation som återfinns inom ett geografiskt avgränsat område. Alla delpopulationerna i landskapet utgör tillsammans en metapopulation.

Beskrivning av begrepp som används vid spridningsanalyser i GIS

Fokusart

En art eller artgrupp med särskilda habitatkrav vars spridningsförutsättningar analyseras för att kartlägga ett habitatnätverk. Fokusarten kan utgöra en paraplyart för andra arter med liknande habitatkrav.

Livsmiljö

Geografiskt avgränsade områden som har de kvaliteter (naturtyp och strukturer) som fokusarten behöver för att kunna leva på platsen. Kallas även för habitat och på "nätverksanalys-språk" för patcher.

Maximalt spridningsavstånd

Det avstånd som fokusarten bedöms kunna förflytta sig i ett steg mellan två livsmiljöer under optimala förhållanden, det vill säga genom ett landskap som möjliggör spridning för fokusarten.

Motståndslager

Heltäckande ytskikt med marktäckesklasser i GIS, vilka tilldelas ett friktionsvärde (motstånd) som representerar en fokusarts "kostnad" att förflytta sig över den ytan. Med hjälp av motståndslagret beräknas fokusarternas förflyttningsförmåga och den mest kostnadseffektiva vägen mellan livsmiljöer kartläggs.

Motståndsviktad längd

En beräknad längd över ett motståndslager där hänsyn tagits till fokusartens möjligheter eller "kostnad" att förflytta sig över olika marktäckan. Den lägsta "kostnaden" kan vara 1 per meter, vilket medför att det motståndsviktade längden är lika stor som den faktiska längden. Om "kostnaden" däremot är 2 per meter motsvarar den motståndsviktade längden halva den faktiska längden.

Ett synonymt begrepp är effektivt spridningsavstånd.

Spridningslänk

Term för de linjer som produceras i samband med spridningsanalysen och som representerar den "billigaste" spridningsvägen mellan två livsmiljöer med hänsyn till motståndslagret och således ett spridningssamband. Spridningslänkarna tas fram genom en analysmetod i GIS kallad *Least-cost-path* och benämns framöver i rapporten och kartor som ekologiska samband eller LCP-länkar.

Om spridningsanalyser i GIS

Vid spridningsanalyser i GIS utreds de ekologiska spridnings-sambanden för fokusarter genom modellering av så kallade habitatnätverk, vilket är nätverk uppbyggda av livsmiljöer och spridningslänkar dem emellan. Metodiken kan användas för att utreda både spridning för resursutnyttjande, det vill säga förflyttning mellan bo- och födosöksplats även kallat aktivitetsområde, och spridning mellan lokala populationer för genetiskt utbyte och etablering av nya livsmiljöer. I Åkersberga med omnejd syftade spridningsanalyserna att kartlägga det sistnämnda, det vill säga de ekologiska sambanden mellan lokala populationer för genetiskt utbyte och etablering av nya livsmiljöer.

Modelleringsarbetet innefattade följande moment:

- Val av fokusarter och utredningsområde
- Habitat- och landskapsmodellering
- Nätverksanalys
- Tolkning av resultat

I följande avsnitt beskrivs de skilda momenten kort.

Val av fokusarter och utredningsområde

Det inledande steget var att besluta vilka fokusarter som skulle studeras. Fokusarterna bör representera arter eller artgrupper som har särskilda krav på sina livsmiljöer, exempelvis specifika naturtyper, samt är relevanta för området som studeras. Uppfylls inte detta erhålls allt för generella och oväsentliga resultat som således är o användbara för strategiskt planeringsarbete. Valda arter bör dessutom vara arter för vilka kunskapsläget är relativt bra, framförallt rörande deras ekologiska krav och spridningsförmåga eftersom det medför mer verklighetsförankrade resultat.

Tillsammans med Österåker kommun bestämdes att fokusarterna för denna utredning skulle vara:

- Talltita med koppling till gammal sammanhängande barrskog
- Reliktbock med koppling till solbelyst gammal tall
- Brun guldbagge med koppling till gamla håliga ädellövträd

- Specialiserade pollinatörer med koppling till blommande marker

Motivering till val av fokusarter beskrivs ni närmare detalj i efterföljande kapitel.

För att få fram representativa resultat för de ekologiska sambanden i Åkersberga med omnejd utfördes analyserna över ett större område. På så vis erhöles en helhetsbild av de ekologiska sambanden inom hela utredningsområdet, liksom sambanden till angränsande områden. En ofrånkomlig begränsning vid spridningsanalyser i GIS är att konnektiviteten underskattas mot utkanten av nätverket, eftersom analysverktygen uppfattar det som att nätverket där ”tar slut”. Genom att använda ett större utredningsområde förskjuts denna begränsning längre ut i utredningsområdet och får således en liten inverkan på resultaten för de områden som står i centrum för utredningen. Resultaten blir då mer rättvisande.

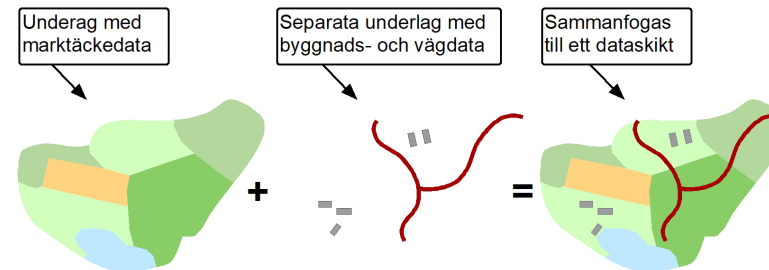
Hur stort utredningsområdet bör vara bedöms från fall till fall, där faktorer som storleken på området som studeras och täckningen på de dataunderlag som ska användas vägs in.

Habitat- och landskapsmodellering

Vid habitatmodelleringen kartlades fokusarternas livsmiljöer och det mellanliggande landskapet. Fokusarternas livsmiljöer är de områden mellan vilka spridningssambanden analyserades. De identifierades ur befintliga underlag och GIS-analyser genom att ställa upp kriterier som återkopplade till fokusartens ekologiska krav på sina livsmiljöer.

Det mellanliggande landskapet representerar områdena mellan livsmiljöerna som spridningen beräknades över. Syftet med att inkludera det mellanliggande landskapet i analyserna var att kartlägga fokusarternas förväntade förflyttning mellan livsmiljöerna, vilket inte behöver vara detsamma som den kortaste vägen. På så vis erhöles resultat som i högre utsträckning bedöms beskriva fokusartens spridningsförutsättningar i landskapet. Fokusarternas skilda spridningsförutsättningar genom olika miljöer i det mellanliggande landskapet reglerades genom att tilldela dem olika ”motstånd”. Motståndet kan liknas vid fokusartens svårighet att förflytta sig genom olika miljöer på så sätt att det innebär olika förbrukning av energi eller olika hög risk. Ett högt motstånd motsvarar en hög energiförbrukning eller

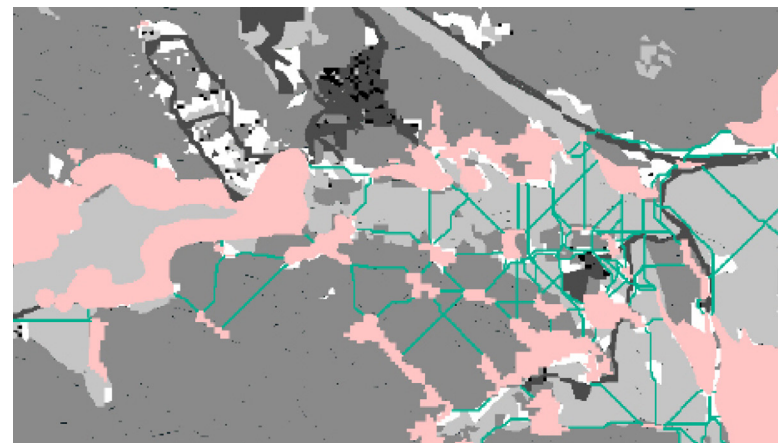
hög risk. I samband med spridningsanalyser benämns detta även som ”kostnad”, varvid förflyttning genom en miljö med högt motstånd kostar mer och vice versa. Som ett steg i analysprocessen skapades således ett motståndslager, vilket var en heltäckande marktäckeskarta, utformad genom sammanfogning av flera underlag, där varje naturtyp tilldelades ett motståndsvärde som baserades på kunskap om fokusartens spridningsförmåga (Figur 8 och Figur 9).



Figur 8. Olika underlag används för att skapa ett motståndslager.

Generellt tilldelades mänskligt påverkade områden högre motstånd jämfört mot naturmark, med undantag för koloniområden och lum-miga villaträdgårdar som i vissa fall bedömdes inverka positivt på spridningen. Hårdgjorda områden tilldelades ett högt motstånd, och för fokusarter som rör sig längs med marken utgjorde byggnader totalbarriärer, eftersom arterna inte kan ta sig genom dem men väl runt dem.

Även vägar och järnvägar tilldelades högre motståndsvärden eftersom de kan medföra en hög risk att korsa, framförallt för organismer som



Figur 9. Färgerna i gråskala representerar olika grad av motstånd för en viss fokusart. Ju mörkare desto högre motstånd, det vill säga större barriär. Rosa ytor i kartan representerar livsmiljöer och gröna linjer spridningslänkar mellan dem, det vill säga spridnings-samband.

..fler begrepp som används vid spridningsanalyser i GIS

Värdefaktor

En parameter som återspeglar de kartlagda livsmiljöernas kvaliteter för arten och som används för att bedöma livsmiljöernas individuella habitatvärde.

Habitatvärde

Värdering av en livsmiljö som baseras på en eller flera värdefaktorer, som i sin tur återkopplar till kvaliteter i livsmiljön som är relevanta för fokusarten. Habitatvärde används för att skilja livsmiljöerna åt, varav livsmiljöer som bedömts (för arten) vara mer värdefulla tilldelats ett högre värde och vice versa.

Viktiga livsmiljöer

Livsmiljöer som enligt analysberäkningarna (vilket beaktar habitatvärde och centralitet i nätverket) är av särskild betydelse för funktionaliteten i habitatnätverket. Det vill säga viktiga för metapopulationens storlek, resiliens och spridningsförutsättningar mellan delpopulationerna.

Viktiga spridningskorridorer

Med utgångspunkt från analysresultaten identifieras de viktigaste spridningskorridorerna i nätverket. De representerar spridningssambanden mellan de viktigaste livsmiljöerna och knutpunkterna (klivstenarna) i nätverket.

Klivstenar

Strukturer i landskapet som på grund av sitt strategiska läge utgör viktiga knutpunkter för spridning i nätverket. Inom ramen för detta uppdrag utgörs de av livsmiljöer tillhörande "övriga viktiga 70 %" men som har högt klivstenvärde. Oftast miljöer eller strukturer av ringa storlek eller habitatkvalitet.

Värdetrakt

Områden där viktiga livsmiljöer återfinns för flera fokusarter. En värdetrakt har generellt ett varierat landskap med skilda naturtyper med höga värden, således viktiga för den biologiska mångfalden.

förflyttar sig nära marken. Trots att motståndsvärdena baseras på kunskap om fokusarternas ekologi utgör det inga absolut mått för förflyttningen i landskapet, utan utgör relativa värden som syftar till att synliggöra strukturer i landskapet som underlättar eller hämmar spridning.

Nätverksanalys

Vid körningen av nätverksanalyserna skedde två saker, dels kartlades spridningssambanden mellan livsmiljöerna och dels beräknades livsmiljöernas individuella betydelse för konnektiviteten i det samlade nätverket.

Analyserna genomfördes med hjälp av GIS-programmen Graphab (Foltête et al. 2012), Conefor Sensinode (Saura & Torné 2012) och ArcGIS. Graphab användes för att skapa ett nätverk av livsmiljöer ("patcher" på nätverksanalysspråk) och spridningslänkar för respektive fokusart. Vid detta moment användes motståndslagret för att beräkna spridningslänkarna och hitta de "billigaste", mest kostnadseffektiva, vägarna mellan livsmiljöerna, även kallat *least-cost-path-länkar* (LCP-länkar). Den "billigaste" vägen är sällan fågelvägen, det vill säga inte den kortaste vägen, utan den väg som medför lägst förbrukning av energi och minst risk (Figur 9). För varje spridningslänk beräknades den faktiska längden och dess motståndsviktade längd, vilket representerar den summerade "kostnaden" för fokusarten att ta denna väg. För att två livsmiljöer ska räknas som teoretiskt sammanbundna får det faktiska avståndet mellan inte överstiga fokusartens maximala spridningsavstånd. Det motståndsviktade avståndet (som under optimala förhållanden är detsamma som det faktiska avståndet), används för att bedöma sannolikheten för spridning. Det är den sträcka som fokusartens bedöms kunna förflytta sig under optimala förhållanden, det vill säga genom ett landskap som underlättar spridning för fokusarten. I de avseenden hämmande miljöer och strukturer förekommer i det mellanliggande landskapet, det vill säga miljöer med högre motstånd, påverkas sannolikheten för spridning negativt. Under sådana förhållanden behöver livsmiljöerna ligga betydligt närmare varandra för att sannolikheten för spridning ska var hög. I de fall det motståndsviktade avståndet avviker från det faktiska avståndet bedöms det finnas barriärer som hämmar spridningen, även vid korta avstånd. Varje spridningslänk som understiger

fokusartens maximala spridningsavstånd representerar ett spridningssamband mellan två livsmiljöer och sannolikheten för lyckad spridning baseras på spridningslänkens faktiska eller motståndsviktade längd.

Det resulterande nätverket analyserades vidare i Conefor Sensinode, där livsmiljöernas individuella betydelse för konnektiviteten i nätverket beräknades. En av fördelarna med att använda Conefor Sensinode är att naturvärden eller andra ekologiskt relevanta mått kan inkluderas i analyserna, vilket medför att resultaten beaktar både livsmiljöernas rumsliga läge i nätverket och deras bedömda kvaliteter för fokusarten. Livsmiljöernas kvaliteter omvandlades till ett kvantitativt värde kallat habitatvärde, som i sin tur är en produkt av en eller flera värdefaktorer. En värdefaktor kan exempelvis vara inventerat naturvärde, storlek eller närhet till födosöksområden, men som bör återpegla parametrar som är viktiga för fokusarten.

Tolkning av analysresultat

Som ett resultat av analysen graderades de kartlagda livsmiljöernas betydelse för habitatnätverket och konnektiviteten genom att beakta både deras habitatkvalitet och centralitet i nätverket. För att tydliggöra detta redovisades graderingen i tre nivåer som de 15 % viktigaste, de 15 % näst viktigaste samt de resterande 70 % övriga viktiga livsmiljöer i nätverket. De viktigaste livsmiljöerna är de som enligt analysen har störst betydelse i nätverket, det vill säga de som har högst habitatvärde och är mest sammanbundna med andra livsmiljöer i nätverket, och har därmed en större betydelse för den samlade konnektiviteten inom utredningsområdet. Att betona är att områden klassade som ”övriga viktiga områden” inte är oviktiga, utan de kan utgöra viktiga livsmiljöer på lokal skala eller klivstenar för spridning. Därutöver identifieras de livsmiljöer som utgör viktiga klivstenar i nätverket, vilket är livsmiljöer som till följd av sitt strategiska läge utgör knutpunkter som stödjer spridningen i nätverket. Särskilt intressanta är klivstenar med låga habitatvärden (oftast mindre områden med lägre naturvärden) eftersom de kan förbises som mindre viktiga på lokal skala, men genom att lyfta blicken framträder deras betydelse för hela nätverket och således för säkerställandet av en funktionell grön infrastruktur.

För att tydligare belysa de spridningssamband som går mellan de viktigaste livsmiljöerna (de 15 % viktigaste och de 15 % näst viktigaste) breddas de spridningslänkar som går mellan dem, vilket bedöms representera de viktigaste spridningskorridorerna i nätverket. Övriga spridningslänkar representerar även de spridningssamband, men de bedöms vara mindre viktiga när hela nätverket beaktas. Det bör dock understrykas att varje spridningssamband har en positiv inverkan på konnektiviteten i nätverket och således för den gröna infrastrukturen.

Avslutningsvis sammanställdes de 30 % viktigaste livsmiljöerna från de skilda analysresultaten i en karta. Utifrån det avgränsade området inom utredningsområden där livsmiljöer för minst tre fokuserter förekommer. De kallas värde-trakter eftersom de bedöms utgöra källområden för spridning för flera arter och är således av särskild betydelse för de samlade ekologiska spridningssambanden och den biologiska mångfalden i kommunen.

De ekologiska spridningssambanden

Beskrivning av utredningsområdet

I den nordöstra delen av Stockholms län ligger skärgårdskommunen Österåker i vilken Åkersberga utgör den största tätorten.

Landskapet utgörs i huvudsak av naturmark, i synnerhet löv- och barrskog, men utpräglade odlingslandskapsområden med åker- och betesmarker förekommer också, framförallt närmare kusten.

I kommunen finns flera sjöar och en lång kustlinje mot Östersjön med stort antal vikar av varierande storlekar in mot fastlandet. Genom Åkersberga går Åkers kanal vilket är ett flödesreglerat vattendrag som sammanbinder sjön Garnsviken med Östersjön.

Österåkers kommun hade vid slutet av 2017 drygt 44000 invånare, en siffra som förväntas stiga till närmare 75000 vid 2040 (Österåkers översiktsplan, 2018). Kommunen ingår i en expanderande storstadsregion där just de perifera kommunerna till Stockholm stad (som Österåker tillhör) har en särskild nyckelroll i den utvecklingen. En förutsättning för att regionen och kommunen ska kunna växa är ett ökat bostadsbyggande och förbättrad infrastruktur till och från Stockholms city, i synnerhet inom kollektivtrafiken. Hur detta ska genomföras och finansieras behandlas inom ramen för regeringsuppdraget Sverigeförhandlingen. Den satsning som kommer ha direkt inverkan på Österåkers kommun är förlängningen av Roslagsbanan in till T-centralen via Odenplan. Utmed Roslagsbanans upptagningsområde, i synnerhet kring centralorten Åkersberga och de övriga stationsnära orterna: Åkers Runö, Täljö och Rydbo, har Österåkers kommun åtagit sig att bygga cirka 7000 bostäder fram till 2035 samt mötesplatser i form av torg och verksamhetslokaler.

Resultaten från spridningsanalyserna kan således utgöra ett viktigt underlag för att förstå hur de ekologiska sambanden ser ut idag, och planera för hur de ska kunna bibehållas och stärkas i den växande kommunen.

Fokusarter och utredningsområde

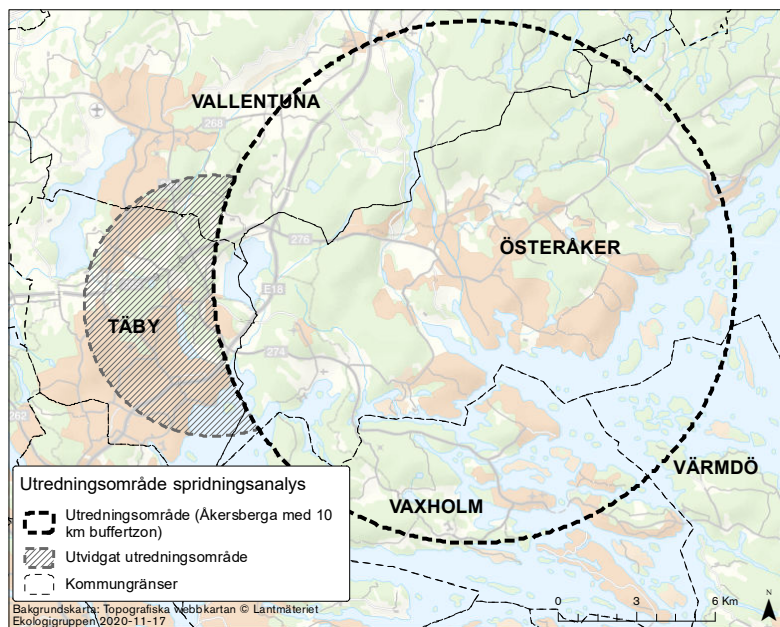
För att erhålla en samlad bild av de ekologiska sambanden i Åkersberga med omnejd genomfördes spridningsanalyser för fyra fokusarter som kopplar till olika naturtyper som förekommer i utredningsområdet. De bestämdes i samråd med Österåkers kommun som kunde bistå med lokalkännedom för att välja relevanta fokusarter och således erhålla representativa resultat av spridningsanalyserna. De fokusarter och naturtyper som valdes var:

- Tallrita i gammal barrskog om minst 1 hektar
- Reliktbock i gammal solbelyst tall
- Brun guldbagge i håliga gamla ädellövträd
- Specialiserade pollinatörer i blommande marker som ängs- och betesmarker, parker och trädgårdar

För detta uppdrag bestämdes att utredningsområdet för spridningsanalyserna skulle inkludera Åkersberga tätort samt en buffertzon på tio kilometer, vilket inkluderar västra delen av Österåkers kommun och delar av de angränsande kommunerna Vaxholm, Vallentuna och lite av Värmdö, samt en utvidgad buffertzon in i Täby kommun för att inkludera eventuella ekologiska samband utmed roslagsbanan (Figur 10). För Täby kommun finns spridningsanalyser som tidigare genomförts (Herbert, 2018), vars resultat för reliktböck, ädellövträdslivande insekter och pollinatörer delvis inkluderades i denna utredning.

I efterföljande kapitel presenteras de enskilda habitatnätverken, med mer ingående information om urval av livsmiljöer och spridningsförutsättningar. Därefter presenteras resultaten med fokus på de generella ekologiska sambanden, eventuella brister och svagheter, samt utvecklingsmöjligheter på översiktlig nivå inom utredningsområdet.

I bilaga 1 - Teknisk metodbeskrivning ges en närmare beskrivning av de dataunderlag som använts, urvalskriterier och parametrar som applicerats, samt spridningsanalysernas olika steg.



Figur 10. Översiktskarta för utredningsområdet för spridningsanalyserna.

Stockholms läns regionala habitatnätverk

För habitatnätverken för talltita kopplad till gammal barrskog och för brun guldbagge kopplad till ädellövträd gjordes en jämförelse av erhållna resultat från denna analys med de habitatnätverk som kartlades på regional nivå för Stockholms län (Ekologigruppen 2017). Det gjordes genom att sammanföra analysresultaten i GIS-program och kartor och okulär bedömning av likheter och skillnader. Resultaten för detta presenteras som egna avsnitt under kapitlen för talltita och brun guldbagge.



Grov tall i soligt vinterlandskap vid
Åkersbegra golfklubb.
Foto Jannike Andersson



Figur 11. Talltita på grankvist. Foto Magnus Nilsson, Ekologigruppen AB

Talltita i gammal barrskog

Talltita har använts som fokusart för att fånga bilden av de ekologiska sambanden för arter knutna till gammal barrskog. Till skillnad från tofsmes som är en annan art som ofta förekommit i spridningsanalyser för gammal barrskog har talltitan haft en tydligare negativ trend med sjunkande populationsstorlekar sedan 1970-talet och är sedan 2020 rödlistad som nära hotad (ArtDatabanken, 2020a). Den huvudsakliga orsaken till minskningen tros bero på förlusten av livsmiljöer till följd av ett intensivt skogsbruk som medfört en omvandling av flerskiktad äldre barrskog till homogen likåldrig granskog (Ottosson et al, 2012). Således är talltita en intressant fokusart för Stockholmsregionen i allmänhet eftersom barrskog är en vanlig skogstyp i regionen, och eftersom den påverkas negativt av fragmentering och urbanisering (Rodriguez et al. 2001, Ottosson et al. 2012).

Enligt inrapportering på Artportalen för åren 1990-2020 (fram till 16 november) har talltita påträffats på flera ställen i kommunen (Figur 12), med störst koncentrationer kring de sammanhängande skogsområdena och enstaka fynd närmare bebyggelsen som besökare vid olika fågelbord. Inrapporteringen på Artportalen tenderar att vara högre från tätbefolkade områden och välbesökta friluftsområden och representerar således ingen absolut sanning för artens utbredning i kommunen. I Sverige bedöms talltita som nära hotad. Det svenska beståndet har varit tämligen oförändrat under de senaste 30 åren och beräknas till 400 000 par (Ottosson et al. 2012).

Ekologi

Talltita (*Poecile montanus*) är en liten knubbig tätting tillhörande artgruppen mesar. Den är mellan 11-14 cm lång med gråbrun ljus kropp och svart hätta. Arten förekommer i nästan hela Sverige och häckar i framförallt gammal flerskiktad barrskog. Talltitan behöver skog med tillgång på död ved och murkna stammar eftersom den själv hackar ut sina bohål och använder inte befintliga hål eller holkar (Ottosson et al. 2012), vilket bedöms vara en av orsakerna att den missgynnas av skogsbruk.

Talltita behöver gammal flerskiktad barrskog för att frodas. Gamla

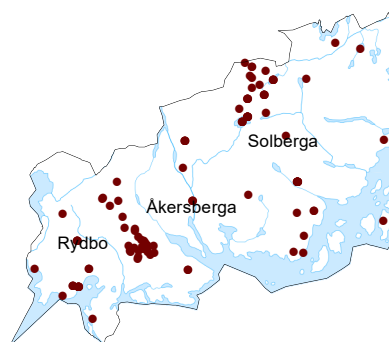
produktionsskogar där underskiktet systematiskt gallrats bort verkar ha en direkt negativ påverkan på artens överlevnadsratio, både hos juveniler och adulta, och skiljer sig således från tofsmes i det avseendet (Eggers & Low, 2014). Det indikerar att arten är betydligt känsligare för skogsbruk än tofsmes och kan förklara varför den haft



Figur 13. Flerskiktad barrblandskog med inslag av asp vid Täljö som har högt naturvärde (klass 2). Foto Fingal Gyllang, Ekologigruppen.

en mer negativ trend.

Talltita formar revir på mellan 10-20 hektar (ArtFakta, 2020) vars gränser de håller sig inom, storleken på reviren varierar dock under säsongen och påverkas av kvaliteten på skogen och populationstätheten. Talltita reagerar på fragmenterade landskap genom att utöka sitt hemområde och inkludera en större andel "sämre" miljöer, vilket dock ökar riskerna för predation och andra faror (siffczyk et al. 2003). Under huvudparten av året går talltitan samman med andra småfåglar i sociala grupper, kallat meståg, som tillsammans födosöker inom ett större revir (Mörtberg et al. 2007). För tofsmespar minskar dock reviret under häckning ner till några hektar för att de snabbare skall kunna röra sig fram och tillbaka till boet vid födosök (Eggers personlig kommunikation i Mörtberg et al. 2007), och eftersom tofsmes och talltita i många avseenden liknar varandra kan samma



● Talltita
Figur 12. Förekomst av talltita i Österåkers kommun inrapporterade på Artportalen mellan 1990-2020 (fram till 16 november). Observera att inrapporteringen tenderar att vara högre från tätbefolkade områden och välbesökta friluftsområden och representerar således ingen absolut sanning för artens utbredning i kommunen.

företeelse antas för talltita. Storleken och kvaliteten på en livsmiljö påverkar hur många talltitepar som kan häcka där, samt hur många ungar de tillsammans kan föda upp. Större livsmiljöer av högre kvalitet kan antas hysa fler revir och således ge fler överlevande ungar och vice versa (Lens & Dhondt, 1994).

Studier om tofsmesens rörelse genom landskapet (vilket i stora drag antas likna talltitans) indikerar att den föredrar att röra sig inom skog eller utmed skogsbyn (Hansson 1994). De undviker öppna områden om avstånden överstiger några hundratal meter och de inte är i grupp (Rodriguez et al. 2001). Avstånden de förflyttar sig tycks också variera med ålder och syfte, där adulta individer sällan lämnar sina revir, medan årsungar kan förflytta sig över två kilometer i sökandet efter eget revir (Ekman 1979).

Modellering av habitatnätverk

Livsmiljöer och habitatvärdering

Skogsområden som anses vara bra livsmiljöer för talltita är gammal flerskiktad barrskog (beståndsmedelålder cirka 100 år och inga tydliga spår av skogsbruk). Sådana miljöer har identifierats i tillgängliga GIS-underlag utifrån följande kriterier:

- Barrskog över 100 år.
- Barrskog med lägst påtagligt biotopvärde enligt SIS-standard för naturvärdesinventering (SS 2014:199000)
- Barrskog klassad som nyckelbiotop, biotopskyddsområden och naturvärdesobjekt enligt Skogsstyrelsen.
- Barrskog i skyddade områden enligt Natura 2000 klassificering.

Identifierade livsmiljöer som låg inom ett avstånd av 25 meter från varandra, exempelvis separerade av en mindre väg eller kraftledningsgata, slogs ihop eftersom de bedöms av talltitan uppfattas som ett och samma skogsområde. Denna typ av sammanslagning kallas i GIS-sammanhang för metapatch analys.

Eftersom talltita föredrar större sammanhängande skogar som häckningsmiljöer (Mörtberg et al. 2007) exkluderades skogsområden under en hektar från analysen. Skogsområden under två hektar är

egentligen för små, men de har fått ingå eftersom de bedöms kunna utgöra viktiga knutpunkter för spridning mellan större och bättre lämpade barrskogar inom analysområdet.

För att internt rangordna kartlagda livsmiljöer applicerades en värd faktor bestående av två faktorer: 1) områdets area och 2) bedömd kvalitet på dataunderlag. Den bedömda kvaliteten på indata syftade att skilja underlag med olika osäkerhet eller karteringsprecision åt, där urval från underlag där områden fältbesökts och naturvärdesbedömts värderades högre än urval från underlag som enbart identifierats via GIS-analys. Genom att kombinera de två värdefaktorerna erhöles ett summerat värde som representerade livsmiljöernas habitatvärde. I Figur 14 visas de identifierade livsmiljöerna graderade efter habitatvärde.

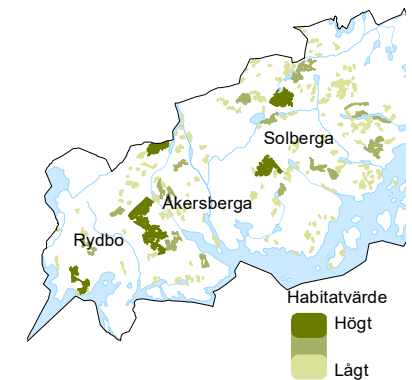
Spridningsavstånd

Det maximala spridningsavståndet sattes till 2,5 kilometer, vilket bedöms representera det avstånd som årsungar kan förflytta sig i samband med sökandet efter eget revir. Därtill applicerades en sannolikhetsfaktor för lyckad spridning, vilket sattes till 0,9 (90 %) vid 500 meter och som därefter sjönk med ökat avstånd. Avstånden där sannolikheten är över 90 % representerar mycket troliga spridnings samband inte bara för talltita, utan även för andra mer spridnings begränsade barrskogsarter.

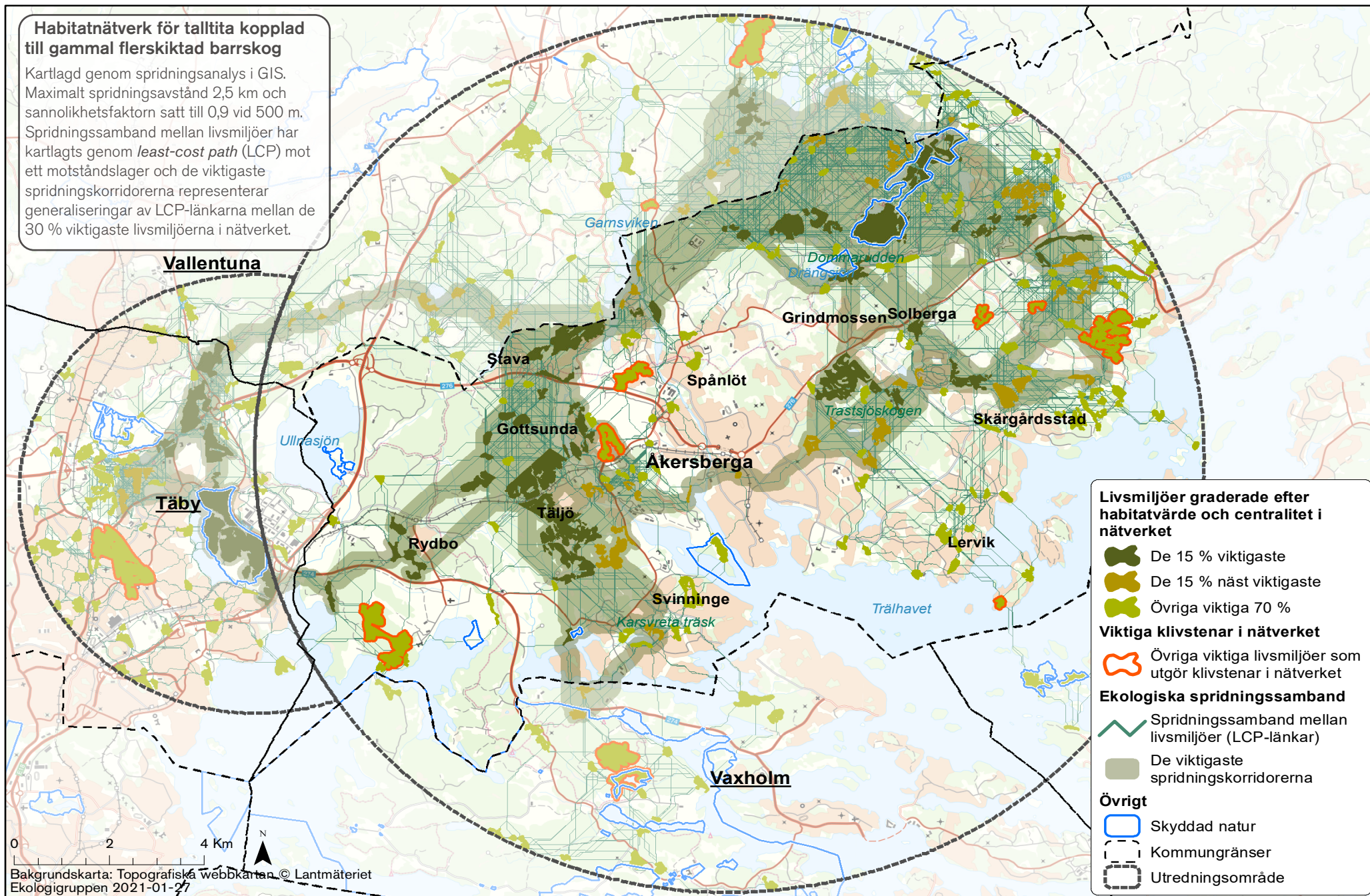
De ”billigaste” vägarna mellan livsmiljöer kartlades genom att tilldela olika marktäckan i motståndslagret olika motståndsvärden, vilka baserades på kunskap om talltitans spridningsförutsättningar och rörelsemönster. Baserat på detta beräknas spridningssamband (LCP-länkar) genom så kallad *least-cost-path*-analys. Talltitan bedömdes förflytta sig obehindrat genom skog, med viss svårhet över öppen mark och vatten. Exploaterade områden i form av större vägar och byggnader bedömdes som mycket svåra att passera och tilldelades höga motståndsvärden. För detaljerad motståndsbedömning se bilaga 1.

Resultat

Resultaten från spridningsanalysen för talltita redovisas i figur 14-18. I Figur 15 redovisas habitatnätverket med kartlagda livsmiljöer gra-



Figur 14. Karta över utpekade livsmiljöer för talltita graderade efter habitatvärde som beror på områdets area och bedömd kvalitet på dataunderlag.



Figur 15. Habitatnätverk för talltita med livsmiljöer graderade efter habitatvärde och centralitet i nätverket samt de ekologiska sambanden mellan dem. Baserat på analysresultatena har de viktigaste spridningskorridorerna kartlagts, vilka utformats för att mer pedagogiskt åskådliggöra de livsmiljöer och spridningssamband som bedömts vara av särskild betydelse för konnektiviteten i nätverket.

Figur 16.

derade efter habitatvärde och centralitet i nätverket, spridningssamband och de viktigaste spridningskorridorerna för utredningsområdet med fokus på Österåkers kommun och i Figur 19 jämförs resultaten mot den regionala spridningsanalysen för Stockholms län som genomfördes 2017 (Ekologigruppen 2017).

Habitatnätverket

Resultaten från spridningsanalysen för talltita visar på ett relativt väl sammanbundet och funktionellt habitatnätverk. Det indikeras av det stora antalet spridningssamband i kartan (Figur 15), vilket visar att majoriteten av utpekade livsmiljöer ligger inom det maximala spridningsavståndet på 2,5 km.

Baserat på analysresultaten har en spridningskorridor av särskild betydelse för nätverket identifierats (Figur 17). Den sammanbinder de större skogsområdena runt Åkersberga tätort med varandra, men leder också in i de angränsade kommunerna Täby, Vallentuna och Vaxholm. Spridningskorridoren är som bredast i områden där tätheten av livsmiljöer är högre och det omkringliggande landskapet domineras av skog, exempelvis kring Dommarudden och Täljö. Utöver de två områdena har livsmiljöer av omfattande areal identifierats kring Stava och Trastsjöskogen. Eftersom delpopulationernas storlek antas korrelera med livsmiljöernas storlek kan det räckas att dessa områden utgör viktiga källområden för spridning ut mot andra livsmiljöer i kommunen.

Livsmiljöerna som ligger inom den viktiga spridningskorridoren utgör de 30 % viktigaste livsmiljöerna i nätverket, vilket innebär att de är av särskild betydelse för att bibehålla den aktuella konnektiviteten. I Figur 15 framgår dock att det finns flera funktionella spridningsvägar även utanför de viktigaste spridningskorridorerna, exempelvis mellan Åkersberga och Spånlot, kring Lervik och mellan Rydbo och Täby kommun. Dessa spridningsvägar hjälper till att upprätthålla konnektiviteten i nätverket genom att bistå med alternativa vägar, vilket gör nätverket mer resiliert mot lokala förändringar, exempelvis förlust eller storleksminskning av livsmiljöer och exploatering av mellanliggande landskap. Observera dock att även små förändringar av nätverket kan ha en omfattande inverkan och kumulativa effekter uppstår lätt, framförallt över tid, och kan resultera i en irreversibel utveckling mot ökad fragmentering som

hämmar spridning och isolerar delpopulationer.

Svaga samband och brister

Totalt identifierades 342 livsmiljöer i storleksordningen 1-110 hektar för talltita inom utredningsområdet (Figur 18), där 64 % (219 av 342) har en area under fyra hektar. Totalt uppgår arean för livsmiljöerna till 2178 hektar, vilket kan jämföras mot det cirka 13718 hektar barrskog som finns inom utredningsområdet enligt nationella marktäckedata från 2018 och Österåkers biotopdatabas steg 1. Det indikerar trots spridningssambanden på ett fragmenterat habitatnätverk med mycket skog men endast lite kvalitativ skog, vilket påverkar talltitans möjligheter att föda upp ungar och överleva vintern negativt (Lens & Dhondt, 1994 och Siffczyk et al 2003). Inom ramen för detta uppdrag har nätverkets förändring över tid inte studerats ingående, men det är inte orimligt att anta att spridningsförutsättningarna historiskt varit betydligt bättre, både avseende storlek på livsmiljöer och spridningsavstånden mellan dem. Faktorer som stärker denna uppfattning är en jämförelse av ortofoton från 1958, 1971 och 2019 som visar att omfattande avverkning (både för skogsbruk och exploatering) ägde rum mellan 1958-1971 på flera ställen i kommunen och att det fortsatt fram till 2019. Således är dagens fragmenterade habitatnätverk en produkt av en omfattande avverkning och exploatering.

Storleksfördelningen av identifierade livsmiljöer (Figur 18) visar också att 64 % av dem är mellan 1-4 hektar, vilket baserat på Eggers storleksuppskattning av häckningsrevir (personlig kommunikation i Mörtberg et al. 2007) medför att endast några enstaka par kan häcka per område. Det ger ytterligare en antydning till en fragmentering som sannolikt inverkat negativt på nätverkets bärkapacitet, det vill säga på populationsstorleken av talltita som nätverket kan föda. Det kan i sin tur indikera att nätverket idag befinner sig i ett känsligt läge där ytterligare försämring av livsmiljöernas kvalitet och utformning lokalt kan få omfattande konsekvenser för talltitan och andra barrskogsarter.

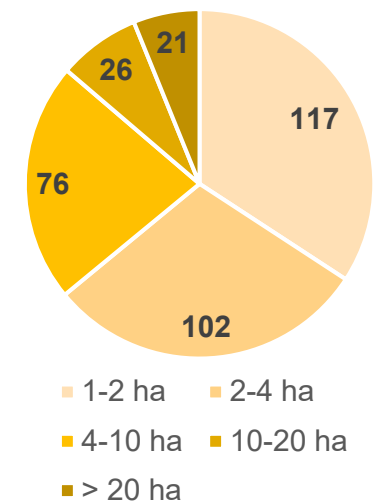
Jämförelse mot det regionala habitatnätverket

Vid jämförelse mot det regionala habitatnätverket för Stockholm län (Ekologigruppen 2017) framgår att de två analysresultaten i stort



Figur 17. Generella spridningssamband för talltita i Åkersberga med omnejd.

Storleksfördelning av livsmiljöer för talltita

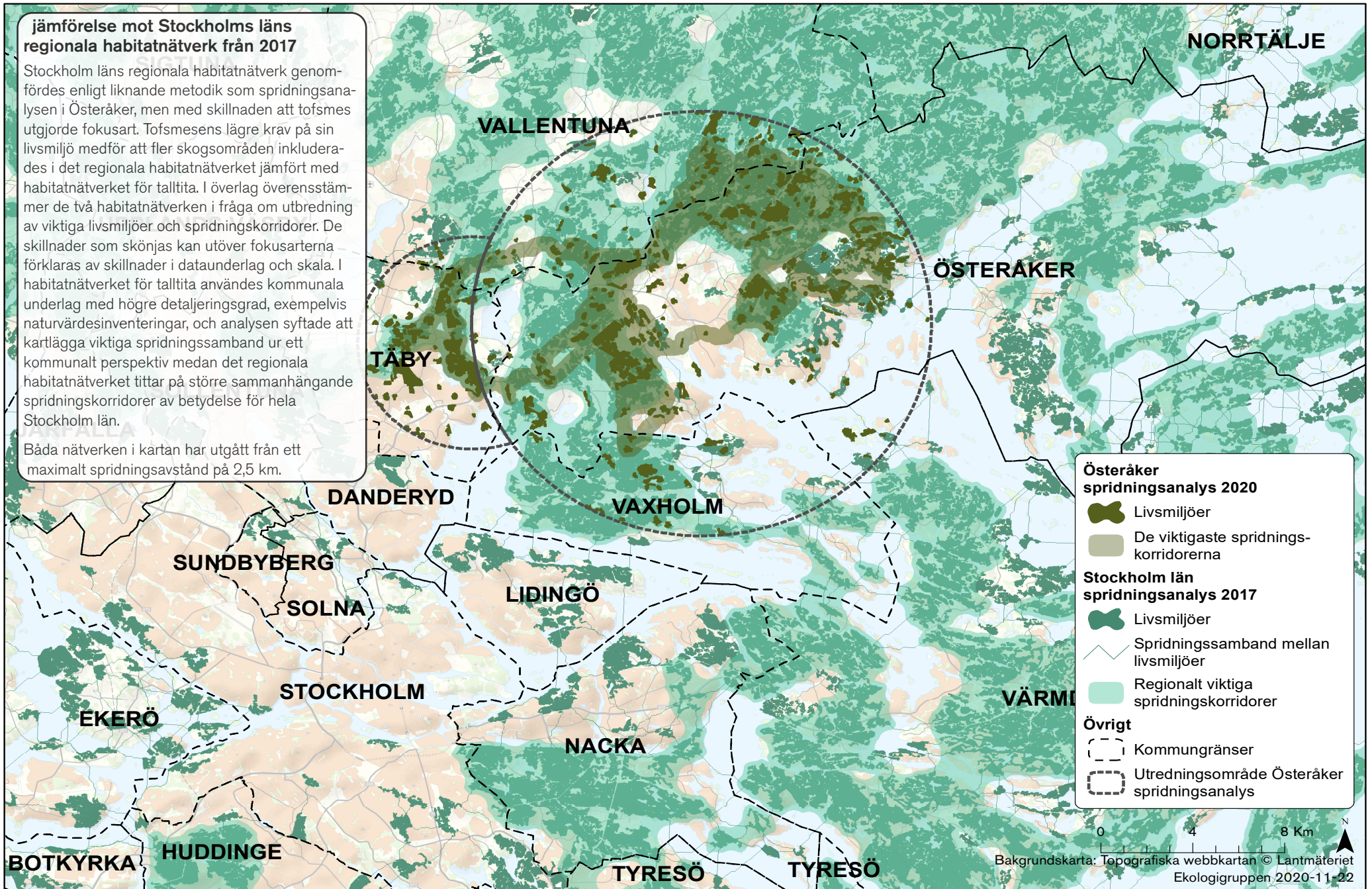


Figur 18. Cirkeldiagram som visar arealfördelningen av de 342 livsmiljöer som kartlades för talltita. Siffran i diagrammet anger hur många livsmiljöer som tillhör den kategorin.

jämförelse mot Stockholms läns regionala habitatnätverk från 2017

Stockholm läns regionala habitatnätverk genomfördes enligt liknande metodik som spridningsanalysen i Österåker, men med skillnaden att tofsmes utgjorde fokusart. Tofsmesens lägre krav på sin livsmiljö medför att fler skogsområden inkluderades i det regionala habitatnätverket jämfört med habitatnätverket för talltita. I överlag överensstämmer de två habitatnätverken i fråga om utbredning av viktiga livsmiljöer och spridningskorridorer. De skillnader som skönjas kan utöver fokusarterna förklaras av skillnader i dataunderlag och skala. I habitatnätverket för talltita användes kommunala underlag med högre detaljeringsgrad, exempelvis naturvärdesinventeringar, och analysen syftade att kartlägga viktiga spridningssamband ur ett kommunalt perspektiv medan det regionala habitatnätverket tittar på större sammanhängande spridningskorridorer av betydelse för hela Stockholm län.

Båda nätverken i kartan har utgått från ett maximalt spridningsavstånd på 2,5 km.



Figur 19. Habitatnätverket för talltita med utpekade livsmiljöer och den viktigaste spridningskorridoren jämfört mot den regionala spridningsanalysen för tofsmes från 2017 (Ekologigruppen, 2017).

överensstämmer. Den största skillnaden mellan de två habitatnätverken är att betydligt fler skogsområden inkluderats i det regionala habitatnätverket, vilket främst beror på att tofsmes, som inte är lika känslig för skogsbruk, var fokusart i det regionala habitatnätverket. Ytterligare en skillnad är att spridningsanalysen för Österåker identifierat en viktig spridningskorridor genom Åkersberga, som saknas i det regionala. Det är inget oväntat resultat eftersom det regionala habitatnätverket syftar att utreda de ekologiska sambanden på en betydligt större skala och således åskådliggöra de viktigaste större skogsområdena och spridningskorridorerna för regionen. Spridningskorridorer genom Åkersberga bedöms således inte vara av särskild betydelse för konnektiviteten ur ett regionalt perspektiv, men däremot ur ett kommunalt eftersom den visar på alternativa spridningsvägar även söder om Österåkers mer omfattande skogslandskap och sammanbinds av de till ytan mindre skogsområden som återfinns där.

Utvecklingsmöjligheter

Analysresultaten visar att majoriteten av de kartlagda livsmiljöerna för talltita ligger inom det maximala spridningsavståndet, således bedöms inte avstånden mellan dem utgöra den största svagheten i nätverket, utan andelen lämplig skog. För talltita och arter med liknande krav på sina livsmiljöer är framförallt storleken, åldern och strukturen på skogen avgörande för huruvida ett område är lämplig som livsmiljö eller inte, och det är här störst brister identifierats för habitatnätverket i Österåker. Om syftet är att förstärka de ekologiska sambanden för talltita, eller för dess livsmiljöer generellt i det befintliga nätverket, bedöms de viktigaste insatserna således vara att bevara och utvidga kartlagda livsmiljöer och utveckla nya områden, företrädesvis i de skogsdominerade delarna av kommunen. Detta skulle kunna medföra att bärkapaciteten i nätverket ökar men också att avstånden mellan livsmiljöer minskar, vilket således skulle stärka nätverkets resiliens. Det kan låta sig göras genom strategisk planering av avverkning (både för skogsbruk och exploatering). I Österåkers där det kommunala markinnehavet är lågt kan möjligheterna och verktygen för att bevara skog vara få, men på den egna marken bör skog undvaras från avverkning och istället, på de ställen där det är strategiskt, tillämpa naturvårdsinriktad skötsel. En positiv synergieffekt av detta skulle då vara en allmän förstärkning av spridningssambanden

inom kommunen och således den gröna infrastrukturen.

Tätortsnära skog kan av förklarliga skäl vara svår att utvidga och är alltså viktigare att bibehålla för att konnektiviteten inte ska försämrats i dessa områden. Eftersom den i Åkersberga dessutom består av skog i storleksordningen 1-4 hektar utgör de inga optimala häckningsplatser för talltita, däremot har de en viktig funktion som klivstenar i habitatnätverket, och som livsmiljöer för mer generalistiska arter som nötväcka och talgoxe. Tätortsnära skog kan också bidra med ekosystemtjänster exempelvis reglering av lokalklimat, bullerdämpning och luftrening samt ha rekreativa värden, vilket är ytterligare motiv för bevarande.



Figur 20. Reliktbock. Illustration av Martin Holmer, via www.kunskapdirekt.se

Reliktbock och solbelyst tall

För att fånga bilden av de ekologiska sambanden för arter kopplade till tall, i synnerhet solbelyst gammal tall användes reliktböck (*Notorhina muricata*) som fokusart (Figur 20). Arten lever i gammal och solbelyst tall där den lägger sina ägg i barken, och den förekommer både i mer sammanhängande skogar, i talldungar och på enstaka lämpliga fristående gamla tallar. Den är sedan 2005 rödlistad som nära hotad (NT), varvid det största hotet anses vara bristen på lämpliga habitat.

Reliktböcken har valts som fokusart för att fånga strukturer av äldre tall och äldre barrträdsmiljöer, även utanför de stora sammanhängande barrskogarna. Ett intensivt skogsbruk har medfört att gamla tallar och äldre tallskog idag är en bristvara, vilket påverkar arter kopplade till sådana miljöer negativt. Denna minskning har också medfört att reliktböcken rödlistats. I en skogsrik kommun som Österåker är det intressant att kartlägga gamla tallmiljöer och solitära tallar och se hur väl sammanbundna de är.

Inrapporteringen av reliktböck i Österåkers kommun är sparsam med tre observationer inom kartutsnittet i Figur 21, varav endast en observation gjorts sedan 1990. I samband med naturvärdesinventeringar (NVI) som genomförts i kommunen under 2019 och 2020 har dock ytterligare observationer gjorts. Det indikerar att artens utbredning i kommunen är större än inrapporteringen på Artportalen ger sken av. Låg inrapportering på Artportalen är heller inte oväntat eftersom det inte kan räknas som lika allmän kunskap att känna till hur reliktböck och dess karaktäristiska spår ser ut som att känna till våra vanliga trädgårdsfåglar, vilket kan förklara den låga inrapporteringen på Artportalen.

Ekologi

Reliktböcken är en skalbagge inom familjen långhorningar som karaktäriseras av en rödbrun och långsmal kroppsbyggnad och som blir mellan 10-15 mm lång med antenner som är lika långa som halva kroppen. Som tidigare nämnt behöver den solbelysta gamla tallar, företrädesvis sådana som stått exponerade i exempelvis odlingslandskapet och på åsar. På den solbelysta sidan av tallarna lägger



Figur 22. a) Två solbelysta tallar utmed Seveniusvägen, Åkersberga. b) Tall med reliktböcksgnag som ger upphov till den karaktäristiska gula och flagnande stammen. Från Solberga i södra Stockholm. Foto: Jannike Andersson, Ekologigruppen AB.

reliktböcken sina ägg i barken. Under larvstadiet på cirka två år gnager de långa gångar i barken som de fyller med rödbrunt gnagmjöl. På bra träd kan angreppen ligga tätt och fortgå under många år (ArtDatabanken 2020b).

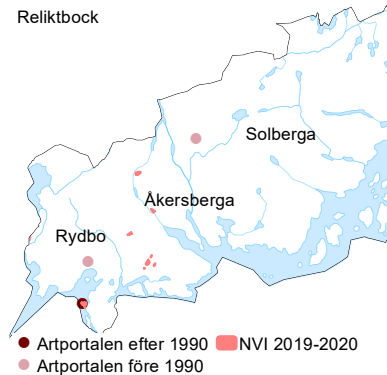
Den vuxna reliktböcken flyger mellan tallar som utgör lämpliga livsmiljöer, och det är troligt att den använder sitt luktsinne för att finna tallar med rätt kvalitet. Hur långt reliktböcken kan förflytta sig är inte vetenskapligt belagt, men en källa uppskattar att de bör kunna förflytta sig över en mil (Pettersson pers. komm. i Johansson 2014).

Modellering av habitatnätverk

Livsmiljöer och habitatvärdering

Områden som anses vara bra livsmiljöer för reliktböck har identifierats utifrån följande kriterier:

- Naturvärdesobjekt med känd eller potentiell förekomst av solbelyst tall
- Potentiellt solbelysta grövre tallar i urban miljö kartlagda genom flygbildstolkning.
- Ängs- och betesmarker med förekomst av solbelyst tall



Figur 21. Observationer av reliktböck i Österåkers kommun inrapporterade på Artportalen fram till 16 november 2020 eller gjorda i samband med kommunala naturvärdesinventeringar (NVI). Observera att inrapporteringen på Artportalen tenderar att vara högre från tätbefolkade områden och välbesökta friluftsområden och representerar således ingen absolut sanning för artens utbredning i kommunen.

- Barrskog klassad som nyckelbiotop, biotopskyddsområden och naturvärdesobjekt enligt Skogsstyrelsen som manuellt granskades mot ortofoto för att bedöma förekomst av glest stående tall.
- Taiga i skyddade områden enligt Natura 2000 klassificering vilka granskades manuellt mot ortofoto för att bedöma förekomst av glest stående tall.
- Tall- och hållmarkstallskog över 100 år där förekomst av solbelyst tall bedöms sannolik.

För att internt rangordna kartlagda livsmiljöer applicerades en värdefaktor som återspeglar områdets funktion som livsmiljö för reliktböck, där områden med känd förekomst av reliktböck tilldelades det högsta värdet, följt av områden med känd förekomst av solbelysta grova tallar. Områden där solbelyst tall endast antogs förekomma tilldelades det lägsta värdet. Totalt kartlades 1166 enskilda livsmiljöer för reliktböck, vilka åskådliggörs i Figur 23 graderade efter habitatvärde. Värderingen beskrivs i större detalj i den tekniska metodbilagan.

Spridningsavstånd

Då det vetenskapliga underlaget rörande hur långt reliktböckar kan förflytta sig i jakten på ny livsmiljö är bristfälligt applicerades avsiktligt ett kortare avstånd på 1,5 kilometer på spridningsanalysen. Därtill applicerades en sannolikhetsfaktor på 0,9 vid 300 meter vilket resulterar i att sannolikheten för lyckad spridning ökar vid kortare avstånd och vice versa. Reliktbocken kan troligtvis förflytta sig över mycket större avstånd, således antas den negativa trenden för arten i högre utsträckning bero på bristen av livsmiljöer snarare än en spridningsbegränsning. Det kortare avståndet syftar således att kartlägga hur väl sammanhängande habitatnätverket för solbelyst tall är även vid kortare avstånd och således synliggöra eventuella kluster och bristområden av lämpliga livsmiljöer.

I samband med nätverksanalysen kartlades de ”billigaste” vägarna mellan livsmiljöer genom att tilldela olika markträcken i motståndslagret olika motståndsvärden, vilka ska återspegla reliktböckens spridningsförutsättningar och rörelsemönster, även kallat *least-cost-path* analys. Eftersom lite är känt om reliktböckens spridningsförutsättningar applicerades troliga schablonvärden där den bedömdes

förflytta sig obehindrat genom alla naturliga miljöer men med viss svårighet över urban hårdgjord mark. Motståndstillämpningen beskrivs närmare i Bilaga 1.

Eftersom detaljerade uppgifter om artens spridningsförmåga saknas bör resultaten av denna analys ses som en indikation på konnektivitet för artens livsmiljöer snarare än en exakt representation av artens spridningsförutsättningar inom utredningsområdet.

Resultat

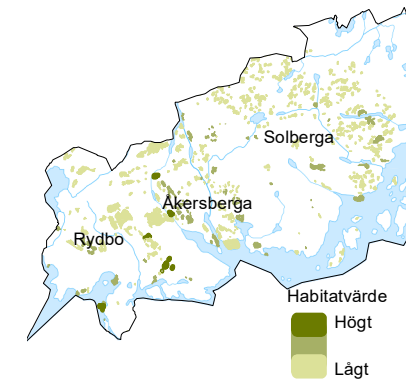
Resultaten från spridningsanalysen för reliktböck redovisas i figur 22-26. I Figur 25 redovisas habitatnätverket med kartlagda livsmiljöer graderade efter habitatvärde och centralitet i nätverket, spridningssamband och de viktigaste spridningskorridorerna för utredningsområdet med fokus på Österåkers kommun.

Habitatnätverket

Analysresultaten för reliktböck visar på ett generellt väl sammanbundet habitatnätverk inom utredningsområdet där majoriteten av livsmiljöer ligger inom det maximala spridningsavståndet på 1,5 km. Nätverket sträcker sig från Rydbo i väst till Domarudden och Skärgårdsstad i öst, med tydliga kopplingar genom Täljö, Gottsunda och Åkersberga tätort samt de angränsande kommunerna Vaxholm, Täby och Vallentuna.

Inom ramen för spridningsanalysen har livsmiljöernas enskilda betydelse för nätverket beräknats genom att beakta områdets habitatvärde och centralitet i nätverket. Det resultatet visar att de 15 % viktigaste och 15 % näst viktigaste livsmiljöerna är väl fördelade inom utredningsområdet, vilket också indikerar ett väl sammanbundet habitatnätverk.

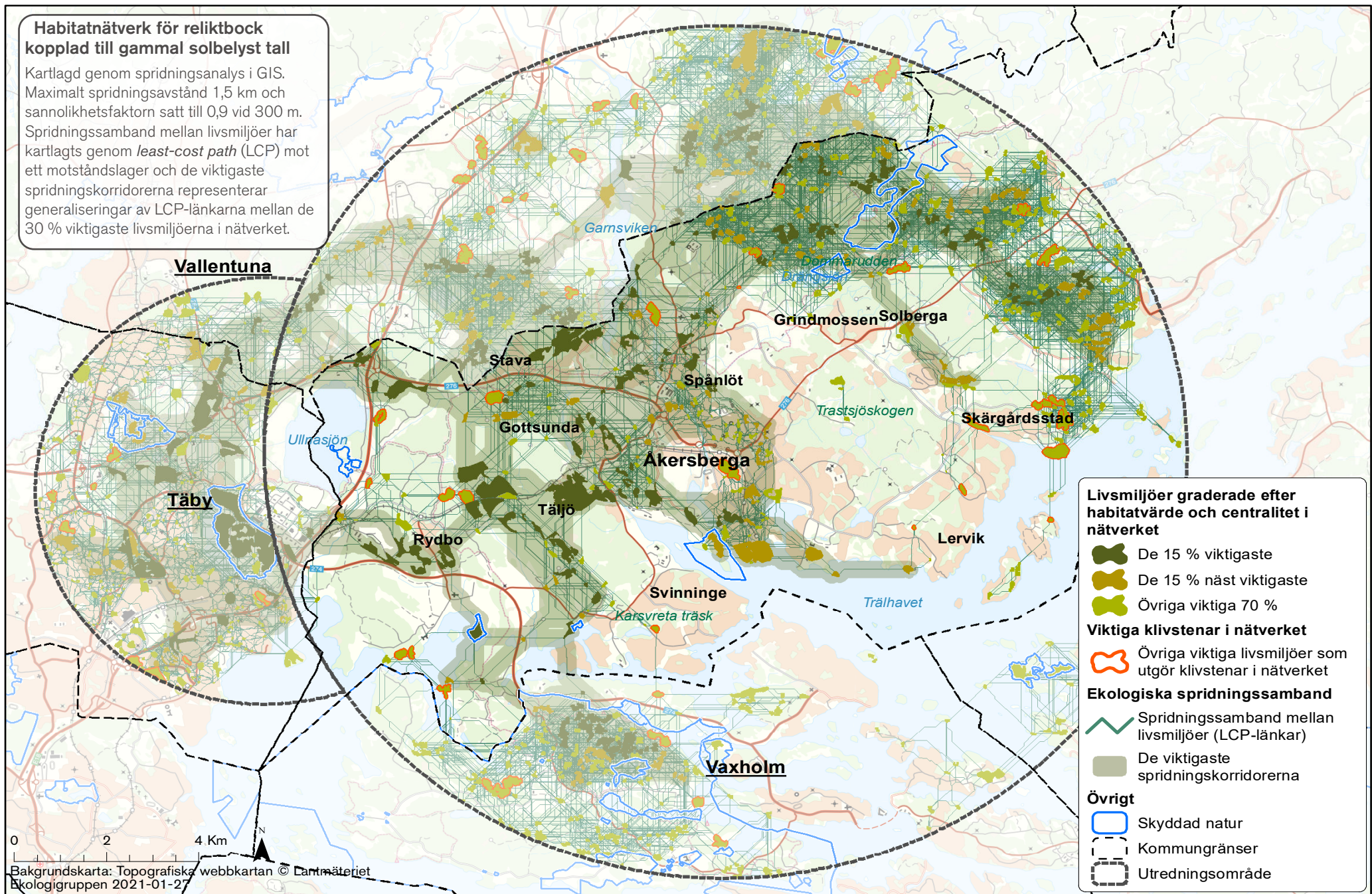
Mellan de 15 % viktigaste och 15 % näst viktigaste livsmiljöerna har en spridningskorridor utformats för att på ett pedagogiskt vis åskådliggöra de ekologiska samband som bedöms vara viktigast i nätverket. De representerar buffertzoner kring de kartlagda spridningssambanden mellan dem, det vill säga LCP-länkarna som visar de ”billigaste” vägarna. Det visar på en tydlig korridor som löper genom Österåkers kommun med anslutningar in i de angränsande kommunerna Vallentuna, Täby och Vaxholm. Observera att spridningskorri-



Figur 23. Kartlagda livsmiljöer för reliktböck inom utredningsområdet i Österåkers kommun. Livsmiljöerna är graderade efter habitatvärde, varav högst värde har områden med reliktböcksfynd och lägst värde har områden där solbelyst tall förväntas förekomma men inte validerats.



Figur 24. Generella spridningssamband för reliktböck i Åkersberga med omnejd.



Figur 25. Habitatnätverk för reliktböck med livsmiljöer graderade efter habitatvärde och centralitet i nätverket samt de ekologiska sambanden mellan dem. Baserat på analysresultaten har de viktigaste spridningskorridorerna kartlagts, vilka utformats för att mer pedagogiskt åskådliggöra de livsmiljöer och spridningssamband som bedömts vara av särskild betydelse för konnektiviteten i nätverket.

dorerna utgör generaliseringar för hur arten förväntas röra sig genom landskapet.

Svaga samband och brister

Ett tydligt bristområde för detta habitatnätverk återfinns vid Trastsjöskogen med omnejd där ett fåtal livsmiljöer pekats ut, mellan vilka samband till resterande delar av nätverket saknas. I detta område är skog den dominerande naturtypen, men förekomsten av lämpliga livsmiljöer för reliktböck bedöms som ringa. Det bedöms bero på skogsbruket som utöver avverkning också resulterat i ökad igenväxning, vilket minskat stammarnas solexponering och således deras kvalitet som livsmiljö för reliktböck. I Figur 27 visas ögonblicksbilder från Trastsjöskogen med omnejd under 1958, 1971 och 2019. Det visar att skogsbruket varit påtagligt men också att skogsområden minskat i areal på grund av exploatering som resulterat i nya bostadsområden, vilket kan förklara bristen på lämpliga livsmiljöer i detta område.

Ytterligare ett bristområde återfinns utmed kusten mellan Lervik och Skärgårdsstad där endast ett fåtal livsmiljöer pekats ut (Figur 25). De ligger inom det maximala spridningsavståndet, vilket medför att ekologiska samband finns mellan dem, men bristen på livsmiljöer i närområdet medför att alternativa vägar utmed kusten saknas och således är de befintliga sambanden sköra för förändringar som negativt påverkar konnektiviteten i habitatnätverket, exempelvis habitatförlust.

Utvecklingsmöjligheter

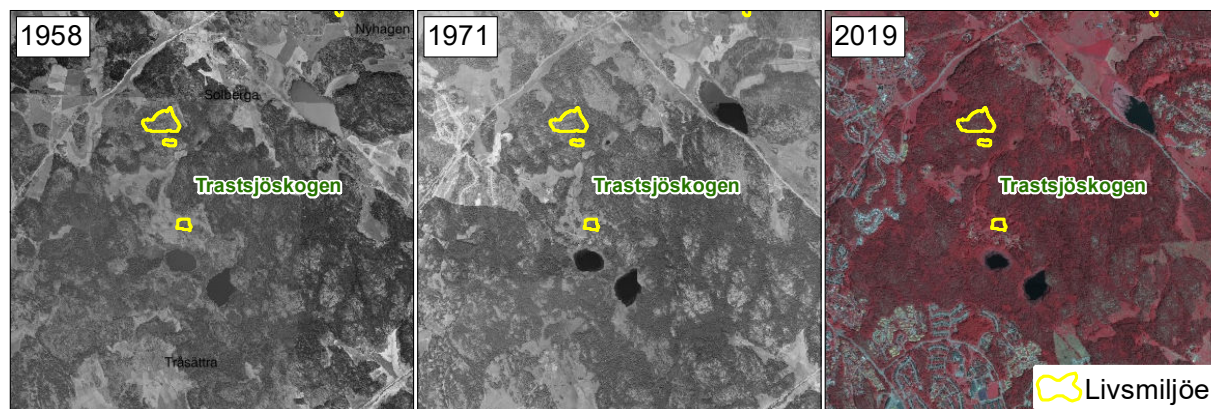
Eftersom habitatförlust bedöms vara det största hotet mot reliktböck är att bevara och utveckla livsmiljöer den enskilt viktigaste åtgärden. Fördelen med reliktböck är att den inte behöver omfattande ytor för att trivas, utan kan med fördel påträffas på solbelysta tallar i urban och semiurban miljö. I Österåker finns redan idag flera sådana miljöer, exempelvis i dungen utanför Alceahuset strax norr om Åkersberga centrum (Figur 26) och på de gamla åkerholmarna vid Åkersberga golfklubb. I de befintliga områdena kan kommunen säkerställa eller uppmuntra till skötsel som tillser att stammarna solexponeras och i planarbetet för nya områden sörja för enstaka solitära tallar lämnas kvar.

Tidsramen för tall att utveckla de övriga kvaliteterna som reliktböck gillar, exempelvis tjock skorpbark, tar cirka 150 år. Det kan uppfattas som en mycket lång tid men är kortare än den tiden det tar för en ek att på naturlig väg utveckla håligheter som ädellövträdslevande insekter behöver. Således kan det vara strategiskt att bevara tall trots att de inte uppnått skyddsvärde.

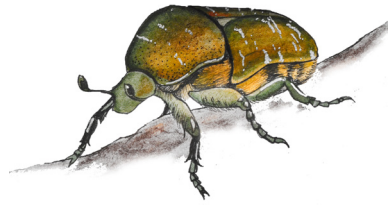
Trastsjöskogen beläget intill Åkersberga tätort utgör idag ett viktigt rekreationsområde för de närboende. Områdets västra delar innehas av Österåkers kommun och där har utvecklingen och skötseln av området fokuserat på att höja rekreations- och naturvärdena. De östra delarna däremot är privat ägd och där bedrivs skogsbruk. Förutsättningarna för att stärka habitatnätverket för reliktböck bedöms som goda med rådande skötsel i den västra delen av Trastsjöskogen. Även i de intilliggande bostadsområdena Tråsättra, Söralid och Skånsta förekommer tall som med tiden och rätt skötsel kan utvecklas till livsmiljöer och således också stärka konnektiviteten in mot Trastsjöskogen.



Figur 26. Dunge med solbelyst gammal tall utanför Alceahusetstrax norr om Åkersberga centrum. Aktivitet från intilliggande förskola och bostadsområde hjälper till att hålla platsen öppen och stammarna solbelysta..



Figur 27. Ortofoton från 1958, 1971 och 2019 för Trastsjöskogen med omnejd. Ortofotona visar hur området förändrats under de senaste sextio åren. Mest framträdande är att skogs- och jordbruksmark tagits i anspråk för att etablera bostadsområden, framförallt väster om Trastsjöskogen (vilket ligger närmare Åkersberga centrum) men även i viss omfattning öster om. Det aktiva skogsbruket i området är framförallt kopplat till de östra delarna av Trastsjöskogen och där visar skillnader mellan fototillfällena dels på en förnygring av skog till följa av avverkning dels på ökad igenväxning på hållmarksskog, faktorer som både inverkar negativt på reliktböck. Källa Historiska ortofoton och Ortofoto IR 0,5 m 2019 ©Lantmäteriet.



Figur 28. Brun guldbagge (*Protaetia marmorata*). Illustration av Ellinor Scharin Ekologigruppen AB.
Figur 29.

Brun guldbagge i ädellövmiljöer

För att analysera spridningssamband för insekter kopplade till gamla ädellövträd i Åkersberga med omnejd har bladhorningen brun guldbagge (*Protaetia marmorata*) använts som fokusart (Figur 28). Arten lever framförallt i gamla hålträd av ek, men påträffas även i andra trädslag. Arten flyger gärna och påträffas ofta kringflygande i miljöer där den finns etablerad.

Arten förekommer sparsamt i Österåkers kommun. I ArtDatabankens rapportsystem Artportalen är arten rapporterad från ett fåtal områden i kommunen som söder om Rydbo och i utkanten av Åkersberga tätort (Figur 30).

Ekologi

Brun guldbagge är en tämligen stor (ca. 2-2,5 cm lång) skalbagge från familjen bladhorningar. Arten känns lätt igen på sin storlek, kombinerat med den glänsande grönaktigt bruna färgen på täckvingarna, som också har små spridda fläckar av gulaktiga hår. Arten är knuten till gamla hålträd av framförallt ek, men påträffas även i andra trädslag av ädellövträd. Den bruna guldbaggens larver lever i mulmen, den lösa massa som fyller värdträdets hålighet (Figur 30). Larverna utvecklas under flera år och gnager på veden som omger stamhället, för att slutligen förpuppas i en kokong av vedfragment och ekskrementkorn. I samma miljöer förekommer också ett stort antal andra sällsynta och rödlistade insekter, varför brun guldbagge utgör en god indikatorart för ädellövskogsområden med höga naturvärden. Arten förekommer framförallt i östra Sverige, och har sin huvudsakliga utbredning i östra Svealand och kustområden i östra Götaland. Arten var tidigare rödlistad i Sverige, men är idag listad som livskraftig, även om det förekommer indikationer på att arten minskar i landet (Artdatabanken 2017). Skalbaggen flyger gärna, men dess spridningsförmåga och förflyttning genom landskapet är inte studerad i detalj. Studier indikerar dock att viss spridning över en kilometer förekommer och att den tycks vara betydligt mer spridningsbenägen än exempelvis läderbagge, en rödlistad art som förekommer i samma livsmiljöer, men som har mycket begränsad spridningsförmåga (Oleksa et al. 2013, Ranius & Hedin 2000).



Figur 30. Observationer av brun guldbagge rapporterade på Artportalen mellan 1990-2020. Observera att inrapporteringen på Artportalen tenderar att vara högre från tätbefolkade områden och välbesökta friluftsområden och representerar således ingen absolut sanning för artens utbredning i kommunen.



Figur 31. a) Hålträd med insektsgnag. b) Utspilld mulm tillsammans med ekskrementer av brun guldbagge. Foto Erik Zachariassen, Ekologigruppen AB

Modellering av habitatnätverk

Livsmiljöer och värdering

Livsmiljön för brun guldbaggens utgörs av ett ädellövträd med död ved och håligheter i stammen. Det är dock strukturer som oftast inte finns väl dokumenterade i befintliga underlag, men genom att väga in faktorer som beståndsålder och naturvärde kan lämpliga livsmiljöer kartläggas med relativt hög säkerhet. Till spridningsanalysen för brun guldbagge valdes livsmiljöer utifrån följande kriterier:

- Skyddsvärda ädellövträd från utförda trädinmätningar
- Områden med förekomst av skyddsvärda ädellövträd
- Skogsstyrelsens nyckelbiotoper
- Skogsstyrelsens naturvärdesobjekt
- Andra ädellövskogsområden
- Naturvärdesobjekt identifierade vid naturvärdesinventeringar och flygbildstolkning.

Livsmiljöerna togs fram ur befintliga underlag, både i punkt- och ytformat. För vissa ytbaserade underlag gjordes dessutom överlagringsanalyser i GIS med andra underlag för att kartlägga specifika biotoper, exempelvis gammal ädellövskog. Avslutningsvis hade 1797

stycken geografiskt avgränsande livsmiljöer i varierande storlek kartlagts inom analysområdet för brun guldbagge (figur 35).

För att i analysen väga in livsmiljöernas skilda kvaliteter för brun guldbagge tilldelades de ett habitatvärde. Eftersom brun guldbagge är beroende av död ved och svampangripna äldre ädellövträd, har områden där detta kan antas troligt förekommande värderats högre, medan andra områden värderats lägre. Då livsmiljöerna kommer från både yt- och punktbaseade dataunderlag användes två beräkningsmetoder för att uppskatta habitatvärdet. För ytbaserade objekt motsvarar värdefaktorn objektets bedömda naturvärde och storlek. För punktbaseade objekt, vilket representerar enskilda träd, har värdefaktorn beräknats genom värdering och summering av enskilda faktorer (omkrets, hålträd, mulmförekomster och död ved) hos det inventerade trädet. För mer detaljer kring värderingen av livsmiljöer för brun guldbagge se bilaga 1. I Figur 32 åskådliggörs de identifierade livsmiljöer graderade efter habitatvärde.

Spridningsavstånd

Artens maximala spridningsavstånd sattes till 1,5 km vilket bedömdes representera långväga förflyttningar. Därtill applicerades en sannolikhetsfaktor för lyckad spridning, vilket i detta fall var 0,9 (90 %) vid 300 meter, och som därefter sjönk med ökat avstånd och vice versa. Avstånden där sannolikheten är över 90 % representerar mycket troliga spridningssamband, inte bara för brun guldbagge utan även för andra mer spridningsbegränsade ädellövträdslevande insekter, exempelvis läderbagge. Eftersom lite är känt om artens spridningsförutsättningar applicerades schablonvärden för hur den rör sig genom landskapet där den bedömdes förflytta sig obehindrat genom öppna naturliga miljöer och lövdominerade skogar, med viss svårighet över barrdominerad skog och ogärna över urban hårdgjord mark. Analysresultaten bör således ses som en indikation snarare än en exakt representation av artens spridningsförutsättningar. Motståndstillämpningen beskrivs närmare i Bilaga 1.

Resultat

Resultaten från spridningsanalysen för brun guldbagge redovisas i figur 30-35. I Figur 34 redovisas habitatnätverket med kartlagda livs-

miljöer graderade efter habitatvärde och centralitet i nätverket, spridningssamband och de viktigaste spridningskorridorerna för utredningsområdet med fokus på Österåkers kommun. I Figur 36 jämförs spridningsanalysen för Österåker med den regionala spridningsanalysen för Stockholms län som genomfördes 2017 (Ekologigruppen 2017).

Habitatnätverket

Analysresultaten för brun guldbagge visar på ett relativt väl sammanbundet habitatnätverk i Österåkers kommun med flera kopplingar söderut in i Vaxholm kommun och en koppling norrut mot Vallentuna kommun utmed Garnsvikens västra strand. Nätverket följer inte oväntat de gamla odlingslandskapet eftersom lämpliga livsmiljöer generellt återfinns där, medan de tätare barrskogarna i de nordvästra och nordöstra delarna av kommunen helt ligger utanför.

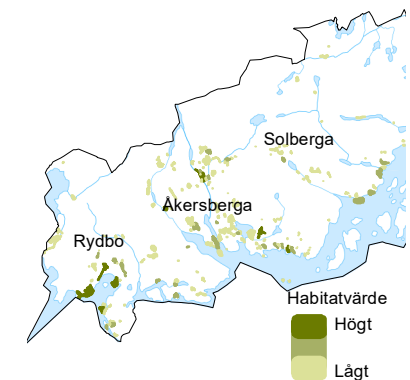
En tydlig spridningskorridor som bedömts som särskilt viktig löper mellan Vaxholm i söder, genom Åkersberga tätort, upp mot Spånlot och Grindmossen och vidare ner mot Skärgårdstad vid kusten (Figur 33 och Figur 34).

I de yttre delarna av utredningsområdet i Täby och Vallentuna kommun och kring Ullnasjön har flera mindre habitatnätverk identifierats. De saknar dock samband till det större habitatnätverket som löper genom Österåkers kommun eftersom avstånden mellan dem överstiger det maximala spridningsavståndet.

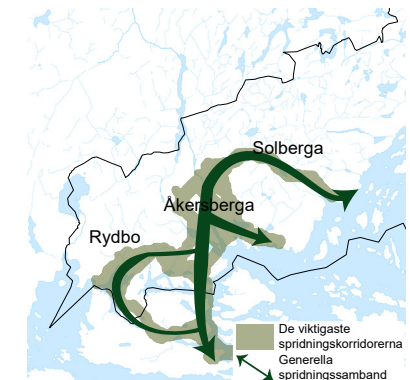
Analysresultaten för de enskilda livsmiljöerna visar också att de 30 % viktigaste livsmiljöerna återfinns i det större om mer sammanbundna habitatnätverket som går genom Österåkers kommun. Det är inte oväntade resultat eftersom fördelningen av livsmiljöer här är tätare vilket medför att de livsmiljöer som ingår i detta nätverk har en större inverkan på konnektiviteten i utredningsområdet.

Svaga samband och brister

Spridningsförutsättningarna i habitatnätverken är en produkt av antalet och den rumsliga fördelningen av livsmiljöer i landskapet. En högre täthet av livsmiljöer inom korta avstånd har en positiv inverkan på spridningsförutsättningarna och ju kortare avstånd desto bättre eftersom det även gynnar mer spridningsbegränsade arter som



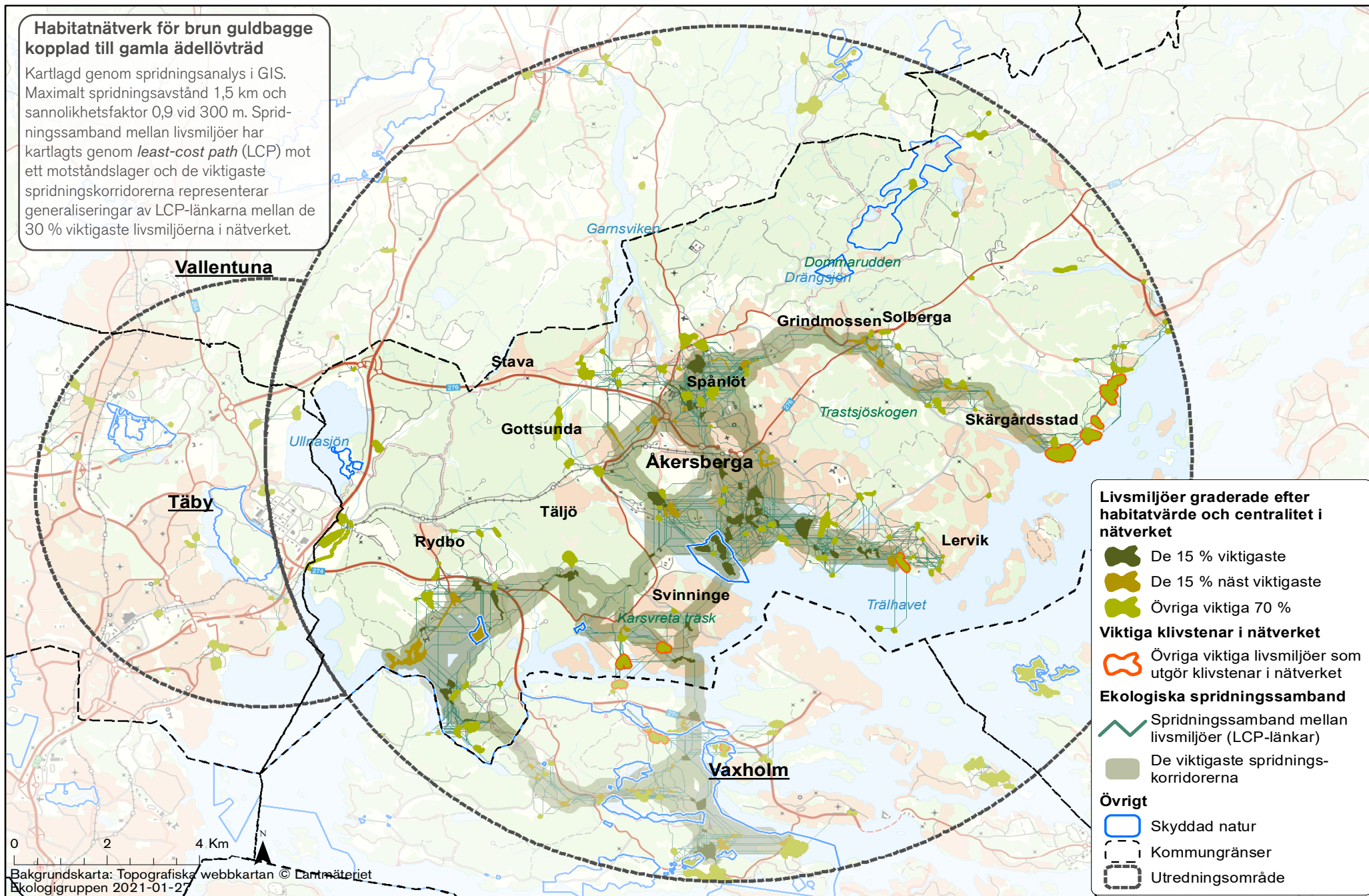
Figur 32. Kartlagda livsmiljöer för brun guldbagge inom utredningsområdet i Österåker kommun. Livsmiljöerna är graderade efter habitatvärde.



Figur 33. Generella spridningssamband för brun guldbagge i Åkersberga med omnejd.

Habitatnätverk för brun guldbagge kopplad till gamla ädellövträd

Kartlagd genom spridningsanalys i GIS. Maximalt spridningsavstånd 1,5 km och sannolikhetsfaktor 0,9 vid 300 m. Spridnings samband mellan livsmiljöer har kartlagts genom *least-cost path* (LCP) mot ett motståndslager och de viktigaste spridningskorridorerna representerar generaliseringar av LCP-länkarna mellan de 30 % viktigaste livsmiljöerna i nätverket.



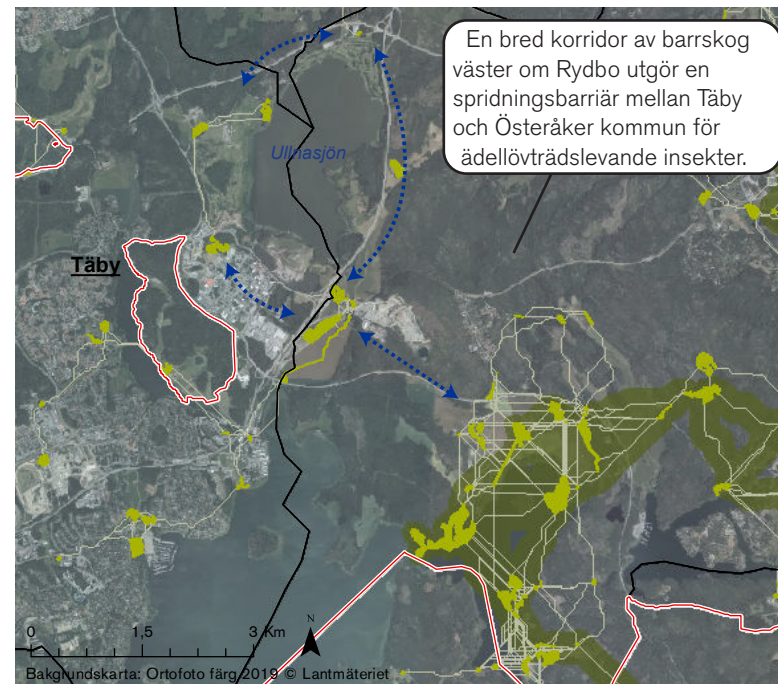
Figur 34. Habitatnätverk för brun guldbagge med livsmiljöer graderade efter habitatvärde och centralitet i nätverket samt de ekologiska sambanden mellan dem. Baserat på analysresultaten har de viktigaste spridningskorridorerna kartlagts, vilka utformats för att mer pedagogiskt åskådliggöra de livsmiljöer och spridningssamband som bedömts vara av särskild betydelse för konnektiviteten i nätverket.

exempelvis läderbagge. Inom detta utredningsområde återfinns det tydligaste bristområdet mellan Rydbo och Täby kommun, vilket behandlades i kommande avsnitt. Avsaknaden av mellankommunala spridningssamband i detta område beror i huvudsak på korridoren av barrskog som utgör en spridningsbarriär och avsaknaden av livsmiljöer inom det maximala spridningsavståndet.

I Österåkers kommun är barrskog den dominerande naturtypen, vilket oundvikligen inverkar på antalet och den rumsliga fördelningen av livsmiljöer för brun guldbagge, och således de ekologiska sambanden mellan dem. Det medför att ett lika omfattande habitatnätverk som för reliktböck och talltita ej är att förväntas för brun guldbagge, trots detta visar analysresultaten på ett generellt väl sammanbundet habitatnätverk. Det finns dock partier i nätverket där sambanden är svagare. Ett sådant parti återfinns i spridningskorridoren som löper mellan Spänlöt och Grindmossen, mellan vilka spridningsavståndet är nära det maximala och upprätthålls av ett fåtal livsmiljöer. Det gör spridningssambandet känsligt mot förändringar, exempelvis att livsmiljön försvinner, eftersom det kan medföra att sambandet helt bryts (Figur 34).

De ekologiska sambanden mot Täby kommun

Väster om Rydbo i utredningsområdet har endast ett fåtal livsmiljöer för brun guldbagge kartlagts inom utredningsområdet. Mellan de kartlagda livsmiljöerna i Täby kommun och kring Ullnasjön finns enligt analysresultaten inga spridningssamband till det större nätverket i Österåkers kommun. Detta eftersom avståndet dem emellan överskrider det maximala spridningsavståndet på 1,5 km. Avsaknaden av samband beror dels på en naturlig barriär av barrskog lokaliserad mellan Ullnasjön och centrala Österåker (Figur 35), och antropogena barriärer i form av hårdgjorda områden söder om Ullnasjön (Arninge) som förhindrar spridning mellan livsmiljöerna väster om Ullnasjön med de söder om sjön. I Figur 36 som visar de regionala habitatnätverket för ädellövträdslivande insekter framgår att i Täby och Vallentuna kommun är spridningsförutsättningarna för brun guldbagge och andra ädellövträdslivande arter generellt dåliga på grund av bristen på och den rumsliga fördelningen av livsmiljöer, således är avsaknaden av interkommunala samband runt Ullnasjön inte oväntade. De viktigaste interkommunala sambanden för



Figur 35. Inzoomad kartbild som visar kommungränsen mellan Österåker och Täby söder om Ullnasjön mot ett ortofoto. En korridor av barrskog väster om Rydbo bedöms vara den huvudsakliga orsaken till att spridningssamband saknas in mot Täby kommun.



detta habitatnätverk går istället söderut via Vaxholm kommun som ingår i ett viktigt regionalt spridningssamband som går hela vägen ner till centrala Stockholm (Figur 34).

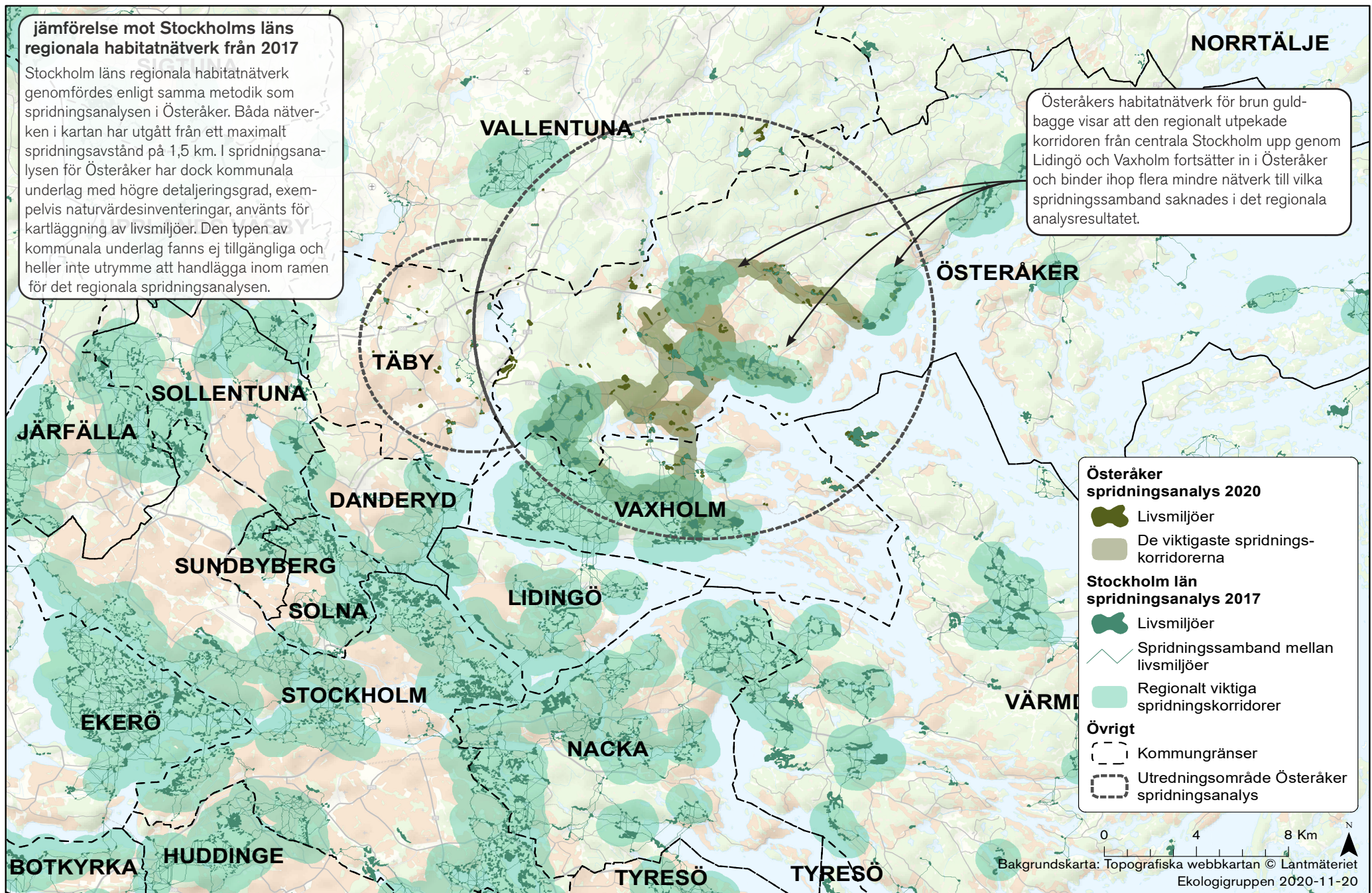
Jämförelse mot det regionala habitatnätverket

Vid jämförelse mot det regionala habitatnätverket för Stockholm län (Figur 36) åskådliggörs något intressant, nämligen att spridningsanalysen för Österåker fyller igen luckor i det regionala habitatnätverket. Spridningsanalysen för Österåker visar att spridningssamband för den regionalt utpekade spridningskorridoren som går norrut från Stockholm stad, via Lidingö över Askrikefjärden upp mot Vaxholm fortsätter in i Österåker, binder ihop flera mindre nätverk som i det regionala spridningsanalysen bedömts som isolerade enheter.

Det visar att en utredning som denna, på lägre skala och baserat på mer kvalitativa underlag utgör ett viktigt komplement för att synliggöra och förstå spridningssambanden även på regional nivå.

Teckenförklaring för figurer på detta uppslag

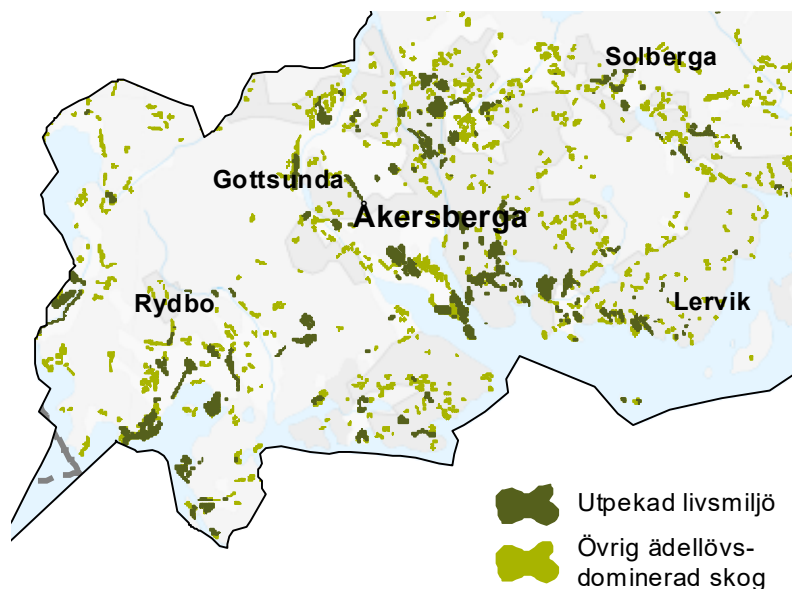
-  Livsmiljöer
-  Spridningssamband mellan livsmiljöer
-  De viktigaste spridningskorridorerna
-  Spridningssamband saknas



Figur 36. Habitatnätverket för brun guldbagge med utpekade livsmiljöer och den viktigaste spridningskorridoren jämfört mot den regionala spridningsanalysen för ädellövtrådslevande insekter från 2017 (Ekologigruppen, 2017).

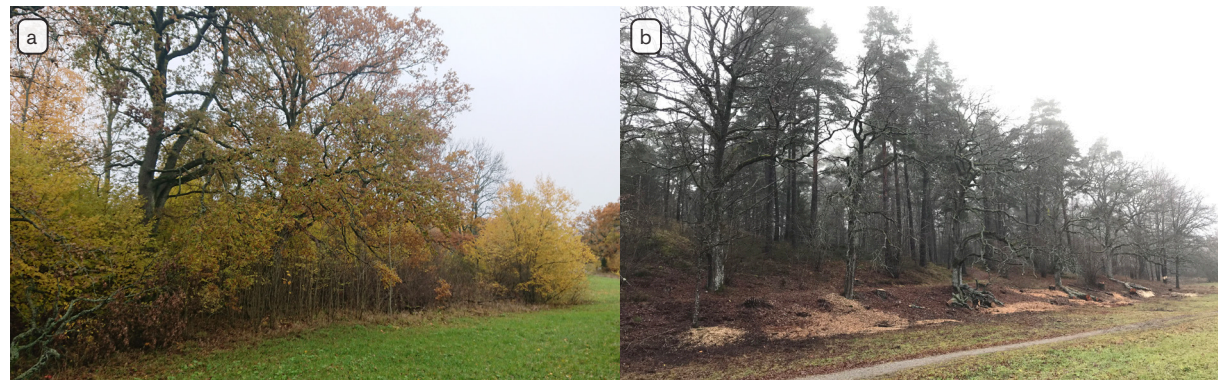
Utvecklingsmöjligheter

Som tidigare nämnt visar analysresultaten för brun guldbagge på ett relativt väl sammanbundet habitatnätverket kring Åkersberga med omnejd, vilket innebär att många av de kartlagda livsmiljöerna återfinns inom det maximala spridningsavståndet på 1,5 km. För att kartlagda spridningssamband dock ska bibehållas och utvecklas är det primärt att säkerställa förekomsten av lämpliga livsmiljöer även över tid. Det skulle kunna göras genom riktade insatser där företrädesvis ädellövsmiljöer som är strategiskt lokaliserade bevaras och utvecklas. Ädellövsmiljöer eller solitära ädellövträd lokaliserade mellan utpekade livsmiljöer skulle exempelvis kunna utgöra strategiskt lokaliserade områden, eftersom de kan stärka befintliga eller skapa nya spridningssamband. Det bör återigen nämnas att brun guldbagge har relativt goda spridningsförutsättningar jämfört mot andra ädellövträdslivande insekter, exempelvis läderbagge, således skulle det vara gynnsamt för hela habitatnätverket ifall avstånden mellan livsmiljöer kortades ner. Exempelvis visar en jämförelse av utpekade livsmiljöer mot Österåkers Biotopdatabas steg 1 i Figur 37 att det kring Åkersberga med omnejd finns flera ädellövsmiljöer,



Figur 37. Utpekade livsmiljöer för brun guldbagge jämfört mot ädellövsdominerad skog enligt Biotopdatabasen steg 1 inom utredningsområdet i Österåker.

vilka på sikt skulle kunna utvecklas till livsmiljöer. Beakta dock att potentiella områdens förutsättningar att utvecklas till livsmiljöer



Figur 38. a) Igenväxande skogsbryn med ek. Det täta underskiktet gör att ekstammarna inte kommer i kontakt med solljus, vilket är negativt för många ädellövträdslivande arter. Från Farstanäset i Stockholm. Foto Tim Schnoor, Ekologigruppen AB. b) Friställning av ek i skogsbryn. Genom bortrensning av underskiktet har ekarna friställts. Död ved har lämnats på platsen som faunadepåer. Från Farstanäset i Stockholm. Foto Rikard Anderberg, Ekologigruppen AB.

behöver fältbesökas och utvärderas i större detalj.

För att ädellövsmiljöer ska utveckla de kvaliteter som brun guldbagge och även många andra ädellövträdslivande arter kräver (solbelysta stammar, håligheter i stam och död ved) kan de behövas en naturvårdsskötsel som gynnar den utvecklingen. Exempel på sådan naturvårdsskötsel kan vara friställning och återkommande slyröjning så att stammarna blir solbelysta, och kvarlämnande av död ved som faunadepåer (Figur 38). Detta kan även tillämpas på befintliga livsmiljöer för att förbättra dem och säkerställa förekomst av ek-efterträdare så att livsmiljöns kapacitet bibehålls även i framtiden. Även hävd med bete eller slätter kan vara värdefulla skötselinsatser med stor positiv inverkan. Dessa insatser kan med fördel göras på flera ställen i nätverket, men kan göra störst positiv verkan i områden där befintliga samband är svagare, exempelvis söder om Grindmossen och på så vis stärka sambanden i denna korridor som dessutom utgör en del av en utpekad regional korridor.



Figur 39. Mulmholk av ekstock, invändigt urgröpt och med tillfört sågspån av ek för att efterlikna materialet i en ihålig ek. Mulmholkar kan även göras av virke. Foto Ulrika Hamrén, Ekologigruppen AB.



Figur 40. Vårsidenbi flyger tidigt på våren och är beroende av tidigblommande växter. Foto Magnus Nilsson, Ekologigruppen AB

Specialiserade pollinatörer i blommande marker

Pollinatörer är djur, i Sverige och övriga Europa främst insekter, som hjälper växter genom att sprida deras pollen. Pollinatörer har en avgörande betydelse för frösättning och fortlevnad hos många arter av blommande växter. Minst tre fjärdedelar av alla blommande odlade och vilda växtarter är helt eller delvis beroende av insektpollinering (Dänhardt et al. 2013). Växterna ger i sin tur frön och bär som andra djur är beroende av. Pollineringen bidrar till fler blommande växter, fler insekter, fler fåglar, fler rovdjur samt större skördar, högre artdiversitet och högre upplevelsevärden.

Pollineringen blir oftast bättre om det finns en mångfald av pollinatörer vilket innefattar en mängd olika artgrupper, såsom vildbin (samlingsbegrepp för humlor och solitära bin), fjärilar och blomflugor, liksom arter med olika födosökstrategier, som generalister och specialister. Specialister är arter med särskilda krav på värdväxter eller val av boplatser. Utöver artmångfald behövs en så kallad funktionell mångfald, där olika arter/artgrupper kompletterar varandra och på så vis uppfyller det samlade behovet av pollinering. Den funktionella mångfalden behövs eftersom olika växter blommar vid olika tidpunkter, och att vissa har utvecklat komplicerade samspel med vissa pollinatörer och så vidare. En mångfald av arter är också särskilt viktigt när ekosystemen påverkas hårt av både förändringar i landskapet och i klimatet. Ekosystemens förmåga att hantera yttre störningar kallas för resiliens. Det finns också bevis för att mellanårsvariationen i antal pollinatörer blir mindre när pollinatörssamhället består av flera arter, vilket medför jämnare och mer tillförlitlig pollinering med mindre mellanårsvariationer (Bommarco et al. 2012)

På senare år har flera vetenskapliga studier visat att pollinerande insekter har minskat, både i antal och i mångfald, särskilt i regioner som domineras av ett intensivt jordbruk (Biesmeijer et al. 2006). En svensk studie visade på drastiska förändringar i humlesamhällets artsammanställning de senaste 70 åren. Särskilt märks att förekomsten av långtungade humlor minskar, till följd av en flora som blivit alltmer dominerad av några få arter - istället för en varierad flora med både grunda och djupa blommor. Följden av denna förändring är

sämre pollinering och följaktligen en mindre och mer variabel skörd mellan år (Bommarco et al. 2012). Ytterligare förändringar i landskapet som inverkat negativt på många pollinerande insekter är ökad näringsbelastning och igenväxning. Detta återspeglas även i den nationella rödlistan där ett stort antal pollinerande insekter återfinns (Borgström et al. 2018). Av landets 299 vildbiarter finns en tredjedel på rödlistan, varav specialister är överrepresenterade eftersom de är särskilt känsliga för förändringar i livsmiljön som innebär att möjligheten att tillgodose något av artens behov minskar. Även en femtedel av landets 2645 fjärilsarter är placerade på den nationella rödlistan.

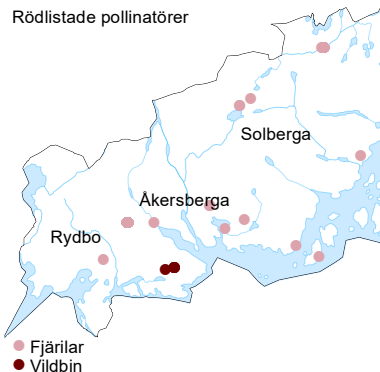
Inom utredningsområdet för Österåkers kommun har rödlistade vildbin och fjärilar observerats på flera platser kring Åkersberga med omnejd, i miljöer med blommande växter (Figur 41).

Eftersom pollinerande insekter är en stor och divers grupp och eftersom just specialiserade vildbin och fjärilar uppvisat störst negativ trend har denna studie fokuserat på just dessa och de ekologiska sambanden mellan lummiga urbana och naturligt präglade pollineringsmiljöer med fokus på spridningen mellan delpopulationer.

Ekologi

Som tidigare nämnt är pollinerade insekter en divers grupp, det gäller även om endast specialiserade vildbin och fjärilar beaktas. Gemensamt är dock att de behöver blommande marker med en mångfald av värdväxter och gärna strukturer i form av solexponerade sandblottor och död ved. I odlingslandskapet återfinns dessa framförallt i ängs- och betesmarker med lång hävdkontinuitet, åkerholmar och kantzoner och i naturliga miljöer som näringsrika ekskogar och hassellundar, samt busk- och våtmarker med videvegetation. Lämpliga miljöer kan även återfinnas i det urbana landskapet i lummiga villaträdgårdar, parker och koloniområden.

Pollinerade insekters spridningsförmåga skiljer sig också åt, men en viktig faktor för att förutse en arts ungefärliga flygavstånd (rörelser inom hemområde och maximala spridningsavstånd) har visat sig vara kroppsstorlek, det vill säga större arter rör sig generellt längre sträckor och vice versa (Greenleaf et al. 2007). Studier på humlor visar att de har en ungefärlig aktionsradie för födosök på ca 200–750 m (Benton, 2006; Persson et al. 2015; Red-



Figur 41. Observationer av rödlistade vildbin och fjärilar rapporterade på Artportalen mellan 1990-2020. Observera att inrapporteringen på Artportalen tenderar att vara högre från tätbefolkade områden och välbesökta friluftsområden och representerar således ingen absolut sanning för artens utbredning i kommunen.



Figur 42. Naturliga pollineringsmiljöer a) trädklädd betesmark med ek vid Svinninge. Foto: Rikard Anderberg Ekologigruppen. b) Silikatgräsmark med hästbete vid Smedby i Åkersberga. Foto: Stina Hällholm.

head et al. 2016). Spridning av drottningar mellan säsonger uppgår till minst 3-5 km (Lepais et al. 2010) medan genutbyte mellan delpopulationer regelbundet sker ända upp till 10 km (Dreier et al. 2014). Dagfjärilars rörlighet för att finna lämpligt habitat inom säsong har uppskattats till ca 300 m (Kuussaari et al. 2014), men många arter verkar röra sig ännu kortare sträckor än så i medeltal (till exempel Junker & Schmitt, 2010) och ett avtagande antal arter och individer av fjärilar har observerats i linjära element (smala gräsmarker) <500 m från större gräsmarker (Ekroos et al. 2013) och tycks således vara betydligt mer spridningsbegränsade än humlor.

Fjärilar flyger över gräsmarker och andra öppna områden, framför allt där nektarväxter finns, medan sluten skog utgör barriär (Kalarus et al. 2013). Både bin och fjärilar rör sig gärna längs med skogsbryn (Kalarus et al. 2013) och andra linjära element i landskapet (Junker and Schmitt, 2010). Vad som utgör barriärer för spridning är med andra ord också specifikt för olika arter. Även om en art teoretiskt sett kan flyga långt (störvuxna humlor), kan den beteendemässigt undvika att flyga över exempelvis vägar och öppna fält (Benton, 2006).

Modellering av habitatnätverk

Livsmiljöer och värdering

Till habitatnätverket för specialiserade vildbin och fjärilar var utgångspunkten att kartlägga miljöer som utgör födosöksområden, det vill säga miljöer med nektarrika växter. Eftersom boplatmiljö-

erna skiljer sig åt för olika arter och ofta kan utgöras av strukturer i landskapet (sandblottor, död ved etcetera), som är svåra att kartlägga på denna skala inkluderades de inte i analyserna. Det är dock inte orimligt att anta att boplatstrukturerna kan förekomma inom utpekade födosöksmiljöer.

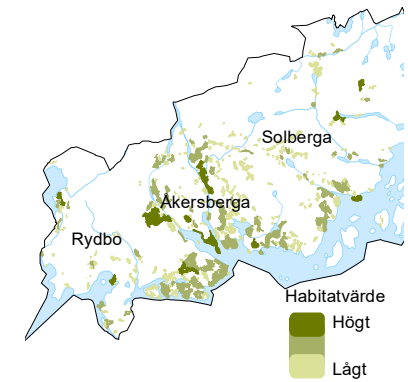
Livsmiljöerna valdes utifrån följande kriterier:

- Ängs- och betesmarker som ej kultiverats
- Åkerholmar och lövträdesrika skogsbryn
- Näringsrika ekskogar och ek- och hassellundar
- Taiga med bete eller där naturvärdet motiveras av förekomsten av strukturer av betydelse för pollinering, exempelvis nektarrika växter, vide eller solexponerad sand.

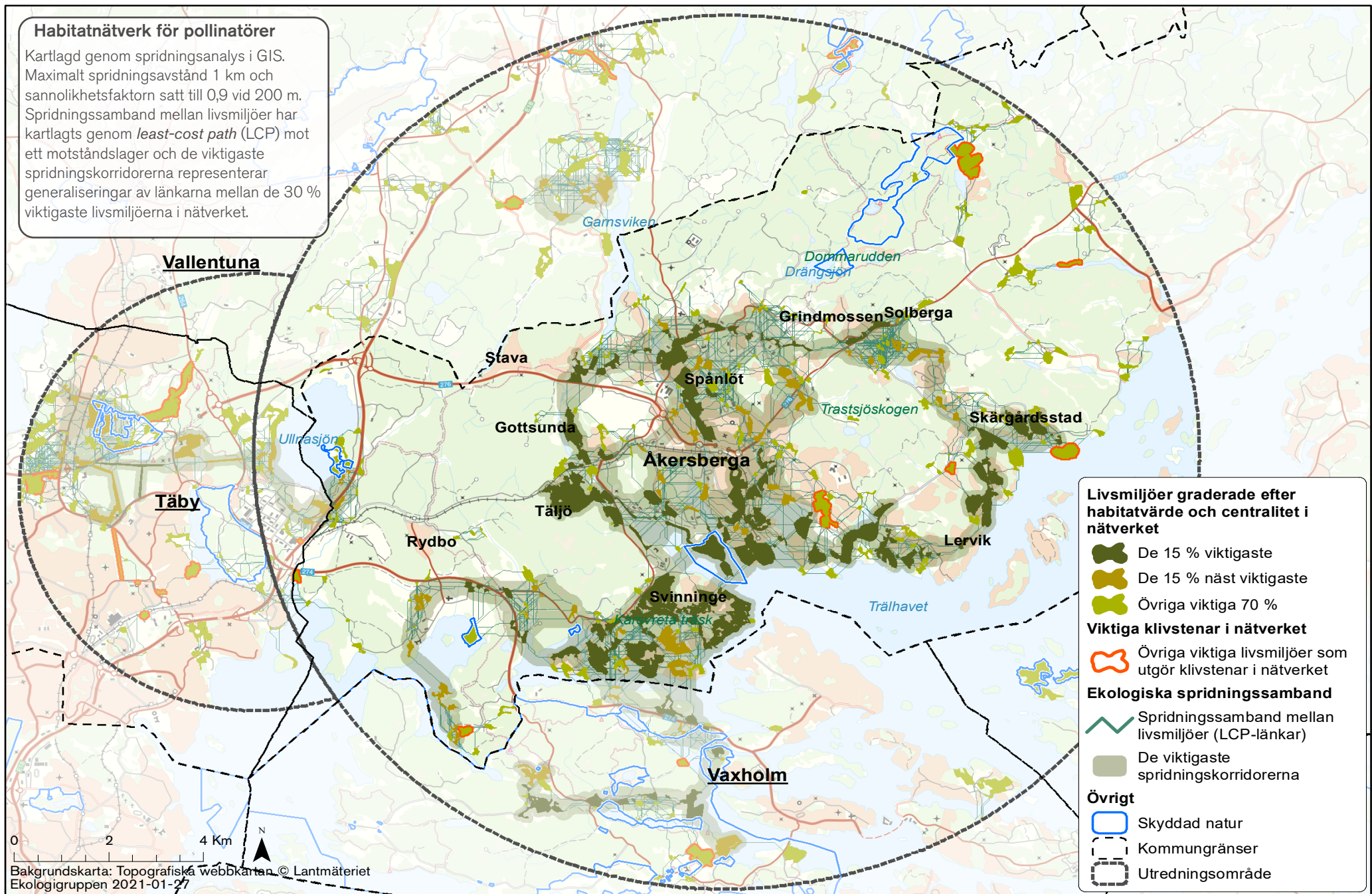
För att i analysen väga in livsmiljöernas skilda kvaliteter för pollinering tilldelades de ett habitatvärde bestående av två faktorer 1) områdets area och 2) bedömda funktion för pollinering. Naturliga pollineringsmiljöer som ängs- och betesmarker, lövträdesrika bryn, åkerholmar etcetera gavs högt värde och mindre naturliga pollineringsmiljöer som lummiga trädgårdar och koloniområden ett lägre. Det lägre värdet syftar till att vikta ner miljöer där osäkerheten är högre för huruvida en diversitet av nektarrika växter förekommer. Det slutgiltiga habitatvärdet erhöles genom att multiplicera de två ingående faktorerna. I bilaga 1 beskrivs värderingen i närmare detalj. Totalt identifierades 626 livsmiljöer vilka åskådliggörs i Figur 43 graderade efter habitatvärde.

Spridningsavstånd

Då spridningsförutsättningarna mellan livsmiljöer för pollinatörer livsmiljöer varierar från några hundratals meter för fjärilar upp till flera kilometer för vissa humlor applicerades avsiktligt ett kortare avstånd på 1 km på spridningsanalysen, i syfte att tydligt åskådliggöra habitatnätverkets svagheter. Därtill applicerades en sannolikhetsfaktor på 0,9 vid 200 meter vilket resulterar i att sannolikheten för lyckad spridning ökar vid kortare avstånd och vice versa. Spridningsanalysen syftar i huvudsak till att åskådliggöra spridning mellan livsmiljöer och delpopulationer, men med de kortare avstånden kan även aktivitetsområden för dagligt födosökande studeras.



Figur 43. Kartlagda livsmiljöer för specialiserade pollinering graderade efter habitatvärde.



Figur 44. Habitatnätverk för specialiserade pollinatörer med livsmiljöer graderade efter habitatvärde och centralitet i nätverket samt de ekologiska sambanden mellan dem. Baserat på analysresultaten har de viktigaste spridningskorridorerna kartlagts, vilka utformats för att mer pedagogiskt åskådliggöra de livsmiljöer och spridningssamband som bedömts vara av särskild betydelse för konnektiviteten i nätverket.

Resultat

I figur 41-43 redovisas habitatnätverket med kartlagda livsmiljöer graderade efter habitatvärde och centralitet i nätverket, spridnings-samband och de viktigaste spridningskorridorerna för utredningsom-rådet med fokus på Österåkers kommun.

Habitatnätverket

Analysresultaten för pollinatörer visar på ett relativt stort habitatnät-verk med goda spridningsförutsättningar centrerat kring Åkersberga med koppling söderut in i Vaxholm kommun genom Svinninge (Figur 44). Habitatnätverket för pollinatörer påminner om habitat-nätverket för brun guldbagge, vilket inte är ett oväntat resultat eftersom livsmiljöer för de två generellt återfinns i samma områden, det vill säga ute i odlings- och det gamla kulturlandskapet.

Baserat på analysresultaten har en spridningskorridor av särskild betydelse för nätverket kartlagts. Den binder samman livsmiljöer i och kring Åkersberga likt en liggande åtta. Från den går en bred korridor ner genom Svinninge och västerut till Rydbo och söderut till Vaxholm. I Figur 45 visas en generalisering av kartlagd spridnings-korridor.

Svaga samband och brister

Mot de perifera delarna av utredningsområdet har flera mindre kluster av livsmiljöer kartlagts och som ingår i egna mindre habitat-nätverk. Avståndet mellan dessa överstiger det maximala spridnings-avståndet på 1 km (vilket åskådliggörs i Figur 44 genom avsaknaden av spridningssamband). Det indikerar att spridningsförutsättning-arna mellan dessa områden är dåliga, i alla fall för de mer spridnings-begränsade arter som denna utredning utgår från. Så till vida kan flera av dessa områden antas vara isolerade kluster med mycket litet utbyte med de övriga, vilket gör de lokala populationerna mycket sårbara för förändringar eller särskilda händelser. De två större habi-tatnätverken av dessa är lokaliserat vid Garnsviken i Vallentuna kommun och i Täby kommun. Observera dock att habitatnätverket i Täby kan ha kopplingar västerut som inte syns inom detta utred-ningsområde.

De ekologiska sambanden mot Täby kommun

Likt analysresultaten för brun guldbagge saknas här interkommunala spridningssamband mellan Täby och Österåker. Det beror i huvudsak på stråket av barrskog som ligger väster om Rydbo och som utgör en naturlig barriär för de flesta pollinatörer, samt avsak-naden av livsmiljöer där mellan. Precis som för brun guldbagge är de interkommunala sambanden starkare söderut mot Vaxholms kommun där odlingslandskapet är mer framträdande.

Utvecklingsmöjligheter

Som tidigare nämnt utgör de största hoten mot många vilda polline-rare idag bristen på lämpliga livsmiljöer på grund av ett intensivt och homogeniserat jordbruk, igenväxning och/eller ökad näringsbelas-ting av blommande marker. För att bibehålla goda spridningsförut-sättningar i det identifierade habitatnätverket kring Åkersberga tätort är det således viktigt att säkra förekomsten av lämpliga livsmiljöer. I det kommunala arbetet kan detta göras genom att planera och för-valta åtgärder som syftar till att bevara en biologisk mångfald av pol-linatörer. Det behöver göras både på både lokal nivå och landskapsnivå, eftersom många arter påverkas av processer på flera skalor. I första hand bör man bevara naturliga livsmiljöer och i staden utöka och förbättra redan lämpliga biologiska strukturer genom att anpassa skötseln av området. Eftersom den lokala insekts-faunan under lång tid anpassats till de livsmiljöer som är naturliga lokalt, är bevarande av dessa miljöer det som gynnar mångfalden mest (Dick et al. 2011, Vaughan 2004). Det är således viktigt att motverka igenväxning, särskilt av områden som haft lång hävdkonti-nuitet.

I tätbebyggda områden kan skötseln av grönytor anpassas så att de efterliknar naturliga mer eller mindre permanenta livsmiljöer genom lågintensiv skötsel, vilket innebär att livsmiljöerna tillåts bli mer eller mindre permanenta, det vill säga att man undviker att bearbeta jorden, gräs (och ogräs) tillåts växa och torra grenar och död ved lämnas på platsen (Ahrné, 2008). I Figur 46 visas ett exempel från Oslo där en parkmiljö i staden genom riktad skötsel omvandlats till ängsmark. Områden med ängskaraktär bör inte slås förrän växter blommat färdigt och vildbina hunnit reproduceras sig, det vill säga under sensommar/tidig höst (Hopwood 2008; Dicks et al. 2011).



Figur 45. Generella spridningssamband för vildbin i Åkersberga med omnejd.



Figur 46. Bilden visar på ett exempel på anlagd äng i parkmiljö i Oslo och är en del av kommunens arbete med att säkra den biologiska mångfalden. I bilden syns bland annat prästkrage, gulklöver och gökblomster som många pollinatörer gillar. Foto Ekologigruppen AB

Låt också gärna områden som redan är ”vildvuxna” fortsätta vara det, detta gynnar flera artgrupper av pollinatörer och deras larver (Benton, 2006).

I andra hand kan man även skapa nya livsmiljöer med både bo- och födosökskvaliteter. Det kan med fördel göras på strategiska platser i landskapet så att spridningssamband stärks eller skapas, exempelvis mellan till synes isolerade kluster av livsmiljöer utanför staden. Det skulle medföra att värdet och resiliensen hos enskilda livsmiljöer, men också i nätverket som stort ökar (Benton, 2006). I figur 44-46 visas exempel på ”skapade” miljöer i staden som kan gynna pollinatörer.



Figur 47. Död ved som lämnar kvar som en faunadepå kan utgöra viktiga boplatser för flera pollinatörer och andra organismer.



Figur 48. Privata odlingar i trädgårdar och koloniområden samt handelsträdgårdar kan ha stor betydelse som födosöksområden för stadens pollinatörer. Foto Ekologigruppen AB

Sammanställning av de ekologiska sambanden

Värdetrakter

För att ge en samlad bild av de ekologiska sambanden inom utredningsområdet i Österåker har de 30 % viktigaste livsmiljöerna för respektive fokusart sammanförts i en karta (Figur 48). Utifrån det har områden avgränsats kring Åkersberga med omnejd där livsmiljöer för minst tre fokusarter förekommer. De kallas värdetrakter eftersom de bedöms utgöra källområden för spridning för flera arter och är således av särskild betydelse för de samlade ekologiska spridningssambanden och den biologiska mångfalden i kommunen. Nedan följer en kort beskrivning av de identifierade värdetrakterna.

1. Rydbo med omnejd

Området domineras av ett skogs- och odlingslandskap, men är till viss del också exploaterat och skogsbruk är påtagligt. Det bedöms utgöra en värdetrakt eftersom livsmiljöer för alla fokusarter förekommer, vilket indikerar dels att området har stor betydelse för konaktiviteten, dels på förekomst av höga naturvärden.

Eftersom platsen tillhör ett av kommunens utvecklingsområden för nya bostäder och verksamheter är det viktigt att i planeringsfasen försöka minimera ingrepp som inverkar negativt på kartlagda livsmiljöer i området. I synnerhet i gammal barrskog eftersom talltitan liksom flera andra barrskogsfåglar behöver sammanhållen skog. Strukturer som solbelyst tall och ädellövträd bör bevaras som element i den urbana grönstrukturen.

2. Täljö-Gottsunda

Landskapet väster om Täljö och Gottsunda domineras av barrskog, men söder om Roslagsbanan i Täljö finns ett exploaterat område med äldre lummiga trädgårdar och norr om Roslagsbanan finns ett utpräglat odlingslandskap. Det bedöms utgöra en värdetrakt främst för att större sammanhängande skogar av betydelse för talltita förekommer, men likväl strukturer för reliktbock. I det bebyggda området och odlingslandskapet finns dessutom lummiga miljöer och

strukturer som gynnar både brun guldbagge och pollinerare.

Även detta område är ett av kommunens utvecklingsområden för nya bostäder och verksamheter. Eftersom det mest framträdande för värdetrakten är de sammanhängande äldre barrskogsområdena bedöms dessa vara de viktigaste att beakta i samband med planläggningsarbete, i synnerhet att motverka ytterligare fragmentering.

3. Österkär & Näsuddens naturreservat

Utpräglat odlingslandskap och villabebyggelse som hyser stora värden för pollinerare, men även strukturer för brun guldbagge och reliktbock. De viktiga strukturerna utgörs främst av solitära solbelysta tallar och ädellövträd bland villabebyggelsen, vilket indikerar att även bebyggd mark kan hysa och skötas på ett vis som gynnar flera arter. Eftersom dessa strukturer här framförallt står på privat mark kan det vara svårt att säkerställa deras förekomst över tid, men på den mark som sköts av kommunen bör skyddsvärda träd skötas och potentiella efterträdare bevaras eller planteras.

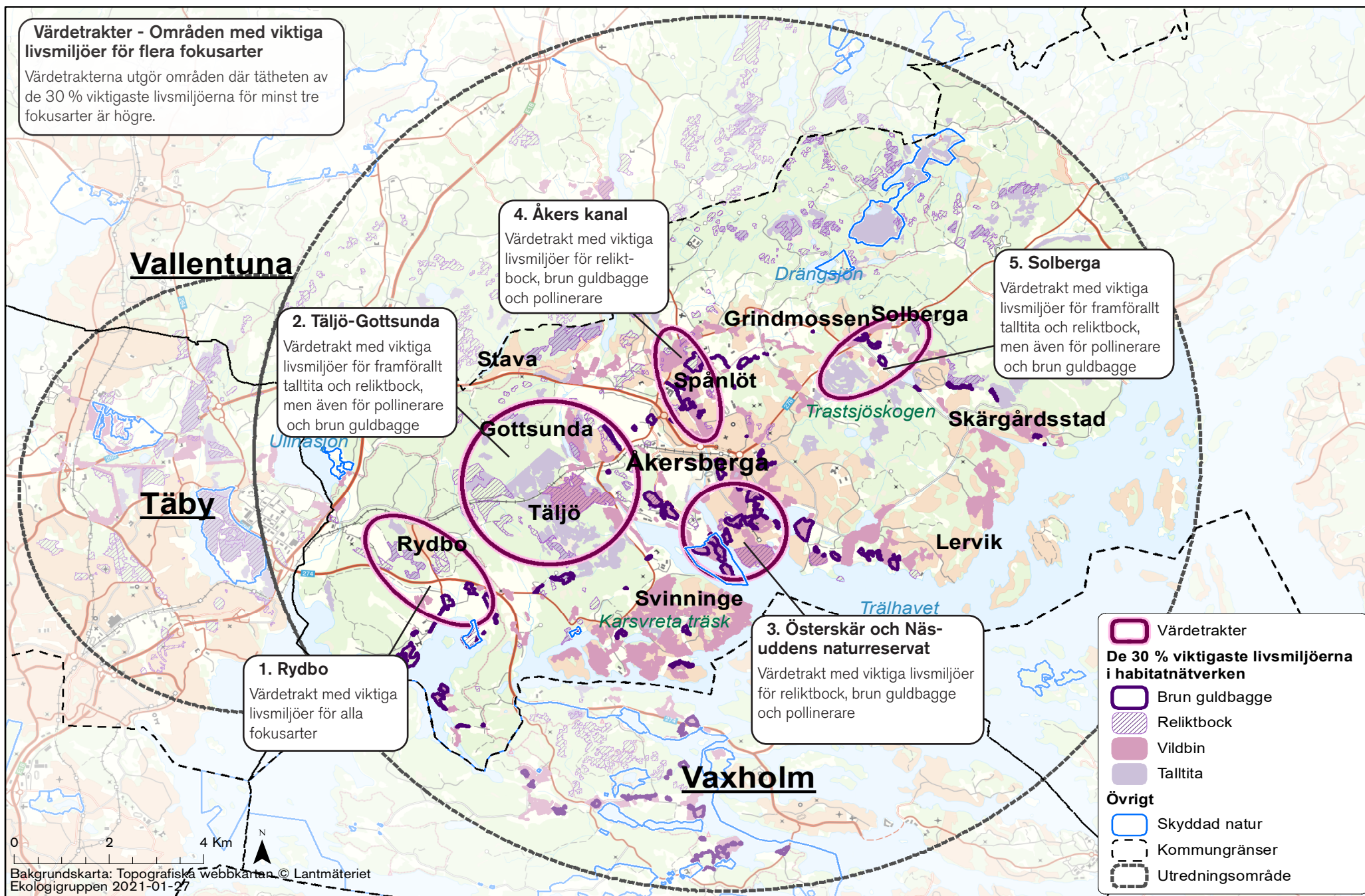
Näsuddens naturreservat utgörs av betesmarker med rik flora och fauna som inte minst gynnas av den långa hävdkontinuiteten. Även ädellövträd förekommer på betesmarkerna. Eftersom platsen är skyddad finns inga risker att marken tas i anspråk för andra syften, därför bedöms det viktigaste vara att bibehålla skötseln och förekomst av efterträdare för ädellövträden.

4. Åkers kanal

Utmed Åkers kanal finns flera miljöer och strukturer som pekats ut som särskild viktiga för reliktbock, brun guldbagge och pollinerare. Det är också ett populärt rekreationsområde och visar på hur intressen för människor och små djur kan samsas om samma områden. Platsen bör fortsättningsvis ha samma karaktär med mörka lummiga miljöer och ljusa öppna miljöer om vartannat.

Här skulle en experimentyta för pollinatörer kunna anläggas, vilket också skulle kunna ha ett viktigt utbildningsyfte för kommunens skolor. Även efterträdare av ädellövträd och tall borde säkerställas.

Eftersom det är ett populärt rekreationsområde idag kan antas att besöksstrycket kommer att öka i framtiden i och med den växande befolkningen, likaså slitaget i parken. Det är därför viktigt att imple-



Figur 49. Avgränsning av vårdetrakter, vilket är områden där livsmiljöer för minst tre fokusarter förekommer.

mentera en skötsel som gynnar både natur och människor.

5. Solberga

Solberga med omnejd domineras av ett utpräglat skogs- och odlingslandskap. Det bedöms utgöra en värdeakt efter som livsmiljöer för alla fokusarter förekommer, vilket indikerar dels att området har stor betydelse för konnektiviteten vidare österut.

Liksom för värdeakt kring Täljö-Gottsunda bör framförallt de sammanhängande barrskogsområdena beaktas här, det vill säga motverka ytterligare fragmentering av idag sammanhållna äldre barrskogsområden. Därutöver bör ädellövsmiljöer och blommande marker beaktas eftersom platsen ur ett kommunalt perspektiv har ett strategiskt läge för konnektiviteten runt Trastsjöskogen för brun guldbagge och pollinatörer.

Hur ska analysresultaten användas

Analysen av habitatnätverken och spridningssambanden i den här rapporten ger en bild av vilka delar av landskapet som olika fokusarter utnyttjar. Det indikerar också i vilken utsträckning landskapets livsmiljöer är sammankopplade, beroende på organismers spridningsförmåga, och ger alltså en bild av hur funktionellt nätverket av en viss biotop eller livsmiljö är i landskapet. En funktionell grön infrastruktur är en förutsättning för upprätthållandet av kommunens biologiska mångfald. Med hjälp av kartläggningen är det möjligt att bevaka och bevara särskilt viktiga områden samt sätta in rätt åtgärder på rätt plats där brister har identifierats.

Identifiering av strategiska värdefulla livsmiljöer

Kartläggningen redovisar en modell av landskapets förutsättningar för olika fokusarter. Analyserna av habitat och spridningssamband har till uppgift att peka ut var i landskapet det finns särskilt värdefulla livsmiljöer utifrån fokusarternas perspektiv, och var det finns särskilt viktiga samband som kan fungera som spridningskorridorer mellan livsmiljöerna. I rapporten presenteras även livsmiljöer, spridningssamband, klivstenar och värdetrakter, det vill säga områden som är särskilt viktiga för en sammanhållen grön infrastruktur. Det ska tilläggas att urvalet av livsmiljöer från de skilda underlagen under bearbetningen av materialet genom gått flera generaliseringar. Detta har sedan använts för att skapa en modell av den gröna infrastrukturen för valda fokusarter, och kan därför avvika från de faktiska förhållandena på en plats. Under mer detaljerat arbete med ett område som pekats ut i denna rapport behöver analysresultatet kompletteras och kontrolleras i fält.

Identifiering av bristområden

Kartläggningen presenterar generella bristområden och svaga spridningssamband. Dessa kan utläsas i rapportens kartor på platser med

stor avsaknad av habitat och spridningslänkar. Bristområden där den gröna infrastrukturen bedöms som svagare är viktiga för att visa på behovet av att förvaltning och var förstärkningsåtgärder behöver tillskapas. Generellt kan man säga att kortare spridningsavstånd åter speglar en starkare grön infrastruktur och vice versa.

Identifiering av lägen för åtgärder

I områden som utgör bristområden och svaga samband kan det vara aktuellt att återskapa habitat för fokusarter för att stärka den sammanhållna gröna infrastrukturen i området. Inför ett sådant arbete är det viktigt att se till den reella bristen, det vill säga områdena är sammankopplade med kringliggande grönstruktur, samt utreda vilka åtgärder som är särskilt lämpliga på den specifika platsen.

Underlag i beslutsprocessen

Resultaten kan fungera som stöd för beslut kring restaurering och skötsel av livsmiljöer för de skilda fokusarterna. De kan också utgöra ett underlag för planering och förvaltning av kommunens gröna infrastruktur, samt för strategiska beslut kring bebyggelseutveckling och kompensation av naturvärden.

Användning av relaterade GIS-filer

Utöver rapporten och kartorna tillhandahålls följande GIS-filer per habitatnätverk:

- Livsmiljöer: polygoner som representerar de kartlagda livsmiljöerna. I attributtabellen finns analysresultaten för flertalet landskapsindex samt en klassindelning av de enskilda livsmiljöernas betydelse i habitatnätverket.
- Spridningssamband: Linjeskikt med de kartlagda LCP-länkarna mellan livsmiljöer.
- De viktigaste spridningskorridorerna: polygonskikt som representerar en generalisering av de ekologiska sambanden mellan de viktigaste livsmiljöerna i habitatnätverket.

Eftersom analysresultaten i rapporten och kartorna presenteras på en

översiktlig nivå kan det vara svårt att göra bedömningar om de ekologiska spridningssambanden på lokal nivå, exempelvis för detaljplaner. I sådana sammanhang är det bättre att utvärdera analysresultaten i ett GIS-program eftersom det dels möjliggör bättre in- och utzoomning, dels kan kombineras med andra relevanta underlag som planskisser och inventeringar.

Genom inzoomning kan också de kartlagda sambanden och spridningskorridorerna bättre förstås, det vill säga vart och hur den gröna infrastrukturen ligger i landskapet.

GIS-filerna är såtillvida ett viktigt verktyg i det kommunen planeringsarbete på flera nivåer för att strategiska beslut ska kunna fattas.

Referenser

Tryckta källor

Benton, T. 2006. Bumblebees. Collins New Naturalist Library.

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., ... & Settele, J. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354.

Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G., & Rundlöf, M. 2012. Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1727), 309-315. doi: 10.1098/rspb.2011.0647.

Borgström, P., Ahrné, K. & Johansson, N. 2018. Pollinatörer och pollinering i Sverige - värden, förutsättningar och påverkansfaktorer.

Dreier, S., Redhead, J. W., Warren, I. A., Bourke, A. F., Heard, M. S., Jordan, W. C., ... & Carvell, C. 2014. Fine-scale spatial genetic structure of common and declining bumble bees across an agricultural landscape. *Molecular Ecology*, 23(14), 3384-3395.

Dänhardt, J., Hedlund, Birkhofer, K., et al., 2013. Ekosystemtjänster i det Skånska jordbrukslandskapet. Lunds universitet

Ekman, J. 1979. Coherence, composition and territories of winter social groups of the willow tit *Parus montanus* and the crested tit *P. cristatus*. *Ornis Scandinavica*, 56-68.

Ekologigruppen 2017. Regional grön infrastruktur i Stockholm län. Bakgrund för analyser av värdekärnor och spridningszoner. Uppdragsansvarig: Erik Zachariassen. På uppdrag åt: Länsstyrelsens i Stockholms län.

Ekroos, J., Rundlöf, M., & Smith, H. G. 2013. Trait-dependent responses of flower-visiting insects to distance to semi-natural grasslands and landscape heterogeneity. *Landscape Ecology*, 28(7), 1283-1292.

Foltête, J.C., Clauzel, C. & Vuidel G. 2012. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks, *Environmental Modelling & Software*, 38: 316-327.

Greenleaf, S. S., Williams, N. M., Winfree, R., & Kremen, C. 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153(3), 589-596.

Hansson, L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. *Landscape ecology*, 9(2), 105-115.

Herbert M., 2018. Naturvärdesanalys, Naturvärdesinventering och Habitatsnätverksanalys för Täby kommun. Calluna AB.

Johansson, A., 2014. Gotlands gammelskog ur ett landskapsperspektiv. Examensarbete 45 hp. Uppsala universitet institutionen för biologisk grundutbildning.

Junker, M. and Schmitt, T. 2010. Demography, dispersal and movement pattern of

Euphydryas aurinia (Lepidoptera: Nymphalidae) at the Iberian Peninsula: An alarming example in an increasingly fragmented landscape?. *Journal of Insect Conservation*, 14(3), pp. 237-246. doi: 10.1007/s10841-009-9250-1.

Kalarus, K., Skórka, P., Halecki, W., Jirak, A., Kajzer-Bonk, J., & Nowicki, P. 2013. Within-patch mobility and flight morphology reflect resource use and dispersal potential in the dryad butterfly *Minois dryas*. *Journal of insect conservation*, 17(6), 1221-1228.

Kuussaari, M., Saarinen, M., Korpela, E. L., Pöyry, J., & Hyvönen, T. 2014. Higher mobility of butterflies than moths connected to habitat suitability and body size in a release experiment. *Ecology and Evolution*, 4(19), 3800-3811.

Leidenberger, S., Käck, M., Karlsson, B. & Kindvall, O. 2016. The Analysis Portal and the Swedish LifeWatch e-infrastructure for biodiversity research. *Biodiversity Data Journal* 4: e7644. doi: 10.3897/BDJ.4.e7644.

Lens, L. & Dhondt, A. A. 1994. Effects of habitat fragmentation on the timing of crested tit *Parus cristatus* natal dispersal. *Ibis*, 136(2), 147-152.

Lepais, O., Darvill, B. E. N., O'connor, S., Osborne, J. L., Sanderson, R. A., Cussans, J., ... & Goulson, D. 2010. Estimation of bumblebee queen dispersal distances using sibship reconstruction method. *Molecular Ecology*, 19(4), 819-831.

Linkowski, W., Cederberg, B. & Nilsson, L. A. 2004. Vildbin och fragmentering - Kunskapsammansättning om situationen för de viktigaste pollinatörerna i det svenska jordbrukslandskapet. Svenska Vildbiprojektet vid ArtDatabanken, SLU, & Avdelningen för Växtekologi, Uppsala Universitet

Mörtberg, U., Zetterberg, A. & Gontier, M. 2006. Landskapsekologisk analys i Stockholms stad: Metodutveckling med groddjur som exempel, Stockholm: Miljöförvaltningen, Stockholms stad.

Mörtberg, U., Zetterberg, A. & Gontier, M. 2007. Landskapsekologisk analys i Stockholms stad: Habitatnätverk för eklevande arter och barrskogsarter, Stockholm: Miljöförvaltningen.

Naturvårdsverket 2012. Biotopskyddsområden. Vägledning om tillämpning av 7 kapitlet 11 § miljöbalken. Stockholm

Oleksa A., Chybicki I. J., Gawronski R., Svensson G. P., Burczyk J. 2013. Isolation by distance in saproxylic beetles may increase with niche specialization. *Journal of insect conservation* 17: 219-33.

Ottoson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Hass, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S & Tjernberg, M. 2012. Fåglarna i Sverige: Antal och förekomst. Halmstad: Sveriges Ornitologiska Förening.

Persson, A. S., Rundlöf, M., Clough, Y., & Smith, H. G. 2015. Bumble bees show trait-dependent vulnerability to landscape simplification. *Biodiversity and Conservation*, 24(14), 3469-3489. Ranius, T. & Hedin J. 2001. The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia* 126: 363-70.

Redhead, J. W., Dreier, S., Bourke, A. F., Heard, M. S., Jordan, W. C., Sumner, S., ... & Carvell, C. 2016. Effects of habitat composition and landscape structure on worker foraging distances of five bumble bee species. *Ecological applications*, 26(3), 726-739.

Rodríguez, A., Andrén, H., & Jansson, G. 2001. Habitatmediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos*, 95(3), 383-396.

Rodríguez, A., Jansson, G. & Andrén, H. 2007. Composition of an avian guild in spatially structured habitats supports a competition-colonization trade-off. *Proceedings of the royal society B, Biological sciences*, vol.274, sid. 1403-1411.

Saura, S. och Torné, J. 2012. CONEFOR 2.6 User manual. Tillgänglig: <http://www.conefor.org/>.

Siffczyk, C., Brotons, L., Kangas, K. & Orell, M. 2003. Home range size of willow tits: a response to winter habitat loss.

Österåkers Översikplan 2018. Stad, skärgård och landsbygd, Översiktsplan för Österåkers kommun 2040. Österåkers kommun. Tillgänglig: <https://www.osteraker.se/download/18.6734ccec169fc20891541cf/1556096593685/%C3%96versiktsplan%202040.pdf>

Digitala källor

Artdatabanken 2017. Arfaktablad *Protaetia marmorata*, brun guldbagge. Tillgänglig: <https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/101216>. Senast hämtad: 2018-01-11.

Artdatabanken 2020a. Arfaktablad *Poecile montanus*, talltita. Tillgänglig: <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/poecile-montanus-103021>. Senast hämtad: 2020-11-30

Artdatabanken 2020b. Arfaktablad *Nothorhina muricata*, reliktböck. Tillgänglig: <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/nothorhina-muricata-101410>. Senast hämtad: 2020-11-30

Muntliga källor

Eggers, S. 2006. Personlig kommentar i Mörtberg et al. 2007

Pettersson, R., Personlig kommentar i Johansson, A. 2014.

GIS- och kartmaterial

Analysportalen för biodiversitet 2020. Uttag av artdata som Esri-shapefiler. se Leidenberger et al. 2016 för detaljerad referens och se metodbilaga för beskrivning av artuttag.