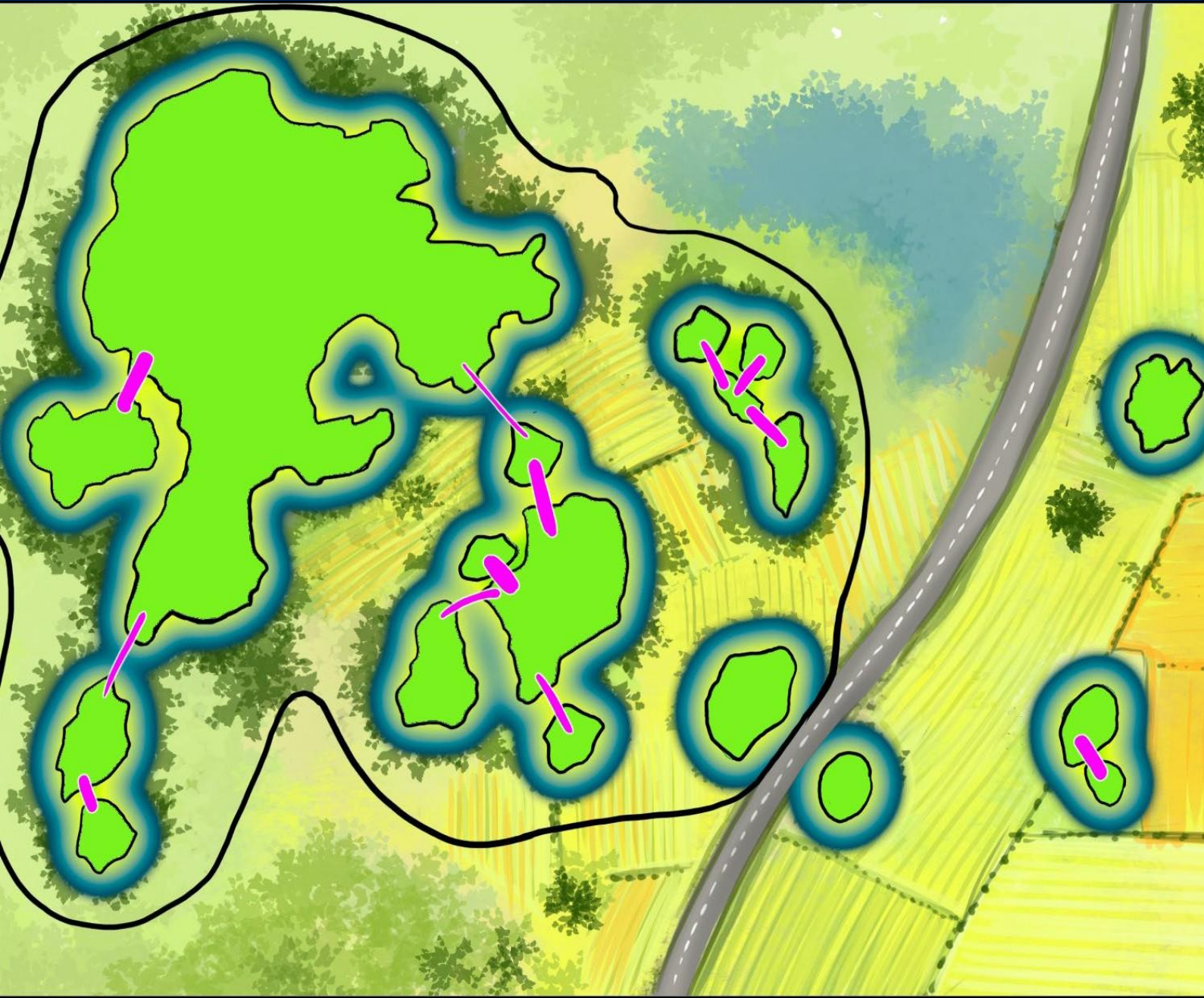




Länstyrelserna



Landskapsekologiska analyser
– stöd vid beställning av habitat- och
konnektivitetsanalyser

| | |
|---------------------|--|
| Meddelande | nummer 2023:30 |
| Titel | Landskapsekologiska analyser – stöd vid beställning av habitat- och konnektivetsanalyser |
| Utgåva | Endast publicerad på hemsida |
| Utgivare | Länsstyrelsen i Jönköpings län, 551 86 Jönköping |
| Webbplats | www.lansstyrelsen.se/jonkoping |
| ISSN | 1101-9425 |
| ISRN | LSTY-F-M—23/30--SE |
| Kontaktperson | Marie J. Andersson, från 2023 Klara Tullback Rosenström |
| Referensgrupp | Amanda Ögren, Daniel Helsing, Erkki Palmu, Klara Tullback Rosenström, Mårten Gustafsson |
| Projektledare | Anna Koffman |
| Författare | Anna Koffman, Marlijn Sterenberg, Oskar Kindvall |
| Illustrationer | Martin Brüsin |
| Flödesscheman | Oskar Kindvall, Anna Koffman (slutversioner av Erkki Palmu) |
| Layout | Magnus Tuvendal, Tove Adelsköld |
| Målgruppsanpassning | Britten Lundborg Eriksson, Tove Adelsköld |
| Granskning | Örjan Bodin (Professor, Stockholm Resilience Center), Mattias Bovin (Ekolog, Miljöförvaltningen i Stockholms stad) |

Förord

Det behövs ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer för att stärka den biologiska mångfalden och de ekosystemtjänster som den levererar. Det är därför viktigt att inhämta kunskap om ekologiska samband på landskapsnivå. Ett effektivt sätt att göra detta på är genom kvantitativa modelleringar i geografiska informationssystem (GIS) i form av habitats- och konnektivitetsanalyser. De är idag vanligt förekommande som planerings- och kunskapsunderlag för grönstruktur och grön infrastruktur. Modelleringar har också blivit allt vanligare i miljöbedömningar utförda av miljökonsulter i olika typer av utredningar.

Den här rapporten är framtagen för att underlätta vid beställning och utförande av ekologiska habitat- och konnektivitetsanalyser. Rapporten är inte en formell vägledning från länsstyrelserna, det är ett beställarstöd som har tagits fram av konsult på uppdrag av länsstyrelsernas stödgrupp för grön infrastruktur 2022–2023. Dokumentet gör inte anspråk på att vara heltäckande och förespråkar eller rekommenderar heller inte vissa programvaror, utförare eller metoder. Det kan finnas lämpliga metoder och arbetssätt som inte är presenterade i rapporten.

Forskningsfältet landskapsekologiska analyser utvecklas snabbt, detta dokument utgör därför ett nedslag i kunskapsläget och vilka metoder som används i dagsläget.

Rapporten har tagits fram av konsultbyrån Calluna. Anna Koffman, Marljin Sterenborg och Oscar Kindvall är författare. Rapporten är framtagen i samverkan med länsstyrelsernas referensgrupp bestående av Marie Andersson (projektledare), Klara Tullback Rosenström (projektledare från senhösten 2023), Daniel Helsing, Mårten Gustafsson, Erkki Palmu och Amanda Ögren. Rapportinnehållet har granskats av Örjan Bodin, professor Stockholm Resilience Center och Mattias Bovin projektledare och ekolog på Miljöförvaltningen i Stockholms stad. Erkki Palmu har slutredigerat rapporten och arbetat in kommentarer från granskarna och projektgruppen efter leverans från Calluna.

Rapporten baseras delvis på tidigare upphandlade underlag av Länsstyrelsen i Stockholm utförda av konsulterna Tyréns, Ekologigruppen och Calluna.

Henrick Blank, Objektägare Förvaltningsobjekt Natur

Sammanfattning

Landskapsekologiska analyser – stöd vid beställning av habitat- och konnektivitetsanalyser har tagits fram i syfte att vara ett stöd vid beställning av landskapsekologiska analyser inför beslut inom hållbar samhällsplanering, hållbart brukande och naturvård.

Målgruppen är i första hand ekologer, planerare och andra inom länsstyrelse och kommun som beställer landskapsekologiska analyser, men det här dokumentet utgör också ett kunskapsunderlag som bidrar med fördjupad förståelse och nya perspektiv till övriga aktörer som kommer i kontakt med landskapsekologiska analyser. Målgruppen förväntas ha grundläggande kunskaper om varför det i ett projekt behöver beställas en landskapsekologisk analys.

Dokumentets tre kapitel ger både konkreta råd och den teoretiska bakgrund som behövs för att beställa och använda landskapsekologiska analyser:

- Kapitel 3 *Stöd i beställningsprocessen* besvarar frågor kring vilka analyser som vanligen är lämpliga att beställa för olika typer av utredningar och användningsområden liksom vad som är viktigt att tänka på vid upphandlingen.
- Kapitel 4 *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser* ger en introduktion till vanliga typer av landskapsekologiska analyser.
- Kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser* förklarar med hjälp av olika kartexempel eller tabellsammanställningar från verkliga projekt hur olika typer av analysresultat kan förstås, tolkas, användas och reflektioner ges om tillförlitlighet i analysen.

För att undvika missförstånd och oklarheter är ett gemensamt språkbruk grundläggande för förståelse och kommunikation. En genomgång har därför gjorts av förekommande begrepp och en termlista som samlar dessa finns i slutet av dokumentet.

Innehållsförteckning

| | |
|--|------------|
| 1 Läsanvisning | 6 |
| 2 Inledning | 7 |
| 2.1 Om landskapsekologiska begrepp | 8 |
| 2.2 Om rapportens tillkomst | 12 |
| 2.3 Om rapporten | 13 |
| 3 Stöd i beställningsprocessen | 14 |
| 3.1 Välj analys utifrån användningsområde | 14 |
| 3.2 Att tänka på vid beställning | 21 |
| 4 Vanliga typer av landskapsekologiska analyser | 28 |
| 4.1 Fokusarten och dess habitat | 29 |
| 4.2 Indata och habitatkartering | 32 |
| 4.3 Habitatanalyser | 35 |
| 4.4 Täthetsanalyser | 37 |
| 4.5 Spridningsanalyser | 39 |
| 4.6 Konnektivitetsanalyser | 42 |
| 4.7 Populationsmodelleringar | 47 |
| 4.8 Scenarioanalyser | 48 |
| 4.9 Valideringar | 51 |
| 4.10 Känslighetsanalyser | 52 |
| 4.11 Expertbedömning | 53 |
| 5 Resultat från landskapsekologiska analyser | 55 |
| 5.1 Fokusart: fokusarten och dess habitat | 56 |
| 5.2 Fokusart: ekologisk profil | 58 |
| 5.3 Indata och habitatkartering: habitatkartering | 61 |
| 5.4 Habitatanalys: habitatkvalitetsraster | 63 |
| 5.5 Habitatanalys: habitatlämplighetskartor | 65 |
| 5.6 Habitatanalys: habitatpatcher | 68 |
| 5.7 Täthetsanalys: täthetsraster | 72 |
| 5.8 Täthetsanalys: hotspots | 75 |
| 5.9 Täthetsanalys: värdestrakter | 77 |
| 5.10 Spridningsanalys: friktionsraster | 80 |
| 5.11 Spridningsanalys: Cost Distance-raster | 83 |
| 5.12 Spridningsanalys: spridningssannolikhetsraster | 86 |
| 5.13 Spridningsanalys: kostnadsviktade spridningslänkar | 88 |
| 5.14 Spridningsanalys: spridningsraster baserade på kretsteori | 90 |
| 5.15 Konnektivitetsanalys: metapatcher | 93 |
| 5.16 Konnektivitetsanalys: habitatnätverk | 96 |
| 5.17 Konnektivitetsanalys: konnektivitetsindex | 99 |
| 5.18 Konnektivitetsanalys: funktionalitetsraster | 105 |
| 5.19 Populationsmodellering | 108 |
| 5.20 Scenarioanalys: förändringskarta | 110 |
| 5.21 Expertbedömning | 112 |
| 6 Terminologi och begrepp | 114 |
| 7 Referenser | 126 |
| 8 Bilaga 1: Indata för landskapsekologiska analyser | 131 |

1 Läsanvisning

Förutom denna läsanvisning och inledningen så består detta dokument av tre huvudsakliga kapitel, som inte måste läsas i den ordning de presenteras.

Kapitel 3 *Stöd i beställningsprocessen*, samlar stödande information för dig som ska beställa en landskapsekologisk analys. Dels lotsas du till specifika analyser genom att först definiera användningsområdet för din beställning, det vill säga vilka frågor som analysen är tänkt att besvara. Dels presenteras råd om vad du särskilt bör tänka på under själva beställningsprocessen.

Kapitel 4 *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser*, ger dig en grundläggande bakgrund till olika vanliga typer av landskapsekologiska analyser, vad de kan visa och hur de kan användas.

Kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, ger dig konkreta exempel på resultat från de analystyper som presenteras i dokumentet. Kartor och andra visualiseringar av analysresultat från verkliga användarfall och projekt redovisas tillsammans med guidande texter om hur analysresultaten kan tolkas och användas samt vilka fallgröpar som kan finnas vad gäller tolkning och tillförlitlighet för respektive analystyp.

Det florerar många begrepp och benämningar av företeelser inom områdena grön infrastruktur och landskapsekologiska analyser. För att undvika missförstånd och oklarheter är ett gemensamt språkbruk grundläggande för förståelse och kommunikation. I kapitel 6 *Terminologi och begrepp*, återfinns därför definitioner och förklaringar av de begrepp som används i detta dokument samt av vanligt förekommande begrepp inom området.

2 Inledning

Det behövs en fungerande grön infrastruktur av ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer för att stärka den biologiska mångfalden. Det behövs även en fungerande grön infrastruktur för att säkerställa att natur, i alla dess former, kan leverera ekosystemtjänster.

Kunskap om ekologiska samband belyser det nödvändiga landskapsperspektivet. Naturvårdsverket sammanfattar behovet av kunskap:

“Den svenska vardagsmiljön har blivit allt artfattigare. Naturen har blivit allt mer fragmenterad genom mänsklig exploatering och intensifierat brukande. Det har lett till förluster av naturliga livsmiljöer för många arter. För att vända utvecklingen behöver vi lägga mer vikt på att förstå naturens behov i hela landskapet och nyttja naturen hållbart. Det behövs en fungerande grön infrastruktur.”

Vid naturmiljöutredningar dominerade tidigare och i vissa fall fortfarande så kallad frimärkesplanering inom exploatering och stadsplanering. Det innebär att man enbart hade fokus på den specifika platsens förhållanden, naturvärden eller ekologiska kvaliteter. Det man då gick miste om var förståelsen för hur dessa lokala förutsättningar förhåller sig till det omgivande landskapet.

Planerare och exploitörer behöver ha förståelse för både platsens kvaliteter (för det tänkta anspråket på mark- eller vattenområdet) och för hur platsen förhåller sig till andra delar av landskapet. Detta gäller oavsett om ett projekt handlar om övergripande strategier eller lokala anspråk, storskaliga landskap eller en liten skogsdunge i tätorten. Det som skiljer olika projekt är att de fordrar olika inriktning på och djup i de analyser som genomförs.

Analyser av spridningssamband, ekologiska samband och grön infrastruktur svarar upp mot frimärkesplaneringens brister. Analyserna tillför nödvändig kompletterande kunskap som belyser just landskapsperspektivet och i förlängningen är de garantier för att bättre och mer välgrundade beslut inom samhällsplanering och markanvändning fattas.

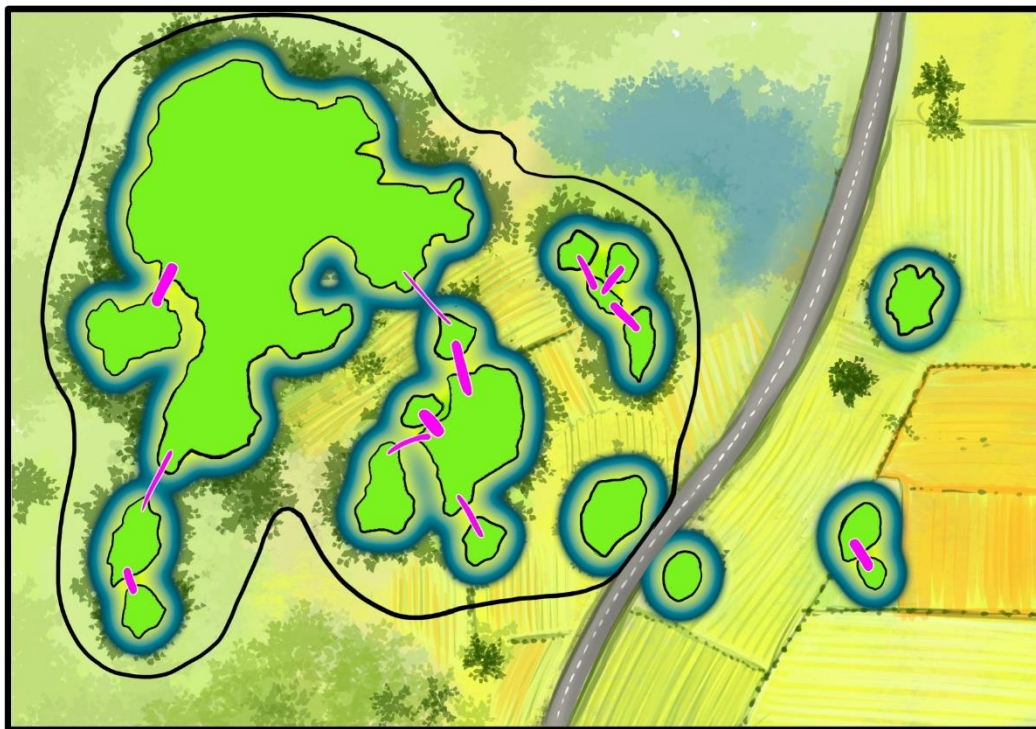
GIS-baserade, kvantitativa modelleringar i form av konnektivitetsanalyser är idag vanligt förekommande i så kallade ”gröna planeringsunderlag” och har också blivit allt vanligare i miljöbedömningar utförda av miljökonsulter i olika typer av utredningar. Analyserna har länge utförts utan ledning av gemensamma handledningar eller nationella standarder.

Beställarstöd framtaget utifrån de erfarenheter som skapats under det senaste decenniet av miljöbedömningar och ny akademisk forskning inom landskapsekologi, behövs för att bistå beställare och utförare i att förstå när, varför och hur konnektivitetsanalyser ska genomföras (Karlsson & Bodin 2022).

Det finns redan idag ett regelverk med miljökrav i lagar och förordningar. Det finns certifieringssystem. Myndigheter, kommuner och företag har även uppsatta hållbarhetsmål. Men trenden är tydlig – kraven på att förstå och kunna förutse konsekvenser av planer och olika markanspråk kommer att skärpas än mer framöver.

2.1 Om landskapsekologiska begrepp

I figur 1 ges en övergripande bild av de landskapsekologiska begrepp som illustreras enskilt i figurena 2–7.



Figur 1. Översikt. Bilden illustrerar centrala begrepp inom grön infrastruktur och habitatnätverksanalys och utgör ett exempel med ett habitatnätverk för fokusarten 'barrskogsmes'.

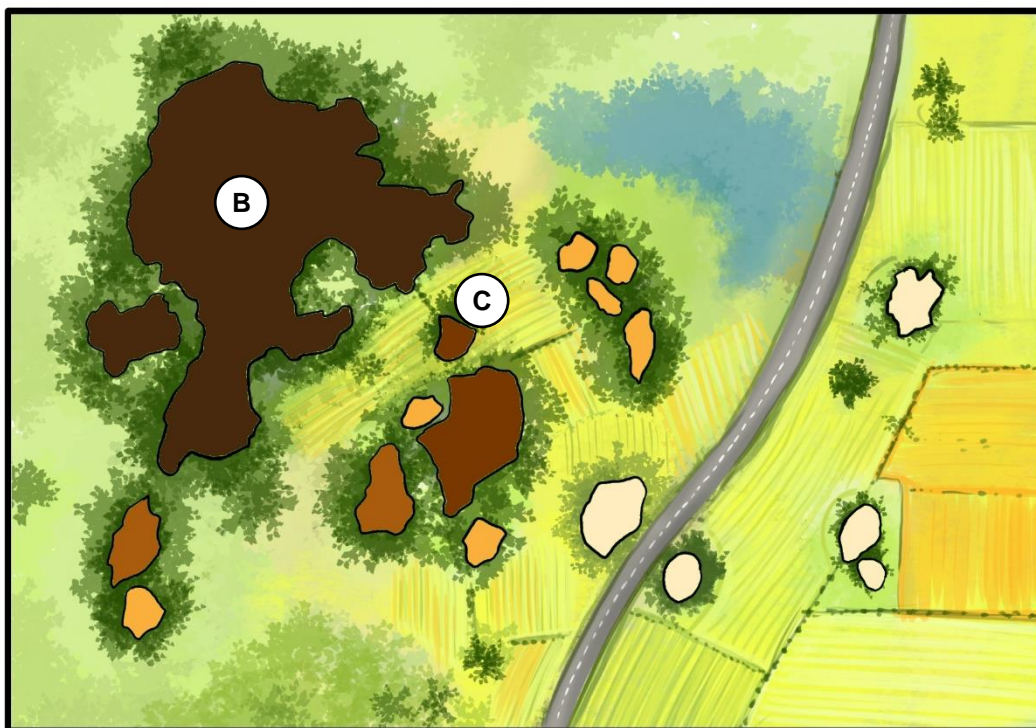
Nedanstående illustrationer (figur 2–7) visar landskapsekologiska begrepp du behöver känna till för att kunna använda, beställa, tolka och kommunicera om de landskapsekologiska analyser som tas upp i detta dokument.



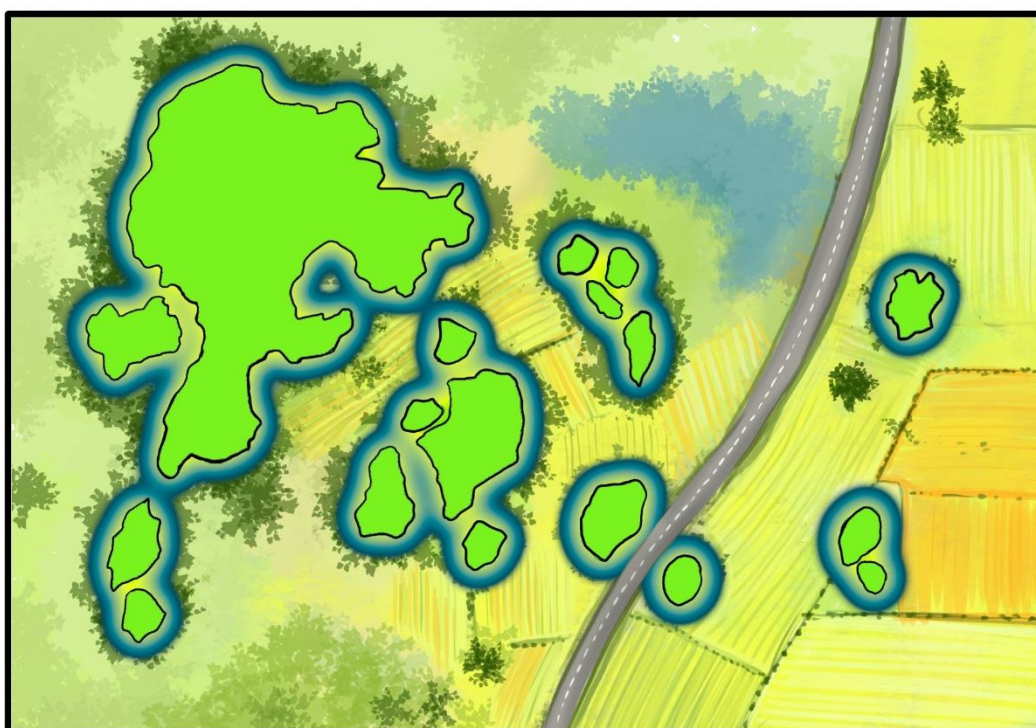
Figur 2. Habitatpatch. Habitatpatcher för fokusarten där reproduktion och uppfödande av ungar kan ske (grönmarkerade och grå områden). I bilden syns även skogsområden (mörkgrön färg) som i analysen inte kvalificerades som habitat.



Figur 3. Habitatpatch spridningslänk och värdenätverk. Bilden visar ett habitatnätverk gjort med en nätverksanalys. Spridningslänkar (rosa/lila linjer) visar den spridning mellan habitatpatcherna (ljusgröna avgränsade områden) som görs av fokusartens avkomma, alltså ungdjuren, och som medför genetiskt utbyte. Läge A i bilden visar på ett svagt samband. Sammanlänkade habitatpatcher möjliggör en så kallad metapopulation. Habitatnätverket i bilden består av sex komponenter varav en komponent har nio patcher och är relativt sett mycket stor, den näst största innehåller fyra patcher och resterande komponenter innehåller en eller två patcher. Den största komponenten kan kallas värdenätverk (markerad med ljus kant). Värdenätverk består av värdekärnor av tillräcklig kvalitet, storlek och mängd som är funktionellt sammanlänkade så att arter kan röra sig eller sprida sig mellan värdekärnorna.



Figur 4. Habitatpatch visualiserad på ett konnektivtetsindex. Bilden visar de olika habitatpatchernas betydelse för konnektiviteten i hela nätverket (ju mörkare brun/vinröd nyans desto större bidrag till konnektiviteten). Både habitatpatchens storlek (inklusive kvalitet) och läge i landskapet spelar roll. Läge B i bilden kan tolkas som ett kärnområde, en spridningskälla, och läge C i bilden som en stepping stone.



Figur 5. Habitatpatch och spridningszoner. Spridningszonen är område i matrix från vilket spridning från habitatpatcherna är möjlig och visas med gradienten gult till mörkblått för ökande avstånd. Habitatpatcher för vilka spridningszonerna smälter ihop har konnektivitet för det analyserade spridningsavståndet och bildar ett habitatnätverk skapat med en Cost Distance-analys.



Figur 6. Spridningssamband. Spridningssamband är ett svenskt ord för konnektivitet. Spridningssamband visar hur fokusarten kan tänkas finnas och förflytta sig i landskapet. Spridningssambanden innehåller både habitat och spridningszoner. För att benämnas spridningssamband ska området ha relativt stor sammanlagd areal med habitat, antingen i form av en stor habitatpatch eller genom att det ingår många habitatpatcher mellan vilka spridning kan ske.



Figur 7. Värde trakt. Baserat på habitatnätverksanalysen har en värde trakt avgränsats (visas med svart gräns och rastre ring). Värde trakt är områden i landskapet med hög täthet av värdekärnor av betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

2.2 Om rapportens tillkomst

År 2020 identifierade Länsstyrelsen i Stockholms län att det inom området Grön infrastruktur finns ett behov av tolkningsstöd för användning av ekologiska nätverksanalyser i till exempel fysisk planering och arbete med miljökonsekvensbeskrivning (MKB).

Konsultfirman Tyréns med Ekologigruppen som underkonsult upphandlades. De gjorde en sammanställning av utbud och metoder och miljökonsultföretaget Calluna medverkade som granskare och bollplank. Arbetet presenterades under en workshop med den huvudsakliga målgruppen utförande konsulter. Här diskuterades tillämpningsområden för de sammanställda landskapsekologiska analyserna liksom behov av förtydliganden gentemot beställare samt rekommendationer för när och hur analyserna bäst ska användas för att stötta fysisk planering. Länsstyrelsen kom till slutsatsen att någon form av beställarstöd behövdes.

Länsstyrelsen i Stockholms län upphandlade 2021 framtagande av ett manus till ett stöd för beställare och utförare av landskapsekologiska GIS-analyser med inriktning konnektivitet för arter i landskapet. Uppdraget genomfördes under 2021 och 2022 av konsultföretagen Calluna och Ekologigruppen i samarbete. I uppdraget rymdes inte målgruppsanpassning, innehåll av exempelkartor, bilder eller layout.

Hösten 2022 bedömde länsstyrelserna stödgrupp för grön infrastruktur att manuset var av nationellt intresse. En vidareutveckling av manusutkastet, nu riktat specifikt till beställare av landskapsekologiska analyser och med huvudsyftet att målgruppsanpassa produkten upphandlades. Uppdraget tilldelades Calluna.

2.3 Om rapporten

Landskapsekologiska analyser – stöd vid beställning av habitat- och konnektivitetsanalyser är tänkt att vara ett stöd och en kunskapskälla för dig som ska beställa en landskapsekologisk analys. Rapporten presenterar en översikt över vanliga typer av analyser och analysresultat – utan att göra anspråk på att vara en heltäckande redogörelse av samtliga typer av landskapsekologiska analyser. För att ge dig både stöd i beställningsprocessen och teoretisk kunskap har handledningen följande struktur och innehåll:

- Kapitel 3 samlar stödjande information genom att först uppmana dig till att definiera användningsområde och syfte och därefter lotsa dig till passande analyser. Du får också råd om vad du särskilt bör tänka på under själva beställningsprocessen.
- Kapitel 4 ger dig en grundläggande bakgrund till vanliga typer av landskapsekologiska analyser, vad de kan visa och hur de kan användas.
- Kapitel 5 ger dig sedan konkreta exempel på resultat från de flesta av de analystyper som presenteras i dokumentet.

Kartor och andra visualiseringar av analysresultat från verkliga användarfall och projekt redovisas tillsammans med guidande texter om hur analysresultaten kan tolkas och användas samt vilka fallgröpar som kan finnas vad gäller tolkning och tillförlitlighet för respektive analystyp eller exempel.

Målgruppen är i första hand ekologer, planerare och andra inom länsstyrelse och kommun som beställer landskapsekologiska analyser, men dokumentet utgör också ett kunskapsunderlag som bidrar med fördjupad förståelse och nya perspektiv till övriga aktörer som kommer i kontakt med landskapsekologiska analyser. Se exempelvis von Post m. fl. (2022) med referenser för en sammanfattning av bakomliggande ekologiska teorier.

Andra potentiella målgrupper kan vara privata aktörer såsom bostadsutvecklare och fastighetsförvaltare, verksamhetsutövare vid framtagande av miljökonsekvensbeskrivningar samt utförande konsulter. Målgruppen förväntas ha grundläggande kunskaper om varför det i ett projekt behöver beställas en landskapsekologisk analys.

Till din hjälp finns även en termlista i kapitel 6 som definierar och förklarar de begrepp som används i det här dokumentet och inom områdena grön infrastruktur och landskapsekologiska analyser.

3 Stöd i beställningsprocessen

I detta kapitel ges ett beslutsstöd till beställningsprocessen i form av beskrivning av vanliga användningsområden för olika landskapsekologiska analyser. Du presenteras också tips kring vad du bör tänka på vid beställning av sådana analyser.

3.1 Välj analys utifrån användningsområde

Vilka landskapsekologiska analyser är relevanta att välja för just ditt uppdrag? I detta avsnitt beskrivs vanliga användningsområden för habitat- och konnektivitetsanalyser, frågeställningar som leder dig i ditt val av analys och som ger dig underlag för beslut. I text och tabeller visas vilka typer av analyser som vanligen passar till olika användningsområden.

Den första och viktigaste frågan att besvara är varför du vill ta fram en landskapsekologisk analys. Vad ska analysen användas till och hur är resultaten menade att användas? Identifiera också vilka frågor du vill få besvarade med analysen och uttryck detta tydligt i anbudsförfrågan. Ofta finns det flera analysätt som kan fungera för ändamålet. I en upphandling är det klokt att låta den utförare du anlitar föreslå lämpligt tillvägagångssätt och inte ställa detaljerade krav på exakt utformning av analysupplägg och metoder. Däremot är det i de flesta upphandlingssituationer viktigt att du som beställare har en uppfattning om vilken eller vilka huvudtyper av analyser som lämpar sig för ditt syfte och att du anger det i anbudsförfrågan. De huvudtyper av analyser som föreslås i det här dokumentet presenteras i figur 9 i kapitel 4 *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser*.

I följande fyra avsnitt presenteras fyra olika användningsområden för landskapsekologiska analyser (figur 8). För varje användningsområde listas vanliga frågor som beställare av landskapsekologiska analyser bör ställa sig. I avsnittens tabeller har sedan de olika användningsområdena matchats med förslag på lämpliga analystyper, som anges som huvudtyp samt undertyper. Dessa analystyper presenteras närmare i kapitel 4 *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser*. Analystyper och moment har samma benämningar dokumentet igenom.



Figur 8. Figuren visar fyra huvudsakliga användningsområden för landskapsekologiska analyser. Varje område presenteras i kapitlet tillsammans med frågeställningar och förslag på lämpliga analysval.

3.1.1 Analysval inom översiktlig samhällsplanering

Uppdrag inom översiktlig samhällsplanering omfattar kunskapsunderlag, så kallade ”gröna planeringsunderlag”, på nationell, regional, mellankommunal eller kommunal nivå, exempelvis regionala utvecklingsplaner, översiktsplaner eller länsstyrelsernas

handlingsplaner för grön infrastruktur eller skogsskyddsstrategi. Inom dessa gröna planeringsunderlag framställs analysresultat som ska bestå över en längre tid och som ska kunna användas för många olika ändamål, som vägledande planeringsunderlag för samhällsutveckling såsom strukturplaner, detaljplaner och planer för infrastrukturprojekt och vindkraftsetablering. Analysresultaten kan också utgöra underlag för miljöövervakning av den gröna infrastrukturen och underlag för framtagande av indikatorer för tillståndet för biologisk mångfald. Se tabell 1 nedan för förslag på lämpliga typer av analyser för dessa typer av användningsområden. Observera att flera av de föreslagna analyserna i tabellen föregås av andra analysmoment som inte listas i denna översikt.

Här kan du se exempel på vanliga frågeställningar som behöver besvaras vid översiktlig samhällsplanering:

- Vilka fokuserter och vilka biotyper är särskilt viktiga och representativa i det aktuella landskapet? Vilken grön infrastruktur är särskilt viktig och representativ i det aktuella landskapet?
- Hur ser ekologisk funktionalitet och eventuella brister ut för fokuserterna?
- Finns områden som är viktigare än andra att bevara och vilka är skälen till det? Hur visas sådan klassning eller värdering i en karta?
- Finns områden som är mindre viktiga än andra att bevara? Vilka områden kan exploateras med minsta möjliga skada för ekologiska samband?
- Var finns behov av förstärkning av biologisk mångfald? Var kan glapp och brister i de ekologiska sambanden åtgärdas?
- Hur kan bebyggelse och infrastruktur utvecklas utan att utarma ekologiska strukturer och funktioner?
- Hur förändras tillståndet för grön infrastruktur över tid?

Tabell 1. Vanliga typer av utredningar eller uppdrag inom översiktlig samhällsplanering som föranleder beställning av landskapsekologiska analyser, samt vilka analyser som ofta kan vara lämpliga att välja. Läs mer om respektive analys i kapitel 4, *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser*. Avsnittsreferenser ses i parenteser under kolumnen "Förslag på lämpliga analysval".

| Utredningstyp | Skala | Förslag på lämpliga analysval |
|---|--|---|
| Kunskapsunderlag för grön infrastruktur, nationell/regional nivå | Nation, län Län, del av län, trakt Trakt | Täthetsanalyser (4.4, 5.7, 5.8) kan göras för att få en översikt av mängd och fördelning av habitat i landskapet. Lämplig för stora analysområden och där analys av de ekologiska processerna inte behöver ta hänsyn till matrix och barriäreffekter. Habitatanalyser (4.3), exempelvis HSI (5.5), kan visa sannolikhet för att en fokusart finns i en pixel. Lämplig för stora analysområden. Konnektivitetsanalyser (4.6) med habitatnätverk (4.6.2) eller funktionalitetsraster (5.18) framtagna med spridningsanalyser (4.5) är lämpliga även för stora analysområden. Konnektivitetsanalyser med habitatnätverk framtagna med nätverksanalys (5.16) och/eller konnektivitetsmått (5.17) är lämpliga för t.ex. värdestrakter eller för mellankommunala samband. |
| Tematiskt ÖP-tillägg om biologisk mångfald, kommunal nivå | Kommuner Mellanstora till mindre kommuner, tätortsnära zon, tätort eller stadsdel | Habitatanalyser med exempelvis habitatkvalitetsraster (5.4) och HSI , och konnektivitetsanalyser med habitatnätverk eller funktionalitetsraster framtagna med spridningsanalyser är lämpliga för stora till mindre kommuner. Konnektivitetsanalyser med habitatnätverk framtagna med nätverksanalys samt konnektivitetsmått är lämpliga för mellanstora till mindre kommuner eller för tätortsnära zon, tätort eller stadsdel. |
| Grönplaner, Vattenplaner och dylikt, kommunal nivå | | Samma som för Tematiskt ÖP-tillägg ovan. |
| Fördjupad översiktsplan (FÖP), kommunal nivå | | Samma som för Tematiskt ÖP-tillägg ovan. |
| Miljöövervakning | Län, kommun | Förändringsanalys (scenarioanalys) (4.8) mellan valda tidpunkter. Konnektivitetsanalyser eller habitanalyser görs för två tidpunkter som jämförs och förändringsmått beräknas (5.20). |

3.1.2 Analysval inom exploatering och stadsutveckling

Inom exploatering (tillståndsprocesser enligt miljöbalken) och stadsutveckling (planprocesser enligt plan och bygglagen) behövs analyser främst i samband med konsekvensbedömningar med exempelvis bedömning av effekter på grön infrastruktur, biotoper, ekologiska funktioner och arter. Analysresultaten kan vara underlag för miljökonsekvensbeskrivning (MKB) eller enklare förfarande av konsekvensbedömningar. Ett specifikt användningsområde inom konsekvensbedömningar är artskyddsutredningar som utgör underlag vid bedömning om förbud enligt artskyddsförordningen utlöses eller ej. Se tabell 2 nedan för förslag på lämpliga typer av analyser för exploatering och stadsutveckling.

Här kan du se exempel på vanliga frågeställningar som behöver besvaras vid exploateringsprojekt eller projekt inom stadsutveckling:

- Vilka effekter har den planerade verksamheten eller planen på grön infrastruktur och på biologisk mångfald?
- Hur påverkas grön infrastruktur av olika alternativa utformningar (scenarier) av planen eller verksamheten?
- Vilka ekologiska samband och vilka arter är prioriterade att ta hänsyn till?
- Vilken lokalisering av bebyggelsestrukturen, vägen, järnvägen, vindkraftsetableringen etcetera är lämplig?
- Vilket är influensområdet (det område som påverkas)?
- Finns det områden som är mindre betydelsefulla för de ekologiska sambanden och som kan exploateras utan att den biologiska mångfalden nämnvärt påverkas?
- Finns det möjliga kompensationsåtgärder som mildrar påverkan? Var ska dessa i så fall placeras, samt vilken blir den sammantagna påverkan (habitatförlust och nyskapande av habitat) av exploateringen på ekologiska samband?
- Hur kan den planerade stadsutvecklingen utformas så att finmaskig grönstruktur i detaljplanen eller stadsdelen ansluter till omgivande landskap?
- Hur kan nya barriäreffekter i landskapet undvikas?
- Finns arter skyddade enligt artskyddsförordningen som behöver analyseras?
- Hur ser utbredningen av den skyddade artens habitat ut, hur avgränsas dess lokala population och hur bedöms dess bevarandestatus?
- Påverkas förutsättningarna för den skyddade arten att hysa en livskraftig population?
- Påverkas förutsättningar för att skyddade arter som rör sig över större ytor kan vistas i ett område permanent och/eller tillfälligt under exempelvis födosök?

Tabell 2. Vanliga typer av utredningar eller uppdrag inom exploatering och stadsutveckling som föranleder beställning av landskapsekologiska analyser, samt vilka analyser som ofta är lämpliga att välja. Läs mer om respektive analys i kapitel 4, *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser*. Avsnittsreferenser ses i parenteser under kolumnen "Förslag på lämpliga analysval".

| Utredningstyp | Skala | Förslag på lämpliga analysval |
|--|---|---|
| Konsekvensbedömningar i planprocesser (detaljplaner) | Detaljplan-stadsdel Stadsdel, trakt, tätortsnära zon | Scenarioanalyser (4.8) baserade på spridningsanalyser (4.5) lämpar sig för att med hög detaljeringsgrad studera effekter på fokusartens habitat och artens förflyttning eller spridning inom detaljplaneområden och områdets närhet. Scenarioanalyser baserade på konnektivitetsanalyser (4.6) med habitatnätverk (4.6.2), konnektivitetsindex (5.17) eller funktionalitetsraster (5.18) görs för bedömningar på landskapsnivå av effekter på habitatnätverket. Expertbedömning (4.11) baserad på redan existerande underlag (5.21) kan vara tillämplig i båda fallen som ett förenklat förfarande. |
| Konsekvensbedömningar i tillståndsprocesser (t.ex. infrastruktur, vindkraftsetablering) | Trakt | Scenarioanalyser baserade på konnektivitetsanalyser med habitatnätverk , konnektivitetsindex eller funktionalitetsraster eller habitatanalyser , exempelvis HSI. |
| Artskyddsutredningar | Trakt, stadsdel, kommun | Habitatanalyser (4.3). Konnektivitetsanalyser med habitatnätverk , konnektivitetsindex eller funktionalitetsraster . Populationsmodellering . Scenarioanalyser görs för bedömning av konsekvenser. |

3.1.3 Analysval inom markförvaltning

Inom markförvaltning är det relevant att ta fram landskapsekologiska landskapsplaner, exempelvis för skogsförvaltning och för kommunalt ägd allmän platsmark med naturmark och parker. Se tabell 3 nedan för förslag på lämpliga typer av analyser för användningsområdena skogsförvaltning, allmän platsmark eller annan typ av förvaltning av naturmark.

Här kan du se exempel på vanliga frågeställningar som behöver besvaras vid markförvaltning:

- Var är det särskilt lämpligt att genomföra restaureringsåtgärder eller skötselåtgärder för att stärka ekologisk funktionalitet, både på beståndsnivå och på landskapsnivå?
- Var är det särskilt prioriterat att bevara biotoper eller ha naturvårdsanpassad skötsel?

Tabell 3. Vanliga typer av utredningar eller uppdrag inom markförvaltning som föranleder beställning av landskapsekologiska analyser, samt vilka analyser som ofta kan vara lämpliga att välja. Läs mer om respektive analys i kapitel 4, *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser*.

| Utredningstyp | Skala | Förslag på lämpliga analysval |
|-----------------------------------|---------------|---|
| Ekologiska landskapsplaner | Trakt, kommun | Konnektivitetsanalys (4.6) med habitatnätverk (4.6.2) eller funktionalitetsraster (5.18) framtagna med spridningsanalys (4.5). Konnektivitetsanalys med habitatnätverk framtaget med nätverksanalys samt konnektivitetsmått . Habitatanalyser med exempelvis habitatkvalitetsraster eller HSI . |

3.1.4 Analysval inom naturvård

Inom naturvårdsområdet behövs analyser bland annat till bevarandestrategier men även för prioritering av olika naturvårdsåtgärder. Se tabell 4 nedan för förslag på lämpliga typer av analyser för dessa användningsområden.

Här kan du se exempel på vanliga frågeställningar som användaren vill ha svar på vid olika naturvårdsuppdrag:

- Var i landskapet är det mest prioriterat att skydda natur i områdesskydd enligt miljöbalkens 7 kapitel?
- Var i landskapet ger restaurering mest naturvårdsnytta?
- Var bör man återskapa biotoper för att på ett effektivt sätt öka sambanden i områden där ekologiska samband är reducerade, det vill säga degraderade?
- Hur väl förbättras landskapets ekologiska funktion av en planerad åtgärd?

Tabell 4. Vanliga typer av utredningar eller uppdrag inom naturvårdsområdet som föranleder beställning av landskapsekologiska analyser, samt vilka analyser som ofta kan vara lämpliga att välja. Läs mer om respektive analys i kapitel 4 *Vanliga typer av landskapsekologiska analyser*.

| Utredningstyp | Skala | Förslag på lämpliga analysval |
|--|---|--|
| Bevarandeplaner, bevarandestrategier för skydd av natur | Nation, län, Kommun Kommun, trakt | Täthetsanalyser (4.4), habitatanalyser (4.3). Konnektivitetsanalyser med habitatnätverk (5.16) eller funktionalitetsraster (5.18) framtagna med spridningsanalyser (4.5) är en hanterbar analysmetod även för stora analysområden. Konnektivitetsanalyser med habitatnätverk (5.16) framtagna med nätverksanalys samt konnektivitetsmått är lämpliga att göra inom utpekade värdestrakter eller för mellankommunala samband. |
| Restaureringsplaner, prioritering av naturvårdsåtgärder | Kommun, trakt | Samma som bevarandestrategi. Scenarioanalyser (4.8) baserad på någon konnektivitetsanalys (habitatnätverk, konnektivitetsindex, funktionalitetsraster) görs för lokalisering av insatser och studier av effekter. |
| Åtgärdsprogram för arter | Nation, län, Kommun Kommun, trakt | Samma analyspaket som för bevarandeplaner men för åtgärdsprogram är det ännu mer prioriterat att kunna prediktera artens förekomst och krav rätt. Scenarioanalyser görs för att välja eller utvärdera åtgärder. |

3.2 Att tänka på vid beställning

Vad är bra att tänka på och precisera vid beställning av landskapsekologiska analyser? I detta avsnitt följer tips inom olika aspekter som belyser hur du som beställare kan göra din upphandling så tydlig som möjligt samt hur en beställning kan anpassas efter både behov, ambitionsnivå och budget.

Utformningen av beställningen är beroende av dess syfte, men även av budget, ambitionsnivå och tillgängliga indata. Den styrs även av tillgängliga resurser hos beställaren för implementering av hur resultaten ska användas i organisationen och hos målgruppen samt av fortsatt uttolkning av resultaten i exempelvis policies och förhållningssätt. Själva den landskapsekologiska analysen är därmed en del av en lång process.

Hur stor del av den processkedjan och hur mycket återkoppling mellan beställare och utförare ska ingå i beställningen? En kunnig beställare som har tid kan utföra stora delar av den här processen själv och en lösning kan då vara att endast vissa delar upphandlas.

För en väl anpassad och tydlig beställningsprocess bör du tänka på att

- identifiera och precisera behovet
- genomföra beställningen
- precisera analysupplägget
- genomföra analyserna
- leverera resultaten
- ta emot och implementera analysresultaten i din organisation eller i ditt projekt ta fram förhållningssätt baserat på analysresultaten.

3.2.1 Syftet med beställningen

Det viktigaste initialt är att du som beställare är klar över syftet med beställningen av den landskapsekologiska analysen och hur resultatet ska användas. Se till att förfrågningsunderlaget tydligt beskriver behoven och även vilka steg som följer efter att analysresultaten har levererats. Det är då lättare för utföraren att förstå vilka analyser som behöver göras. Men det finns många fler aspekter som behöver tydliggöras i upphandlingen för att du som beställare ska få ut precis det resultat som behövs och i nivå med tillgängliga medel och ambitionsnivå. Läs om dessa aspekter i det här kapitlet.

Förstudie

I arbetet med att formulera ett förfrågningsunderlag behöver du precisera

- vilka kunskapsunderlag som redan finns framtagna i kommunen eller i länets regionala handlingsplan för grön infrastruktur, eller andra planeringsunderlag
- vilka analyser för ytterligare arter eller biotoper utöver redan existerande underlag som kan behövas

- vilka andra typer av analyser utformade för en mer detaljerad skalnivå som kan behövas för fördjupning
- vilken typ av analys som behövs
- vilka fokuserter eller biotyper som ska analyseras
- vilka indata som finns tillgängliga och är möjliga att använda utan större insats för databearbetning (se avsnitt 3.2.5 *Indata och underlag* nedan).

Detta arbete kan givetvis göras helt av dig som beställare. Men det kan också utföras i en process mellan beställaren och utföraren, eller att den utförande konsulten gör en stor del av preciseringarna i form av en förstudie. Det beror på beställarens kompetens, tid och resurser.

3.2.2 Ambitionsnivå

Finns det en förutbestämd budget som styr ambitionsnivån för beställningen? Landskapsekologiska analyser kan göras med mycket varierande ambitionsnivå. Du bör undersöka om beställningen exempelvis styrs av en begränsad budget eller om det finns höga krav på detaljeringsgrad och träffsäkerhet, vilket ofta medför behov av en större budget.

Låt ambitionsnivån framgå tydligt i förfrågningsunderlaget. Låt sedan utföraren föreslå hur analysen kan anpassas efter budget och ambitionsnivå. Ibland finns möjlighet till ett enklare förfarande, exempelvis då kravet på resultatets detaljeringsgrad inte är så stort, vid kort tidsplan eller vid en begränsad budget.

Exempel på förenklingar i analysförfarandet:

- Konsekvensbedömning kan göras genom en expertbedömning baserad på resonemang utifrån befintliga kunskapsunderlag.
- En bild av landskapet (mängd, fördelning, mönster av habitat) kan ges genom en täthetsanalys baserat på tillgängliga och tillförlitliga indata.
- Habitatnätverk tas fram genom spridningsanalys med Cost Distance-analys eller ännu enklare som buffertzoner (utan hänsyn till barriäreffekter).
- Konnektivitetsanalys och eventuell scenarioanalys stannar vid framtagandet av habitatnätverk, det vill säga att analysen avstår från uträkning av konnektivitetsindex, funktionalitetsklassningar eller populationsmodellering. Vidare uttolkning görs i stället genom resonemang i en expertbedömning.
- Tolkningar och bedömningar görs utifrån en expertbedömning och resonemang helt och hållet baserat på befintliga kunskapsunderlag.
- För habitatmodeller görs ingen validering med statistiska analyser, utan beställaren får förlita sig på att GIS-modellen har tagits fram med stöd av exempelvis vetenskapliga referenser i fokusartens ekologiska profil. I områden med bra data från SLU Artdatabanken kan en enklare variant av validering vara att visa observationsdata på kartan och föra ett resonemang kring detta. Om det finns data på populationsstorlek, rörelse etcetera för fokusarten så kan en modell också delvis ytterligare valideras.

- Förstärkningsåtgärder eller kompensationsåtgärder tas fram utan specifika analyser enbart baserat på expertbedömning.
- Uttolkning av resultat, vidare ”klassningar” och framtagande av riktlinjer, förhållningssätt, prioriteringar etcetera omfattas inte av upphandlingen, utan görs i efterföljande projekt internt (eller som nya beställningar).

Se även avsnitt *4.11 Expertbedömning*.

3.2.3 Avgränsning av analysområdet

Välj lämplig avgränsning av analysområdet. Börja med att studera eventuella regionala planeringsunderlag om grön infrastruktur såsom värdetrakter för att sätta analysområdet i ett landskapsammanhang. Vid avgränsning av analysområdet bör du tänka på att landskapsekologiska analyser har kanteffekter med sämre återgivning i kanten. Lägg på en buffert runt det område som du behöver ha analyserat. Undersök om det exempelvis förekommer pågående planering av förändrad markanvändning i närheten av det aktuella projektområdet som gör att beställningen behöver samordnas med andra projekt och analysera ett större område så att kumulativa effekter hanteras.

3.2.4 Rapportkarta, karttjänst eller analysverktyg?

Ta ställning till om det är en rapportkarta, en karttjänst (GIS) för beslutstöd eller ett analysverktyg du beställer samt vilken typ av leverans du behöver:

- Vad är viktigast – att analysresultatet genererar kartor för rapporter (pdf-filer) eller att analysen resulterar i en karttjänst som kan nyttjas i användarens beslutstöd?
- Vad är viktigast – en detaljerad analys för det specifika projektet med för analysen skräddarsydda habitatkarteringar eller en analys baserad på geodata från nationella geodataportaler, ofta med grövre upplösning?
- Vad är viktigast – att analyserna ska kunna köras om eller om huvudfokus är slutresultat av den genomförda analysen. Om fokus är det förstnämnda kanske behovet inte är en leverans av kartor och GIS utan istället att ett analysverktyg utvecklas.

Ett analysverktyg kan göras exempelvis som en så kallad toolbox vilken fungerar i beställarens GIS-program eller en webbapplikation.

3.2.5 Indata och underlag

Tänk på att en av de allra viktigaste faktorerna som påverkar träffsäkerheten i analysen är de indata som analysen bygger på. Vilka indata och hur noggranna indata du behöver till analysen beror på vilken typ av analys som ska göras och valet av fokusart. Sverige har kommit långt vad gäller kartering av biologisk mångfald och det finns därmed många typer av användbara data att tillgå. Dock saknas fortfarande en strategi för ajourhållning av exempelvis NMD.

Tabellen i bilaga 1 beskriver exempel på öppna data som finns tillgängliga i Sverige. Dessa kan utgöra hela underlaget eller användas som komplement till mer detaljerade data på kommunal eller regional nivå.

Ibland kan det dock krävas nya geodataunderlag för att kunna genomföra den tänkta analysen. Så kan vara fallet om det saknas heltäckande geodata för analysområdet i form av exempelvis en biotopdatabas som BIOTOP.SE (se bilaga 1) eller marktäckedata med relevant information. Då behöver du beställa en heltäckande kartering från fjärranalys av livsmiljön. En beställning av förstudie-NVI (naturvärdesinventering), eventuellt med stickprov i fält, utförd enligt SIS standard 199000:2023 för NVI kan vara ett utmärkt generellt underlag till habitatanalyser och konnektivitetsanalyser.

Vid osäkerhet kring om tillgängliga indata är tillräckliga för analysen bör en förstudie upphandlas som syftar till att undersöka om nya habitatkarteringar behöver inkluderas i upphandlingen.

3.2.6 Validering av analysmodeller

Validering av analysmodellen handlar om att utvärdera modellen mot fältobservationer. Validering är avgörande för att utföra analysen evidensbaserat och få en bekräftelse på hur väl analysresultatet stämmer med verkliga observationer. En validering utformad enligt vetenskapliga principer och utvärderad med statistiska analyser är ett omfattande uppdrag som tyvärr sällan ryms i vanliga konsultprojekt. Du som beställare kan behöva söka finansiering för validering. Det kan finnas möjlighet att samarbeta med universitet och högskolor, inom olika utvärderingsprojekt. Valideringsprojekt bidrar till kunskapshöjning och kunskapsspridning inom fältet landskapsekologiska analyser. Men en validering är inte alltid motiverad eller möjlig att utföra för alla uppdrag. Du bör som beställare överväga om det är tillräckligt att modellen baseras på referenser till relevanta studier om den studerade artens krav samt grundas på expertbedömningar.

3.2.7 Kartproduktion

”Om det inte finns på karta kommer det inte med i beslutsprocessen” är ett citat från en workshop som Länsstyrelsen i Stockholm anordnade 2020 på temat konnektivitets- och spridningsanalyser. Genom kartproduktionen möjliggörs en pedagogisk visning av analysresultaten.

Det är en ansvarsfull uppgift att ta fram kartor som är begripliga för en målgrupp och där användaren i figurtexten eller i tolkningsavsnitt i rapporten upplyses om hur kartan lämpligen ska tolkas, inklusive dess begränsningar och osäkerheter.

Analyserna är ofta komplexa och innehåller mycket information. Även om ett avancerat GIS med viktiga analysdata levereras brukar någon form av traditionell karta med pedagogisk visning och uttolkning av resultaten behövas.

Det kan vara väl värt att du som beställare funderar över följande när det gäller kartor:

- Vilken inzoomningsgrad är önskvärd? Kanske behövs både kartor som visar hela analysområdet och inzoomade kartor där alla detaljer är synliga.
- Behövs en serie med kartor där analysresultatet visualiseras för olika typer av konnektivitetsmått, samt annan ekologisk information som tagits fram i analyserna?
- Behövs en samlande karta där alla analyser sammanvägs och viktas in – om analyser har gjorts för flera fokusarter?
- Behövs en karta där analysresultaten, exempelvis konnektivitetsindex eller

funktionalitetsraster, uttolkats till karta med manuell klassning bestående av exempelvis de viktigaste områdena att bevara, de viktigaste lägena i landskapet att förstärka, starka/resilienta spridningssamband respektive svaga spridningssamband, kärnområden respektive stepping stones eller identifiering av värdenätverk eller värdeattrakter?

I kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser* kan du läsa om vilka typer av kartor som kan produceras.

3.2.8 Tolkning av resultat och implementering

Behöver du stöd med ekologisk tolkning av resultaten? Ekologisk tolkning av analysen kan uttryckas i text i ett rapportavsnitt. Ekologisk tolkning kan också utgöras av tolkade (klassade) GIS-skikt skapade från analysresultaten, exempelvis kopplade till mål i miljöprogram eller dylikt. Tolkning och stöd i implementering av användning är också lämpligt att göra genom en workshop med användarna.

Eller kan beställargruppen i en intern process arbeta vidare med hur analysresultaten ska uttolkas och implementeras i användning.

3.2.9 Leverans av geodata

Landskapsekologiska analyser omfattar vanligen ett stort antal geodatafiler som skapas i de olika analysstegen. Du som beställare behöver tillsammans med utföraren hitta en rimlig avvägning av vilka geodatafiler som är relevanta att leverera och i vilka dataformat.

Ofta utgörs exempelvis resultatfilerna av vektordata vilka kan ha baserats på rasterfiler och där vektorfilerna är det resultat som kommer att användas. Det kan då vara en rimlig avvägning att avstå från att beställa leverans av rasterfilerna. I exempelvis i habitatanalyser och spridningsanalyser kan dock rasterfilerna vara viktiga slutresultat. Friktionsraster är viktiga om analyserna ska upprepas eller detaljer i analysresultaten behöver granskas och förstås.

Det här behöver du som beställare ange för krav på GIS-leveranser:

- Preciserat acceptabelt dataformat för leverans.
- Preciserat om geodata ska sorteras och paketeras på ett pedagogiskt sätt för att hålla ihop analyserna i paket, exempelvis ett habitatnätverk som består av många delfiler.
- Ange som leveranskrav att begriplig benämning av geodapaketen, enskilda geoobjektslager och attributfält behövs för att användaren i sin GIS-applikation ska förstå att hantera innehållet.
- Ange att förklaring av attributvärden behövs och attributfält som inte är informativa för användaren ska tas bort innan leverans.
- Ange om beskrivande texter som förklarar vad geoobjektslagren och attributen visar i en leveransinformation behöver tas fram.

- Ange om stilsättningsfiler för visualisering ska levereras. Ett alternativ till stilsättningsfiler kan vara att beställaren själv (eller med hjälp av utföraren) tar fram visualisering i beställarens GIS-system genom att klassa och visualisera geodatan på liknande sätt som i de kartor som finns i projektets rapport eller själv bestämmer hur lämplig visualisering ska göras.
- Ange att metadatablad är viktigt för att få en bra dokumentation av GIS-leveransen.
- Ange att en metodbeskrivning av hur analyserna gjorts ska medfölja GIS-leveransen eller ingå i en rapport.

3.2.10 Rapporten

Den skriftliga presentationen av resultatet har betydelse för det framtida arbetet. Det är viktigt att du redan i beställningen klargör vad du förväntar dig ska ingå i eventuell rapport samt vilken ambitionsnivå som gäller för kartproduktion och vilka typer av kartor som ska prioriteras.

En rapport som behandlar ett framtaget kunskapsunderlag utifrån en landskapsekologisk analys, bör vanligen - som minimum - innehålla syfte, metodbeskrivning (som redogör för typ av analys, fokusart, ekologisk profil och spridningsavstånd), resultat i kartor och vid behov sammanfattande tabeller eller diagram, tolkning och beskrivning av de olika områdena/trakterna samt en sammanfattande tolkning av utfallet av analyserna. En mer omfattande metodbeskrivning som förklarar analysupplägget, parametervärden med mera och hur osäkerheter, validering eller känslighet i analysen hanterats, bör läggas i en bilaga.

I vissa uppdrag kan det räcka med ett enklare PM eller bara en GIS-leverans med tillhörande leveransinformation. Det sistnämnda kan vara en möjlig anpassning vid begränsad budget.

3.2.11 Presentation för användargruppen

Hur ska projektet presenteras för användargruppen? Det är bra med framförhållning så att du redan vid beställningstillfället tänker över vilka behov som kan uppkomma i samband med presentation för användarna eftersom detta kan påverka beställningen.

Kanske ska projektet avslutas med endast en klassisk skriftlig rapport och GIS-leverans eller kanske behövs en eller flera presentationer för användargruppen. Exempel på sådana är en målgruppsanpassad Storymap (kartberättelse), powerpointpresentation eller annan typ av applikation som presenterar resultaten och orienterar användaren i hur analyserna ska förstås och användas.

3.2.12 Leveranskontroll

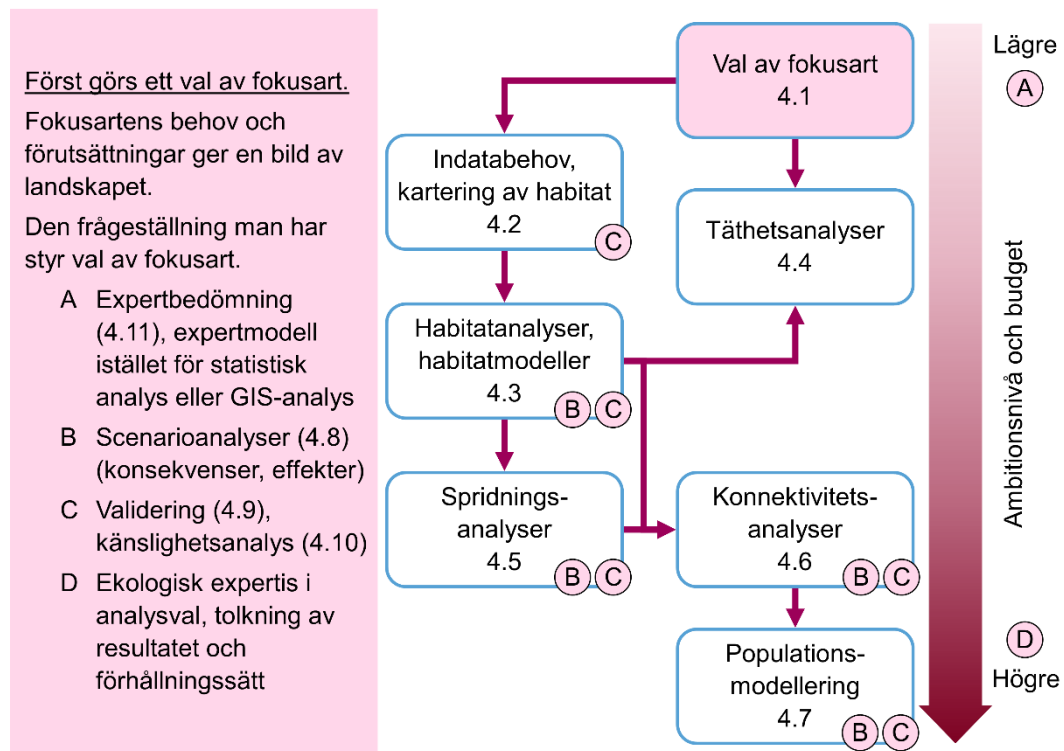
Hur ska leveransen granskas? När du som beställare granskar utförarens leverans i uppdraget kan du ha nytta av nedan exempel på kontrollfrågor. Valda delar kan vara lämpliga att precisera i upphandlingen.

- Beskrivs och motiveras valet av fokusart (analyserade arter/biotyper) på ett tydligt sätt?

- Beskrivs verktyg, analysmått och vilka antaganden om arter som gjorts i modelluppbyggnaden?
- Anges referenser till beskrivning av fokusartens egenskaper och de antaganden om arter som har gjorts?
- Beskrivs använt indata tillräckligt väl och tillsammans med en bedömning av om indata har tillräcklig aktualitet och kvalitet?
- Framgår det om livsmiljön är predikterad eller fältinventerad?
- Anges spridningsavstånd och om det är euklidiskt eller kostnadsviktade avstånd?
- Är de framtagna kartorna begripliga med pedagogisk visualisering och förklarande figurtexter?
- Är GIS-leveransen utförd enligt vad som har avtalats?
- Har eventuella osäkerheter vid tolkningen av resultatet beaktats?
Konnektivitetsanalyser utgör ett stort aktivt forskningsområde och nya rön publiceras regelbundet, vilket kan påverka hur resultat skall tolkas.

4 Vanliga typer av landskapsekologiska analyser

I detta kapitel presenteras du en översiktlig orientering om vanliga typer av landskapsekologiska analyser för att du ska få förståelse för grundläggande landskapsekologiska begrepp och få en introduktion till olika analystyper och olika analysmoment. Detta för att du ska bli bättre insatt i vad du beställer och sedan även bättre kunna tolka och förmedla analysresultaten. I figur 9 visas en översikt över analystyperna.

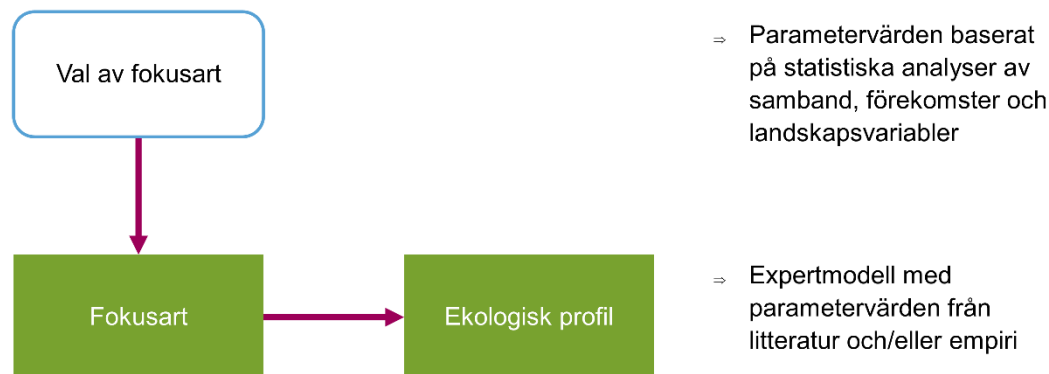


Figur 9. Flödesschemat illustrerar olika analystyper och analysmoment (boxar med blå linje). Det finns analyskoncept för olika ambitionsnivåer. De flesta analystyper kan i sig själva vara ett slutresultat men de kan också utgöra indata till fortsatt analys. Några analystyper och moment illustreras i figuren som bokstäver som finns på flera ställen i flödesschemat. Flera av analystyperna kan även fungera som scenarioanalys där två analyser som beskriver olika tidpunkter jämförs med varandra. Validering är relevant att göra i flera analystyper men kan vara kostsamt. I de flesta analystyper och moment kan matematiska analyssteg även ersättas av expertbedömning. Slutligen kan en utförare utgöra expertstöd och stötta beställaren från tidigt beslut om analysval till tolkning och kommunikation om analysresultat.

Kapitlet presenterar ett urval av etablerade analystyper och analysmoment som är lämpliga att använda för de olika frågor och behov som identifierades i kapitel 3 *Stöd i beställningsprocessen*. Analyserna görs i GIS (Geografiskt informationssystem) och ibland ingår även statistiska analyser. Varje analystyp består ofta av många olika undertyper och analysmoment i en längre analyskedja, det vill säga de genererar resultat som kan användas för vidare analyser men de kan också utgöra självständiga resultat. Exempel på resultat med visning av kartor presenteras i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*.

4.1 Fokusarten och dess habitat

En fokusart är den art vars förekomst analysmodellen försöker förutsäga i landskapet. Målet med att välja fokusart och upprätta en ekologisk profil för den är att skapa en modell för hur arten förekommer och vilken livskraft den har i landskapet (figur 10).



Figur 10. Val av fokusart och precisering av ekologisk profil.

Modellen ska resultera i kartor och GIS-skikt där du rumsligt ser var i landskapet det finns förutsättningar för arten att finnas. Konceptet med fokusart måste dock inte bestå endast av en viss specifik art. En fokusart kan utgöras av ett artkluster (grupp av arter som tillsammans täcker in variation av nischer inom biotopen/biotoperna). En fokusart kan också vara en tänkt art som kan anses representera en organismgrupp eller en artgrupp för vilka en viss biotop eller naturtyp utgör "artens" habitat. Ofta fungerar fokusarten som en paraplyart som fungerar som en representant för ett större antal arter med liknande ekologiska krav på livsmiljö, begränsningar och preferenser vid spridning (se avsnitt 5.1 *Fokusart: Fokusarten och dess habitat*).

En fokusart används i landskapsekologiska GIS-analyser för att analysera och ge en bild av landskapet utifrån fokusartens ekologiska krav. Med kunskap om fokusartens ekologiska kriterier och med tillgång till geodata som kartlägger fokusartens habitat kan analysen förutsäga artens förutsättningar att finnas i det analyserade landskapet. Vilka GIS-analyser som passar är olika för olika fokusarter, storlek på analysområdet (skala) samt vilka frågeställningar som beställaren behöver få svar på.

Det är själva syftet med analysen som styr valet av fokusart och hur parametrar för fokusarten utformas. Är syftet med beställningen av analysen att ta fram övergripande planeringsunderlag i GIS samt uttolkning av dessa för kommun eller län, är ett viktigt tidigt arbetsmoment att på ett klokt sätt välja vilka fokusarter som ska representera olika typer av biologisk mångfald. Alla arter och alla typer av biotoper kan inte analyseras. Lösningen är att göra ett relevant urval med några representativa fokusarter. Dessa får var och en representera de för området mest kontrasterande naturtyperna (exempelvis ädellövskogar, ängsmarker och småvatten).

Gäller det en analys till en artskyddsutredning läggs stor vikt vid att utforma modellen för fokusarten så att analysen förutsäger förekomst av arten eller artens habitat så träffsäkert som möjligt. När analyserna ska utgöra beslutsstöd inom naturvård eller underlag för bedömning av påverkan på bevarandevärda arter och biotoper, utgör fokusarten vanligen

en art som är knuten till specifik livsmiljö och vars populationer har fragmenterats och minskat. Gäller det en analys till bredare naturvårdsstrategier, till exempel att bevara och förstärka biologisk mångfald knuten till olika biotop- eller naturtyper, eller grön infrastrukturanalys som beslutsunderlag i stadsutveckling, kan parametrarna för fokusarten utformas på ett mer generellt sätt. Både artkluster (grupp av arter som tillsammans täcker in flera lite olika nischer) eller par av arter med en spridningsbegränsad, kräsen art och en mer lättspredd art med bredare ekologisk nisch, kan användas som fokusarter.

Goda förutsättningar för fokusarten indikerar i sådana analyser bevarandevärda biotoper och ekologiskt funktionella landskap.

Vad du ser i analyskartorna, exempelvis ett habitatnätverk för fokusarten, är inte samma sak som faktiska förekomster av studerad art och inte heller faktisk förekomst av precis rätt habitat för arten (såvida inte analysen bygger på bra och aktuella fältinventeringar). Kartan är ett prediktionsverktyg som visar landskapet utifrån fokusartens ekologiska krav och som visar förutsättningar för arten att finnas i landskapet baserat på de indata och de parametrar som använts i modellen. Hur träffsäkert resultatet är beror på hur bra indatan är och hur väl modellen lyckats beskriva artens krav.

När valet av fokusart för analysen är klart är det dags att ta fram en ekologisk profil som beskriver fokusartens habitatkrav och spridningsförmåga. Om analyserna ska omfatta spridningsanalyser brukar den profil som sätter parametrar för spridning kallas spridningsprofil. En ekologisk profil behöver upprättas för att kunna sätta värden på analysmodellens ingångsparametrar.

För att upprätta den ekologiska profilen behövs kunskap om artens ekologi. Om det finns tillgång till ett tillräckligt omfattande och strukturerat insamlat fältdata om artens förekomst och rumsliga miljödata med landskaps- och biotopinformation kan sambanden mellan förekomst och landskapsvariabler analyseras statistiskt, ofta i regressionsanalyser. Då erhålls en matematisk modell som styr hur GIS-modellen sätts upp. Ofta finns inte tillgång till tillräckliga data eller så finns inte tiden att sätta upp en matematisk modell och utvärdera den.

Istället utgörs den ekologiska profilen av en så kallad expertmodell. Habitatkrav, maximala spridningsavstånd och preferenser vid spridning bygger då på litteraturuppgifter från forskningsprojekt där sådant studerats, eller så görs expertbedömningar baserat på empirisk erfarenhet av artens ekologiska krav. SLU Artdatabankens artfaktblad är ofta en bra ingång till dessa parametrar.

Det här är vanliga frågor som du behöver precisera om habitatkrav:

- Vilka typer av biotoper utgör habitat?
- Vilka kvalitéer behövs för att ett område ska utgöra habitat?
- Vilka funktioner (exempelvis boplats/reproduktionshabitat, födosöksområde, övervintring etcetera) behöver analysen beakta?
- Vilken areal krävs för att ett område ska utgöra habitat?

Det här är vanliga frågor som du behöver precisera om spridning och spridningsavstånd:

- Vilken typ av spridning är det som analysen ska beskriva? Avser spridningsanalysen daglig förflyttning inom livsmiljöer som behövs för att föda upp ungar, eller avser analysen mer sällan förekommande långväga förflyttning inom metapopulationer (genflöde)?
- Om analysen behöver ett maximalt spridningsavstånd, på vilka grunder ska det preciseras? Hur långt uppskattas det genomsnittliga spridningsavståndet vara, det avstånd de flesta individer sprider sig? Ett sådant avstånd brukar användas som maximalt spridningsavstånd i habitatnätverksanalyser.
- Är det relevant att modellen ska beakta barriäreffekter och olika genomsläpplighet i matrix (det vill säga de delar av landskapet som inte är habitat)?

Du kan läsa mer om resultat från val av fokusart och dess habitat i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, i avsnitten

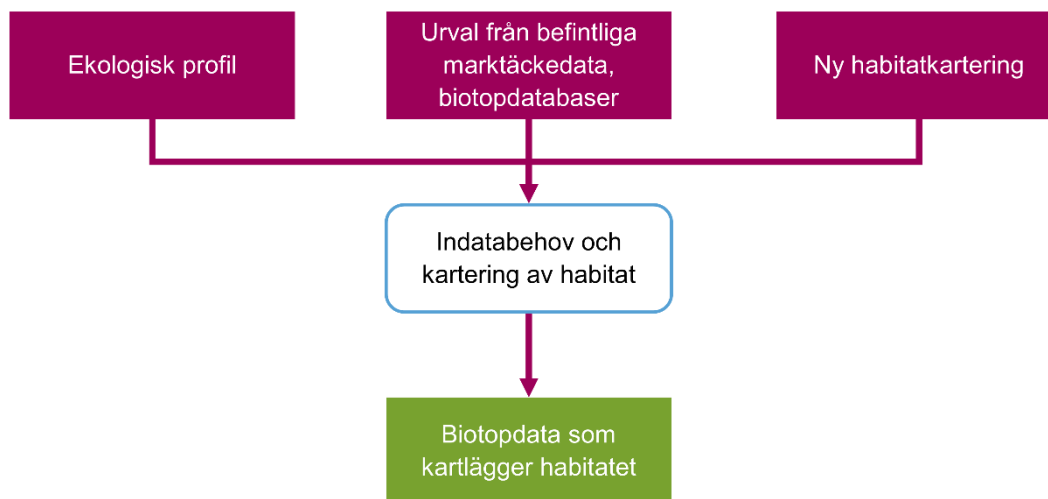
- 5.1 *Fokusart: fokusarten och dess habitat*
- 5.2 *Fokusart: ekologisk profil*

Här får du presenterat en sammanfattning om val av fokusart:

- Fokusarten kan representera flera arter med liknande ekologi och kan då kallas paraplyarter.
- Två (eller flera) fokusarter kan väljas som båda är knutna till samma naturtyp varav en fokusart är kräsen och svårspriidd medan den andra fokusarten har bredare habitatkrav och/eller kan sprida sig längre. Två analyser görs som i sin tur genererar två habitatnätverk. Att jämföra de två habitatnätverken kan ge bra vägledning för bevarande, restaurering och känslighet.
- För att ställa upp parametervärden för fokusartens ekologiska profil behövs litteraturuppgifter från forskning om artens ekologi, exempelvis via SLU Artdatabankens artfaktablad. Alternativt ingår det i den beställda analysen att statistiskt analysera samband mellan artförekomst och landskapsvariabler så att uppgifter till parametervärdena erhålls i projektet.
- Fokusartens ekologiska krav och spridningsprofil ska vara relevant i den planeringskala som eftersträvas.
- Valet av fokusart för analyser av grön infrastruktur kan vara en art vars specifika krav på livsmiljö utgörs av särskilda biotoper eller biotopkombinationer, för vilka samhället har uppställda mål och policyer när det gäller bevarande och beaktande (till exempel miljö kvalitetsmålen och länsstyrelsernas handlingsplaner om grön infrastruktur).

4.2 Indata och habitatkartering

Indata och habitatkartering är geodata som behövs för att kartlägga artens habitatkrav (figur 11). Dessa geodata är nödvändiga för att genomföra analysen enligt den ekologiska profilen. Det handlar om att kartlägga de biotoper och biotopkvaliteter som habitatet utgörs av. Arealkrav, gradering av hur lämpligt habitatet är och rumslig konfiguration i landskapet är frågor som analyseras i fortsatta analyssteg (habitatanalys, spridningsanalys, konnektivitetsanalys).



Figur 11. Indatabehov och kartering av habitat.

Ett uppdrag innehållande landskapsekologiska analyser måste av beställaren i ett tidigt skede, och sedan av utföraren, inledas med att gå igenom vilka befintliga indata som finns och kan tänkas vara användbara för att kartlägga fokusartens habitat. Analysens resultat är helt beroende av kvaliteten på indata och hur träffsäkert indata kartlägger fokusartens habitat.

En kontrollfråga vid beställarens utformning av uppdraget är också hur prioriterat det är att ha en hög träffsäkerhet i kartläggning av fokusartens habitat. Räcker det med trubbigare indata där beställaren och användaren i upplägget av analysen är medvetna om att habitat och habitatpatcher egentligen visar en bredare ekologisk nisch än den fokusart som valts att representera analysresultaten? En sådan hantering av fokusartens habitat kan sägas medvetet innehålla habitat som inte i nuläget är så optimala för arten, kanske till och med att habitatpatcherna innehåller det som brukar kallas för stödhabitat (habitat som inom en framtid sannolikt får habitatkvalitet). Användaren kan inte se i kartan exakt var dessa variationer i kvalitet finns eftersom den informationen saknas.

Ett exempel är om habitatnätverk för barrskogsmesar tas fram enbart baserat på att marktäcketyper är barrskog eller lövblandad barrskog utan någon information om ålder och flerskiktning. Det kan absolut finnas kontexter då det räcker med en sådan enklare hantering av indata för fokusartens habitat, exempelvis när en snabb generell analys om grön infrastruktur behövs för att förstå eller ge en bild av huvudsakliga landskapssamband i ett studerat landskap. Om däremot ett habitatnätverk för talltita tas fram baserat på kartläggning av barrskog och lövblandad barrskog, ålder på skog och flerskiktning så blir det habitatnätverket mer träffsäkert än föregående exempel gällande

barrskogsmesar, när det gäller att förutsäga förekomst av talltita. I en artskyddsutredning är det högre krav på träffsäkerhet i indata än i föregående exempel om analys av grön infrastruktur.

Geodata för kartläggningen av habitat och habitatpatcher erhålls genom en rad olika urval i GIS och genom geoprocessing från dessa befintliga geodata. Att använda befintliga geodata för kartläggning av habitat är lämpligt förutsatt att tillgången på befintliga geodata för kartering av artens habitat är tillräckligt bra för syftet med analysen. För analyser där även egenskaper för matrix, det vill säga landskapets egenskaper i de mellanliggande miljöerna, beaktas och till exempel barriäreffekter från vägar och tät bebyggelse ska hanteras, behövs också tillräckliga indata om det landskap som omger habitatpatcherna. I spridningsanalyser behöver ett heltäckande så kallat friktionsraster (se avsnitt 4.5 *Spridningsanalyser*) skapas genom omklassning av marktäckeklasser. I tabellen i bilaga 1 listas användbara nationella eller regionala indata för landskapsekologiska analyser.

Vissa analyser kan göras på heltäckande kartläggning från fältinventeringar av biotoper som utgör livsmiljö för fokusarten. Som exempel kan nämnas systematiskt gjord heltäckande inventering av nyckelbiotoper, ängs- och betesmarker eller särskilt skyddsvärda ekar inventerade av länen inom åtgärdsprogram fastställt av Naturvårdsverket. Finns heltäckande och systematiskt utförda fältinventeringar av habitatet utgör dessa en träffsäker kartläggning av habitatet.

Heltäckande inventering saknas dock ofta. I sådana lägen behövs indata kompletteras så att inte missvisande ”tomma områden” i landskapet bildas. Om befintliga indata saknas eller om sådana behöver kompletteras kan en ny habitatkartering göras, till exempel med stereoflygbildstolkning av infraröda flygbilder, eller fjärranalyserkartering från satellit- och lidardata.

Kalibrering i fält med identifierade biotoper som utgör fokusartens habitat brukar behövas för att få en tillräckligt träffsäker kartering. Validering i fält av utförd kartering är en rekommenderad kvalitetssäkring.

Här följer ett antal frågor du bör ställa dig vid kartläggning av fokusartens habitat:

- Vilka indata finns tillgängliga som möjliggör träffsäker kartläggning och analys av fokusarten?
- Täcker indata hela analysområdet med jämn kvalitet?
- Behöver nya karteringar tas fram?
- Vilken detaljeringsgrad behövs för att analysen ska kunna ge svar på beställarens frågor och behov?
- Är fokus på att analyserna ska täcka in ett mycket stort område där grövre data men med heltäckande utbredning är tillräckliga eller behövs detaljerade och träffsäkra indata tas fram? Det senare brukar vara motiverat för ett mindre område där högre detaljeringsgrad är viktigt.

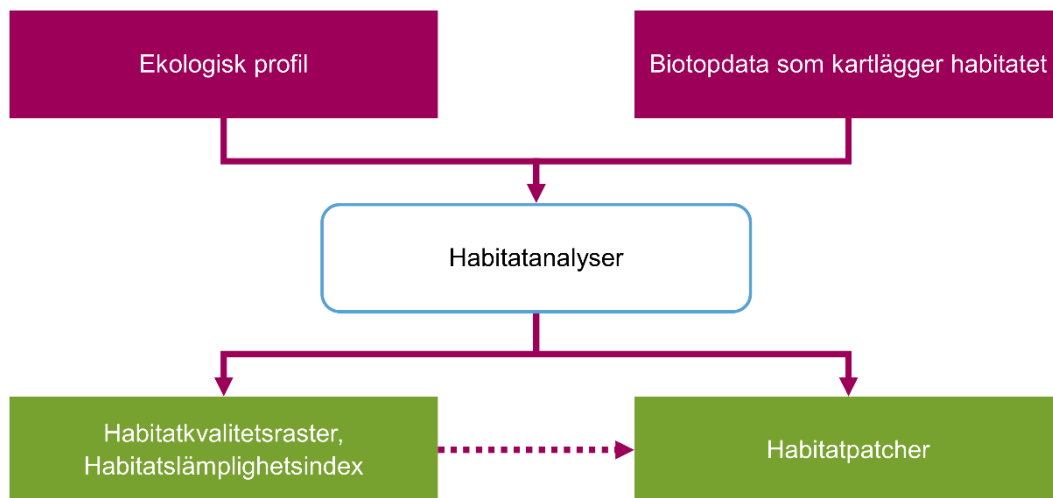
- Är det viktigast att analysen kan upprepas (ajourhållas, monitoring), genom att uppdateringar av indata kommer att erhållas återkommande genom omdrev i nationella karteringar, eller är det viktigast med så hög träffsäkerhet i habitatkarteringen som möjligt för en nulägesanalys? För en träffsäker analys kanske en skräddarsydd flygbildstolkning, fjärranalyskartering av habitat, eller biotop ska väljas.
- Ska spridningsanalyser med beaktande av barriäreffekter göras? Heltäckande marktäckedata behövs då för att ta fram friktionsraster (se avsnitt 5.10 *Spridningsanalys: friktionsraster*).
- Finns vägdata med uppgift om trafikintensitet eller typ av väg så att barriäreffekter kan beaktas i friktionsrastret om det är relevant?
- Ska karteringen endast omfatta habitat för arten eller ska den även omfatta stödhabitat som i nuläget inte uppfyller kriteriet för att utgöra habitat men som på relativt kort sikt kan utvecklas till habitat?

Du kan läsa mer om resultat från indata och habitatkartering i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, i avsnittet

- 5.3 *Indata och habitatkartering: habitatkartering*

4.3 Habitatanalyser

Habitatanalyser handlar om att ta fram habitatpatcher, eller habitatkvalitetsraster eller habitatlämplighetsindex (HSI) och därmed omvandla den ekologiska profilen till rumslig information, kartor, som förutsäger förutsättningar för arten att finnas i landskapet (figur 12). Fokusartens ekologiska krav i form av arealkrav och habitatkvalitet etcetera ingår i habitatanalyser. Habitatpatcher och habitatkvalitetsraster kan vara slutresultat som används i utredning om fokusarten men oftast används de till fortsatta analyser medan HSI är ett slutresultat.



Figur 12. Habitatanalyser.

4.3.1 Habitatkvalitetsraster och habitatsannolikhetsraster

Habitatanalyser kan generera för landskapet heltäckande raster där varje pixel motsvarar ett relativt kvalitetsvärde för fokusarten, kallat *habitatkvalitetsraster*. Habitatanalyser kan också resultera i raster med *habitatlämplighetsindex*. Det senare är en välkänd metod för habitatanalys, *Habitat Suitability Index* (HSI), vilket är ett relativt mått för hur lämplig varje pixel i rastret är som habitat för arten. För exempelvis en tjädermodell kan ingångsvariabler vara skogssuccession, krontäckning, beståndssammansättning, förekomst av blåbär i fältskiktet samt beståndsålder. Pixelvärdet i varje raster konverteras till en rankning mellan 0.01 och 1. De flesta arter har arealkrav på livsmiljön. För att väga in artens arealkrav i HSI kan man applicera ett ”rörligt fönster” på slutresultatet som räknar ut ett medelvärde inom en viss för arten relevant storlek på sökfönstret. I det sista analyssteget skapas ett sammanvägt raster som visar ett index. Ett vanligt sätt att framställa detta resultatraster är att med rasterkalkyleringsverktyg multiplicera de olika ingångsvariablerna (SI) med varandra så att cellvärdet blir produkten. Uträkningen skapar ett index mellan 0 och 1. Ju närmare 1 desto mer lämpligt habitat.

4.3.2 Habitatpatcher

För dig som ska använda den landskapsekologiska analysen i olika beslutsprocesser är det viktigt att förstå hur habitatpatcherna tas fram och vad de beskriver. Vanliga analysmoment är att från ingående geodata göra urval kring areal och biotopkvalitet.

En habitatpatch omfattar ett avgränsat område med livsmiljö för en art eller en artgrupp. I konnektivetsanalyser och vid upprättande av habitatnätverk avser habitatpatch ett område med livsmiljö/livsmiljöer som oftast är tillräckligt för att genomföra reproduktion och när det gäller djur, uppfödning av ungar.

Vissa typer av fokuserter som exempelvis groddjur och fladdermöss behöver en kombination av bohabitat och sommarhabitat som ligger tillräckligt nära varandra och har tillräckliga resurser (storlek, kvalitet) för att genomföra lyckad reproduktion. En habitatanalys kan för sådana typer av arter behöva innehålla spridningsanalyser (läs mer i avsnittet Spridningsanalyser) för att avgränsa områden med livsmiljö/livsmiljöer som är nåbara och tillräckliga för att genomföra reproduktion och uppfödning av ungar. Sådana områden eller habitatpatcher kan i landskapsekologiska analyser benämnas hemområde eller aktivitetsområde. Ligger flera födohabitat och flera reproduktionshabitat nära varandra så resulterar spridningsanalysen i stora sammanhängande områden som rymmer flera och överlappande hemområden. I den här rapporten använder vi termen metapatcher (Zetterberg m. fl. 2010). Ett annat exempel på metapatch är när habitatpatcher kartläggs för en art som lever flera generationer på en och samma plats, som innehåller både reproduktionshabitat och födosökshabitat, och platsen består länge över tid. Ett bra exempelvis är en gammal ek där larvutveckling av vedlevande skalbagge sker. Varje gammal ek är en lokal population som vid behov sprider sig ett kort avstånd till annan gammal ek inom ett område med likartad miljö med tillgång på gamla ekar. I exemplet aggregeras ekarna till en metapatch (Blazquez-Cabreraa m. fl. 2014). Att skapa den typen av aggregerade habitatpatcher är också ett sätt att förenkla och kapa analysstiden för konnektivetsanalyser som kräver hög datorkapacitet.

Habitatanalyser som syftar till att skapa habitatpatcher kan också göras genom urval av pixlar från habitatkvalitetsraster och resultera i habitatpatcher.

Du kan läsa mer om analysresultat från habitatanalyser i kapitel 5
Resultat från landskapsekologiska analyser, i avsnitten

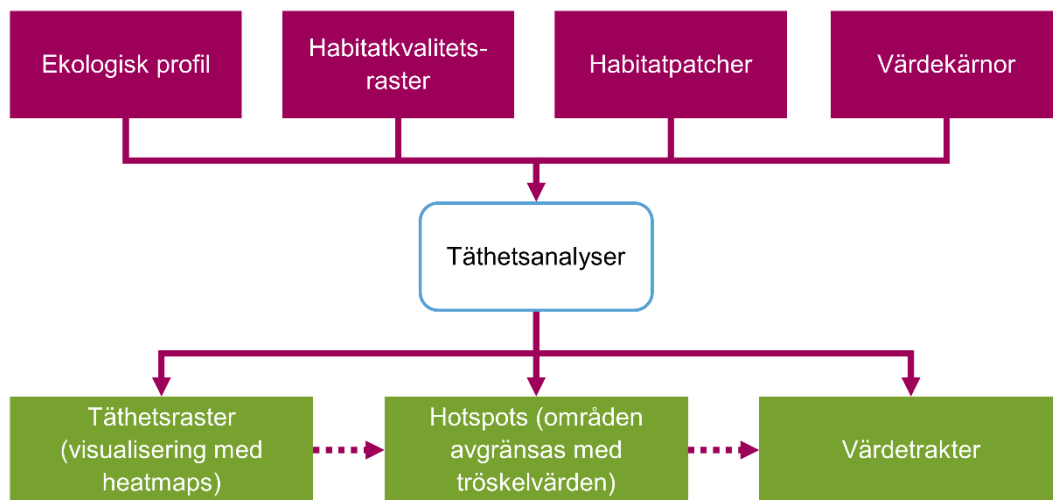
- *5.4 Habitatanalys: habitatkvalitetsraster*
- *5.5 Habitatanalys: habitatlämplighetskartor*
- *5.6 Habitatanalys: habitatpatcher*

Om metapatcher kan du läsa mer i avsnittet

- *5.15 Konnektivetsanalys: metapatcher*

4.4 Täthetsanalyser

Täthetsanalyser handlar om att skapa en bild av hur mängden (tätheten) av olika substrat, habitat, naturtyper, artantal, artförekomst etcetera varierar rumsligt. Täthetsanalyser har bland annat använts i länsstyrelsernas naturvårdsarbete. Exempel är GIS-analyser om tätheter av olika typer av värdekärnor som togs fram i länsstyrelsernas skogsstrategier under 00-talet och handlingsplanerna för grön infrastruktur. Täthetsanalyser har av länsstyrelserna ofta använts för att få underlag till att avgränsa värdestråk. I en täthetsanalys i kontexten kring värdestråk ges svar på frågan om hur stor andel av det analyserade landskapet som utgörs av en viss resurs till exempel den eller de naturtyper, biotoper eller habitat för fokusart som studeras (figur 13).



Figur 13. Täthetsanalyser.

Täthetsanalyser passar för arter som vid förflyttning och spridning inte uppenbart begränsas av olika spridningsmotstånd i matrix som till exempel fåglar med stora revir eller ”stillasittande arter”, till exempel växter, lavar och vedsvampar. Om fokusarten däremot är känslig för barriäreffekter bör i stället ett analyskoncept som passar för att analysera funktionell konnektivitet användas. Täthetsanalyser kan generellt sätt passa i tidiga planeringsskedena för lokaliseringsval, för att undvika områden i landskapet där täthetsanalysen kan ge en snabb orientering om vilka områden eller stråk i landskapet som är viktiga för biologisk mångfald. Detta minskar risken för kostnadsdrivande ekologiska utredningar, exempelvis om artskydd och skyddsåtgärder.

Vid beräkning av tätheten inom ett sökfönster kan antingen fast eller så kallat rörligt sökfönster användas. Fast sökfönster innebär att mängden av den analyserade företeelsen inom ett fast rutnät (exempelvis hektarsrutor) beräknas. Rörligt sökfönster är vanligt vid landskapsekologiska analyser. Rörligt sökfönster skapar ett raster där varje pixel har ett värde som anger ”vid den här punkten i landskapet finns så här mycket av den analyserade resursen inom den här radien eller kvadraten”.

Täthetsanalyser med rörligt fönster söker genom ett raster inom en angiven sökradie och summerar arealen av pixlar med vissa egenskaper inom sökradien till varje pixel. I analysen kan olika beräkningstyper väljas, exempelvis medelvärde, summa, eller standardavvikelse. Vanligtvis visualiseras täthetsrastret med så kallade heatmaps i

rasterformat eller som grid-baserade polygonskikt där pixlarna eller grid-rutorna färglagts i proportion till mängden av den indata som stoppats in i täthetsanalysen. Vid beräkning av täthet är en analysparameter en storlek på sökfönstret inom vilket tätheten ska beräknas. I upplägget av analysen är därmed en viktig frågeställning att definiera storlek på sökfönstret. Storleken på sökfönstret inom vilket tätheten ska beräknas har stor påverkan på hur den kartbild ser ut som blir resultatet av analysen. Ett större sökfönster (till exempel en cirkel med radie 500–1000 meter) kan vara (men är inte alltid) lämpligt för analyser på större skala, såsom län eller landskapsnivå, medan ett mindre fönster är lämpligare på mindre skala eller i projekt som kräver både hög detaljeringsgrad och ”en landskapsekologisk utzoomning med mönster i landskapet”. Val av sökfönstrets storlek kan också bero på fokusartens ekologiska profil, det vill säga vad forskning visar om fokusartens landskapsekologiska krav. Arter som har stora revir bör få större sökfönster än arter som har mindre revir. Täthetsanalysen resulterar i ett raster som för varje pixel visar hur stor andel av det satta sökfönstret som utgörs av analyserade naturtyper, biotoper, habitat etcetera. I täthetsanalyser med större sökfönster finns, vid tolkningen av täthetskartorna, flera aspekter att tänka på, om hur indata (resursen som analyseras) förhåller sig till resultatkartorna. Det finns annars risk att täthetskartorna kan misstolkas när en användare ”zoomar in” och ska uttolka specifika utsnitt ur landskapet.

I och med att täthetsanalys är en analystyp som bygger på en förhållandevis enkel algoritm som inte innehåller avancerade beräkningar kan analysområdet vara mycket stort utan att osedvanligt stor datorkapacitet behövs. Den passar därför för analyser på nationell eller regional skala. På den skalan är det heller inte lika angeläget att ta hänsyn till konnektivitet och egenskaper av matrix (landskapet utanför de analyserade ytorna/resursen). Generellt kan sägas att ju viktigare det är att kunna uttolka detaljer kring indata, desto mindre ska sökfönstret vara. Se även ovanstående resonemang om vad olika storlek på sökfönstret ger för effekter på hur indata förhåller sig till vad man ser på resultatkartorna i täthetsanalysen.

Baserat på täthetsanalysen går det att avgränsa områden i landskapet med tätheter som är högre än ett visst tröskelvärde, exempelvis ett tröskelvärde för vilka mängder av habitat som måste finnas för att det ska finnas förutsättningar för ett revir där reproduktion kan genomföras. Sådana områden kallas i detta dokument *hotspots*.

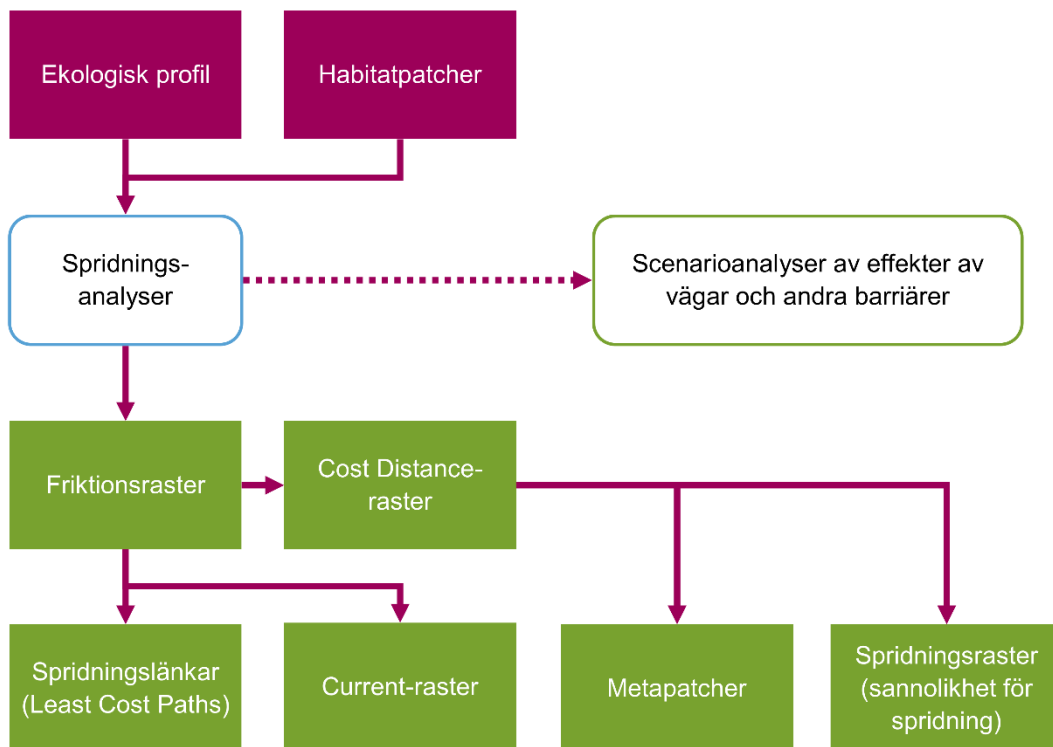
En täthetsanalys är ett utmärkt verktyg för att identifiera var i landskapet det finns koncentrationer av den studerade resursen men studerar inte någon ekologisk process.

Du kan läsa mer om analysresultat från täthetsanalyser i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, i avsnitten

- 5.7 Täthetsanalys: täthetsraster
- 5.8 Täthetsanalys: hotspots
- 5.9 Täthetsanalys: värdetrakter

4.5 Spridningsanalyser

När syftet är att analysera fokusartens förflyttning eller spridning i ett landskap som är heterogent och egenskaper för matrix behöver beaktas, då är det motiverat att göra en spridningsanalys (figur 14). För fokusarter som är känsliga för barriäreffekter kan hänsyn till barriäreffekter tas i analysmodellen med hjälp av spridningsanalyser baserat på friktionsraster, även kallat kostnadsraster eller motståndsraster. Spridningsanalyser är också användbara för att utreda om dödligheten för individer kan förväntas öka till följd av att en ny väg byggs och var individer i första hand förväntas bli överkörda.



Figur 14. Spridningsanalyser.

4.5.1 Vad är förflyttning och vad är spridning?

Förflyttning är all form av regelbundna och vardagliga förflyttningar (rörelser) under en individs liv (födosök, revir-/hemområdesrutter, etcetera).

Spridning är all förflyttning av individer eller spridningskroppar från ursprungsplatsen/födelseplatsen till en annan plats eller omgivning där arten kan reproducera sig, det vill säga all förflyttning som påverkar det rumsliga flödet av gener från en generation till en annan (över en tidskala av en generation).

Spridningsanalyser som visas här kräver att ett friktionsraster tas fram. Friktionsrastret beskriver landskapets genomsläpplighet för individer som förflyttar sig. Friktionsraster är ett sätt att göra GIS-analyser baserat på modeller med så kallade ”motståndsparmetrar”, som ges olika friktionstal för spridningsmotstånd för olika miljöer i matrix beroende på artens förmåga att förflytta sig genom dessa miljöer (Kindlmann & Burel 2008). Högt friktionstal ges till miljöer som har barriäreffekt genom att arten undviker miljön men högt friktionstal ges även till miljöer där individer under spridning dör, till exempel

trafikdöd på vägar (Spear m. fl. 2010; Zeller m. fl. 2012). För att skapa ett friktionsraster behöver utföraren omklassa heltäckande raster innehållande koder för marktäcketyper, för att få fram ett raster som i stället visar friktionstal. I omklassningen används en tabell som preciserar friktionstal för olika marktäckeklasser. Friktionstalet 1 betyder att det är lätt att sprida sig i markslaget/biotopen. Spridning genom friktionsvärde 1 blir samma avståndsberäkning som fågelvägen. Ett högt friktionstal betyder att det är svårt för individer att sprida sig i markslaget/biotopen: Den faktiska förflyttningen blir kortare än en beräkning av fågelvägen. Omklassningen av marktäcketyper till friktionsvärde grundar sig ofta på litteraturuppgifter om fokusartens ekologi eller på artexperternas empiriska kunskap (Zeller m. fl. 2012).

Det finns flera alternativa sätt att modellera spridning. De mest realistiska modellerna brukar benämnas "individbaserade spridningsmodeller". Dessa modeller anses ofta alltför tidskrävande och används därför mycket sällan. I stället används en rad angreppssätt som i många fall kan antas ge liknande slutresultat som de mer realistiska individbaserade modellerna. Det finns rasterbaserade spridningsanalyser och det finns nätverksbaserade spridningsanalyser som samtliga bygger på att man först tar fram ett friktionsraster som beskriver landskapets genomsläpplighet för individer som förflyttar sig. Detta dokument lyfter fram tre etablerade algoritmer för att beräkna spridning baserat på friktionsraster: Cost Distance, Least Cost Paths och kretsteoribaserade spridningsanalyser. Cost Distance-baserade och kretsteoribaserade metoder ger upphov till spridningsmönster som förmodas likna djurs spridningssamband i heterogena landskap med olika genomsläpplighet (friktion).

4.5.2 Cost Distance-raster

Cost Distance-raster modellerar spridning eller förflyttning av fokusarten från ett habitat som är startpunkt baserat på antagandet att individer eller spridningsenheter sprids från spridningskällan i alla riktningar men med beaktande av barriäreffekter i landskapet som simuleras genom att använda friktionsraster. Analyser kan göras med ett maximalt avstånd eller ett obegränsat avstånd. I det senare fallet, obegränsat avstånd, skapas ett raster över hela analysområdet (förutom i områden som utgör totalbarriärer) och i det första fallet med maximalt spridningsavstånd skapas ett raster med cut off, kapning, för det maximala spridningsavståndet.

4.5.3 Kostnadsviktade spridningslänkar (Least Cost path)

En Least Cost path-analys resulterar i spridningslänkar (linjeobjekt) som utgör den minst kostnadskrävande vägen mellan två habitatpatcher, vilket är en beräknad optimerad rutt mellan två habitatpatcher.

4.5.4 Kretsteoribaserade spridningsraster

Kretsteoribaserade spridningsraster (current-raster, strömraster) baseras på beräkningar som utgår från att fokusarten inte har kunskap om landskapet och inte optimerar sin väg. Rastret visar "randomwalks" (djur som rör sig slumpmässigt) över hela landskapet i analysområdet där spridningsmönster framträder givet permeabiliteten (genomsläpplighet) i landskapet för spridning. Kretsteori modellerar en organisms rörelse genom landskapet som elektrisk ström som flödar över en yta med olika motstånd (McRae m. fl. 2008). Analysen resulterar i ett raster där varje pixel får ett flödesvärde som representerar hur ofta en 'random walker' förväntas flöda genom denna pixel mellan habitatpatcherna.

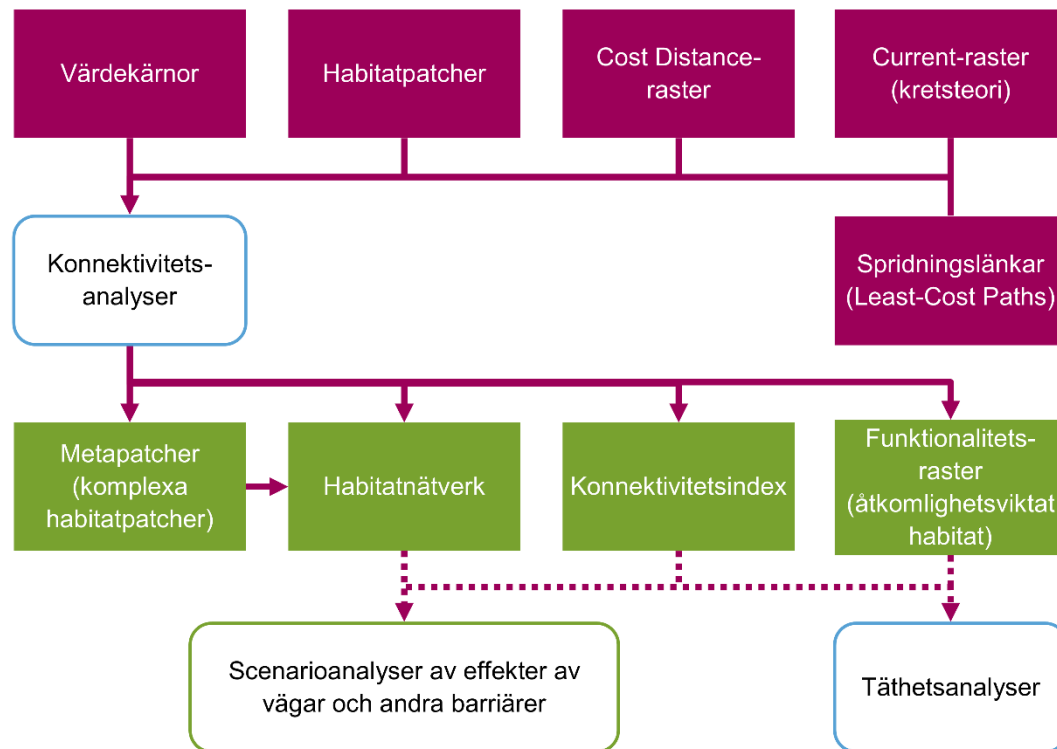
Vissa typer av spridningsanalyser kan ofta vara onödigt tidskrävande för att tillämpa på storregional eller nationell skala. Behovet av att genomföra spridningsanalyser är dock oftast mindre på riktigt stor skala (regional till nationell). På den regionala eller kommunala skalan kan det ofta finnas behov av att genomföra spridningsanalyser för att förstå var i landskapet fokusarten har störst möjligheter att finnas, förflytta sig och sprida sig. I urbana landskap, andra typer av fragmenterade landskap eller landskap med högratifierade vägar eller järnvägar, är det i stället ofta motiverat att genomföra spridningsanalyser baserat på friktionsraster. För att kunna undersöka effekter av exploateringsplaner och skyddsåtgärder i sådana landskap bör scenarioanalyserna innehålla spridningsanalyser.

Du kan läsa mer om analysresultat från spridningsanalyser i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, i avsnitten

- 5.10 *Spridningsanalys: friktionsraster*
- 5.11 *Spridningsanalys: Cost Distance-raster*
- 5.12 *Spridningsanalys: spridningssannolikhetsraster*
- 5.13 *Spridningsanalys: kostnadsviktade spridningslänkar*
- 5.14 *Spridningsanalys: spridningsraster baserade på kretsteori*

4.6 Konnektivitetsanalyser

Konnektivitet är ett mått på i vilken utsträckning ett givet landskap ger stöd för en enskild art att sprida sig mellan olika platser med livsmiljöer. Konnektiviteten är en funktion av livsmiljöers mängd, kvalitet, spatiala placering samt förekomst av mellanliggande barriärer av olika slag. Analyser av konnektivitet förutsätter kunskap om eller antaganden om arters spridning i landskapet (figur 15).



Figur 15. Konnektivitetsanalyser.

Grunden i Ilkka Hanskis metapopulationsmodeller (Hanski 1994) och de flesta andra rumsligt strukturerade populationsmetoder som tillämpas för sårbarhetsanalyser, är antagandet om att spridningssannolikheten avtar exponentiellt med ökat fågelavstånd mellan ytor med livsmiljö. Detta bör ses som det generella och populationsekologiskt mest underbyggda konceptet, om man inte har uppenbara skäl för att anta att barriärer och landskapets sammansättning modifierar grundantagandet. De senaste decennierna har det utvecklats konnektivitetsmodeller som beaktar att fokusartens spridningsvägar påverkas av olika genomsläpplighet i landskapet (Diniz m. fl. 2020; Dyer 2022). För en del arter och landskap finns det skäl att anta att spridningen påverkas av matrix, det vill säga landskapets egenskaper i de mellanliggande miljöerna. Stadslandskap, landskap med högtrafikerade vägar, landskap med kalhyggen eller intensivt brukade åkrar är exempel på landskap där barriäreffekter kan behöva hanteras för fokusarten. I dessa fall behöver man genomföra någon lämplig form av spridningsanalys baserad på friktionsraster till konnektivitetsanalyserna.

Analysmodeller för konnektivitet kan grupperas i tre olika grupper.

Strukturell landskapskonnektivitet kan kartläggas från fysiska företeelser, baserat endast på rumsliga data utan referens till organismernas beteende vid förflyttning och spridning

(Marrec m. fl. 2020). Algoritmer beräknar konnektivetsmått för habitatpatcherna och visualisering i karta görs vanligen utan några spridningslänkar/spridningszoner mellan habitatpatcherna, eller med utritade kopplingar för kortaste avstånd fågelvägen.

Potentiell funktionell konnektivitet utgår från en uppsättning av antaganden som modellerar organismens beteende för förflyttning och spridning. Den ekologiska profilen för livsmiljö (habitatpatcher) och spridning genom matrix (landskapet mellan livsmiljöerna) preciserar parametrar för analysen. Den här rapporten har en tyngdpunkt i analyser som utgår från potentiell funktionell konnektivitet.

Faktisk funktionell konnektivitet avser analyser gjorda på observerade data, exempelvis konstaterade populationer i kartlagda livsmiljöer, i GPS-spårning och i andra studier om individers förekomst, förflyttning och spridning. En analys baserad på observationer är inte nödvändigtvis mer ”faktisk” eller mer ”rätt” jämfört med en modellerad. Observerade spridningsmönster förväntas nästan alltid vara en kraftig underskattning av faktiska förhållanden. Föreliggande dokument behandlar inte faktiskt funktionell konnektivitet.

4.6.1 Konnektivitet verkar i två olika ekologiska processer

Begreppet konnektivitet, det vill säga möjligheten för arten att sprida sig mellan olika områden med livsmiljöer, kan sägas verka på två olika nivåer eller i två olika ekologiska processer.

Den ena nivån är dagliga förflyttningar eller säsongsförflyttningar mellan olika livsmiljöer som behövs för att under en årscykel genomföra reproduktion och föda upp ungar. Den andra nivån handlar om genetiskt flöde, vilket beskrivs i nästa stycke. Säsongsförflyttningar kan för vissa arter, till exempel för groddjur och fladdermöss, även innefatta förflyttning från övervintringshabitat till reproduktionshabitat. Övervintringshabitaten kan ligga nära reproduktionshabitatet eller för en art som vanlig padda kan övervintringshabitatet ligga så långt som några kilometer därifrån. För fladdermöss kan det handla om ännu längre avstånd, många mil. För många arter är adulterna (vuxna individer) ortstroga och återvänder under sitt liv till samma reproduktions- och övervintringshabitat och följer samma vandringsvägar/spridningsvägar. Det finns också arter som migrerar mellan övervintringsområde och reproduktionsområde över mycket långa avstånd, där våra flyttfåglar är bra exempel. Den typen av spridning brukar inte ingå i den typ av konnektivetsanalyser och spridningsanalyser som det här dokumentet handlar om.

Den andra nivån, eller ekologiska processen, handlar om genetiskt flöde över tid mellan delpopulationer. Konnektivetsanalyser kan med andra ord sägas modellera sällanspridning vilket omfattar genutbyte mellan delpopulationer som utgör en metapopulation. Det är spridningen av årsungar, eller spridningsenheter (frön, sporer etcetera) som möjliggör genutbyte mellan delpopulationer.

Konnektivetsanalyser som tar fram habitatnätverk och konnektivetsindex är analyser för den ekologiska processen som exempelvis handlar om genetiskt flöde mellan delpopulationer. Det finns flera olika analysmetoder för konnektivetsanalyser och det är möjligt att gå olika långt i analyskedjan.

4.6.2 Habitatnätverk

En grundläggande konnektivitetsanalys är att ta fram ett habitatnätverk för fokusarten. Baserat på habitatnätverket kan sedan fortsatta konnektivitetsanalyser göras vid behov, för att värdera och analysera de olika delarna av habitatnätverket.

Habitatnätverk kan vara rasterbaserade och utgöras av habitatpatcher och spridningszoner som sammankopplar habitatpatcherna. Cost Distance är en vanlig analys för att skapa spridningszon, vilka då utgörs av Cost Distance-raster. Ett annat sätt att skapa habitatnätverk är att göra en nätverksanalys baserat på grafteori, där habitatpatcherna utgör noder som sammankopplas av spridningslänkar vilka skapar ett nätverk (Urban och Keitt 2001).

För att ta fram ett habitatnätverk behövs

- habitatpatcher som (vanligen) beskriver den livsmiljö fokusarten behöver för att reproducera sig och få ut ungar
- parametervärden för spridningsförmåga för fokusarten
- ett definierat maximalt spridningsavstånd, (eller utgör det resulterande habitatnätverket ett nätverk utan någon begränsning i spridningsavstånd).

Ett definierat maximalt spridningsavstånd bestämmer vilka habitatpatcher som hänger ihop i ett nätverk. Det maximala spridningsavstånd som används i habitatnätverksanalysen är en ”cut off” från en tänkt spridningskurva med avtagande sannolikhet för lyckad spridning med ökande avstånd. Ett riktmärke vid val av maximalt spridningsavstånd är lämpligen att hitta en ”cut off” för maximalt spridningsavstånd som utgör en 50-procentig sannolikhet för fokusarten att lyckas sprida sig mellan två habitatpatcher. Detta tröskelvärde kan också sättas med avseende på möjlig populationsstorlek om man tittar på sällanspridningsprocesser (se avsnitt 4.6.1 *Konnektivitet verkar i två olika ekologiska processer*). Lägre sannolikhetsvärde kan användas om populationen antas vara stor. Det finns sällan ett exakt och väl utforskat svar på vilket maximalt spridningsavstånd som är lämpligt att välja vid analys av fokusarten. En lösning är att ta fram flera habitatnätverk som tillsammans visar på ett spann av maximalt spridningsavstånd (Diniz m. fl. 2020), om man rumsligt i en karta vill visa att habitatnätverket ser olika ut beroende på vilket maximalt spridningsavstånd som använts i analysen. För de flesta arter innebär ett längre spridningsavstånd att lyckad spridning sker mer sällan. Huruvida habitatnätverken med olika maximalt spridningsavstånd ser olika eller lika ut beror på graden av fragmentering. I ett landskap där alla patcher ligger mycket nära varandra, kommer de resulterande habitatnätverken med 100 respektive 1000 meter att se mycket lika ut. Den informationen är i sig en viktig landskapsekologisk information.

4.6.3 Komponenter, spridningssamband och värdenätverk

Beroende på fragmenteringsgraden blir följaktligen habitatnätverket antingen ett sammanhängande habitatnätverk eller ett habitatnätverk uppdelat i flera delar. De separata nätverken (eller en enskild helt isolerad habitatpatch) kan kallas komponenter eller spridningssamband och dessa kan analyseras vidare och ge information om artens möjlighet att långsiktigt leva kvar i landskapet. Beroende på syfte och frågeställning i utredningen kan konnektivitetsanalysen avslutas med just en karta över habitatnätverket

utan några fortsatta konnektivitetsanalyser. Det kan räcka med en kartbild som visar hur habitat i landskapet hänger ihop rumsligt för att kunna bedöma var fokusarten har störst möjlighet att överleva eller var i landskapet spridningssambanden (konnektiviteten) ser ut att vara svaga eller bristfälliga och förstärkningsbehov finns. Utifrån en sådan kartbild kan i en utredning en resonerande expertbedömning göras.

Ett begrepp som används inom teoribygget för grön infrastruktur är värdenätverk. Värdenätverk definieras som ett nätverk bestående av värdekärnor av tillräcklig kvalitet, storlek och mängd och som är funktionellt sammanlänkade, så att arter kan röra sig eller sprida sig mellan värdekärnorna (Olsson & von Post 2022). En habitatnätverksanalys där alla patcher är värdekärnor, det maximala spridningsavståndet är kort och det resulterande habitatnätverket är väl sammanlänkat resulterar i ett värdenätverk. En analys kan också utformas med ett bredare spektrum av habitatpatcher och med längre maximalt spridningsavstånd. I det fallet kan vissa delar av det resulterande nätverket kvalificera sig för att klassas som värdenätverk.

4.6.4 Konnektivetsmått/konnektivetsindex

Det teoretiska ramverket för konnektivetsindex bygger på ekologisk teori med kombinationen av två samverkande ekologiska processer, populationsdynamiken inom habitatpatcher och spridningsdynamiken mellan habitatpatcher.

Konnektivetsanalyser med beräkningar av konnektivetsmått (index) kan användas för att ge svar på följande frågor:

- Vilka habitatpatcher är av särskilt stor betydelse eller funktion för fokusartens långsiktiga fortlevnad i det analyserade landskapet?
- Finns det habitatpatcher som analysen indikerar har betydelse som kärnområden?
- Finns det habitatpatcher som analysen indikerar har funktion som stepping stones?
- Var bör man tillskapa eller restaurera habitatpatcher eller stärka kopplingar mellan habitatpatcher för att på ett så effektivt sätt som möjligt öka landskapets förmåga att hysa livskraftiga populationer?

Det finns många olika konnektivetsindex och algoritmer för att beräkna index. För vissa index finns det etablerade programvaror med användarmanualer och användargränssnitt som underlättar för utföraren att köra algoritmen i analysen och förklara för mottagaren hur indexen ska förstås. För andra index kan utföraren göra egen programmering av algoritmen i statistik- och GIS-program.

Konnektivetsindex baserat på nätverksanalys enligt grafteori gör beräkningar av habitatpatcher som representerar noder och spridningslänkar som förbinder dessa. Beräkning av konnektivetsmått kan antingen räkna på spridningen som binär eller sannolikhetsbaserad. I det första fallet, binär spridning, antas att det är lika sannolikt att spridning sker vid alla spridningsavstånd upp till det maximala medan sannolikheten för spridning minskar med avståndet i det andra fallet, sannolikhetsbaserad spridning.

Det finns två huvudsakliga kategorier av nätverksindex som används inom landskapsekologin: nätverksmått och habitattillgänglighetsmått. Den första kategorin,

nätverksmått, utgår från det intakta analyserade nätverket och värderar varje habitatpatch utifrån dess centralitet i nätverket, där en patch med många totala kopplingar får ett högt index. Den andra kategorin, habitattillgänglighetsmått, handlar om mängd habitat och tillgänglighet till habitat. Nätverkets funktion kan sammanfattas som en funktion av andelen tillgänglig livsmiljö, dess kvalitet och möjligheten att förflytta sig mellan habitatpatcherna. Här beräknas först ett mått på nätverkets totala funktion och sedan utvärderas hur mycket varje patch bidrar till nätverkets totala funktion genom att varje patch – en åt gången – plockas bort i analysen och analysen mäter vad som händer till följd av att patchen försvinner. För enskild habitatpatch (kan även omfatta varje enskild spridningslänk) beräknas konnektivitetsindex som sparas som attributdata. Det finns också konnektivitetsindex för ett samlat mått för hela landskapet. Mycket forskning pågår för att öka förståelsen för hur olika index skall tolkas ekologiskt, samt ta fram nya index som beskriver olika ekologiska process och förutsättningar bättre.

Konnektivitetsberäkningar baserade på komplexa algoritmer om hur en enskild patch förhåller sig till alla andra patcher och vad som händer med helheten för habitattillgång om en enskild patch försvinner eller ändras kräver stor datorkapacitet och blir tidskrävande om den rumsliga skalan är för stor.

Lämplig skalnivå för analys för habitatnätverk och nätverksindex är från landskap på några kilometer i bredd upp till skala för kommun eller mellankommunal nivå. Lämplig skala kan också vara att studera konnektiviteten inom en värdetrakt, exempelvis som fördjupad analys inom trakt som Länsstyrelsen avgränsat baserat på täthetanalyser. Hela län eller regioner kan analyseras i en nätverksanalys och genom beräkning av konnektivitetsindex, men av analystekniska skäl behövs vanligen en aggregering av närliggande habitatpatcher göras.

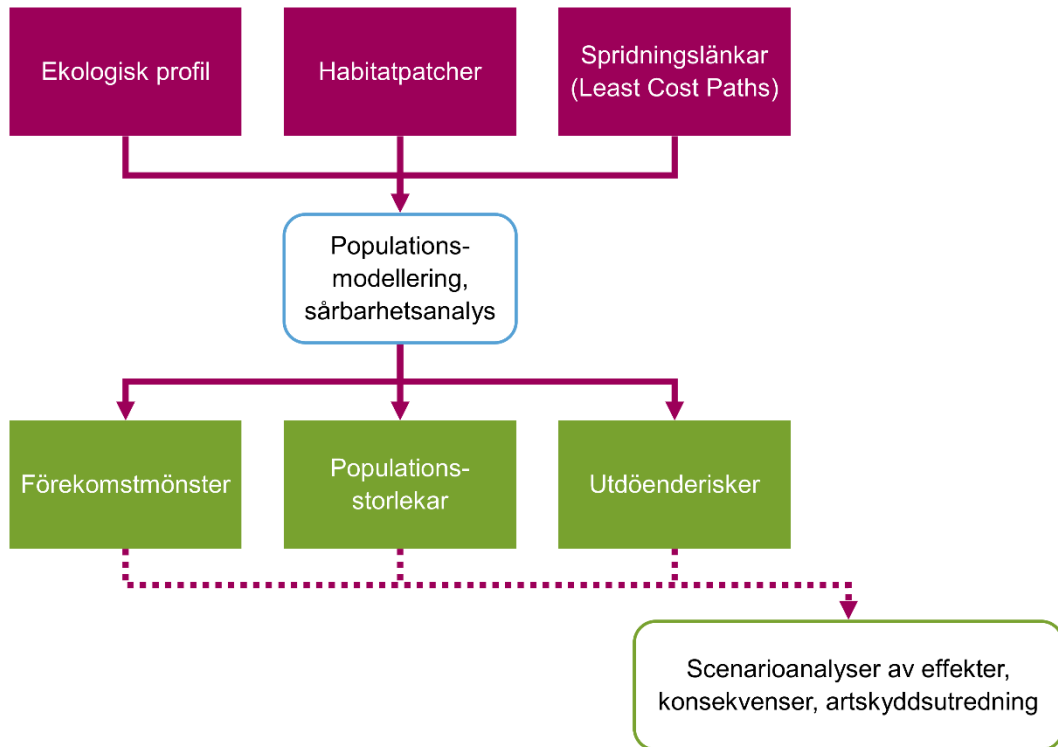
Det viktigt att beakta, när analysområdet avgränsas, att ett större område än vad som direkt berörs av utredningen ska ingå i analyserna. En buffert behövs för att undvika missvisande kanteffekter.

Du kan läsa mer om analysresultat från konnektivitetsanalyser i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, i avsnitten

- *5.15 Konnektivitetsanalyser: metapatcher*
- *5.16 Konnektivitetsanalyser: habitatnätverk*
- *5.17 Konnektivitetsanalyser: konnektivitetsindex*
- *5.18 Konnektivitetsanalyser: funktionalitetsraster*

4.7 Populationsmodelleringar

Även om habitat- och konnektivitetsanalyser kan ge ett bra underlag för att dra slutsatser om var i landskapet olika fokuserter har störst möjligheter att överleva behövs någon form av populationsmodellering eller sårbarhetsanalyser för att visa hur fokusartens population klarar av att nyttja och finnas kvar i ett visst landskapsavsnitt över tid (figur 16).



Figur 16. Populationsmodellering.

Det finns en lång rad metoder för populationsmodellering som lämpar sig för olika tillämpningar. Vilken metod som lämpar sig bäst beror på aktuell frågeställning, skala och vald fokusart.

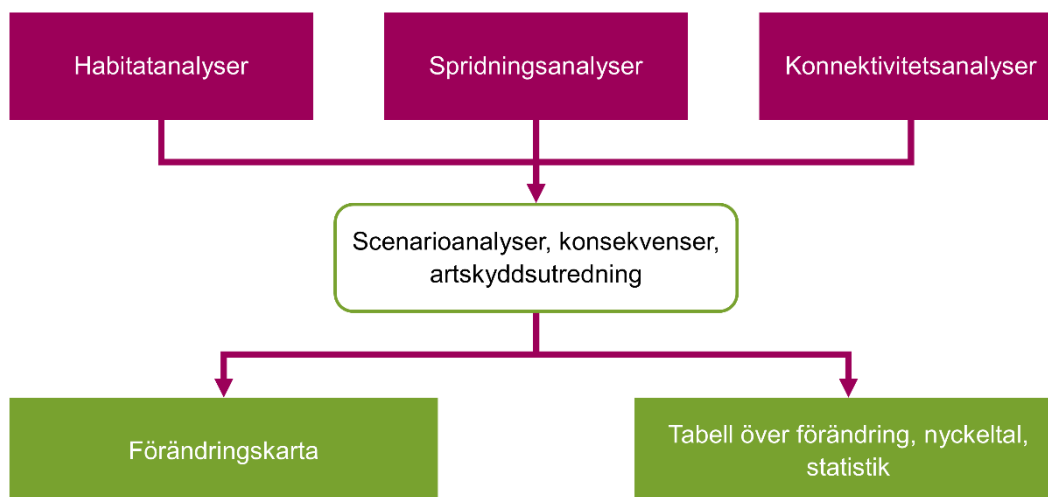
Störst behov av att genomföra någon form av populationsmodellering finns i samband med artskyddsutredningar. Oftast görs dock expertbedömningar utifrån habitatnätverksbaserade scenarioanalyser i stället för att genomföra populationsmodelleringar för fokusarten. Vilken väg man väljer beror på hur värdefullt det är att få ett kvantitativt svar på frågeställningen.

Du kan läsa mer om analysresultat från populationsmodelleringar i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, i avsnittet

- 5.19 *Populationsmodellering*

4.8 Scenarioanalyser

Scenarioanalyser innebär att en nulägesanalys (eller ett nollalternativ) jämförs med en analys som visualiserar ett scenario som predikterar framtid med den förändring som uppstår på grund av den åtgärd (exempelvis en detaljplan) som studeras (figur 17). En analys som jämför nutid och en historisk tid kallas förändringsanalys.



Figur 17. Scenarioanalyser.

Du kan använda scenarioanalyser framför allt för följande fall:

- Scenarioanalyser kan användas i en iterativ process som testar olika planalternativ i tidigt skede (exempelvis en stadsbyggnadsprocess) i syfte att anpassa planen så att påverkan på naturvärden och grön infrastruktur minimeras. Detta minskar risken för kostnadsdrivande ekologiska utredningar exempelvis om artskydd och skyddsåtgärder.
- Scenarioanalyser kan användas för att erhålla kvantitativt och kvalitativt underlag till konsekvensbedömning och bedömning av effekter av exploatering, skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder.
- Scenarioanalyser kan användas till en särskilt typ av konsekvensanalys för till exempel artskyddsutredningar som innebär att påverkan på lokala populationer studeras och bevarandestatus kan bedömas. Scenarioanalysen ger underlag för att bedöma om exploatering påverkar artens bevarandestatus på lokal nivå och förutsättningar att långsiktigt finnas kvar inom sitt naturliga utbredningsområde. Detta blir underlag för att bedöma om exploateringen riskerar att utlösa förbud enligt artskyddsförordningen.
- Scenarioanalyser kan användas inom naturvård och grön infrastruktur som syftar till att analysera effekter av planerade förstärkningsåtgärder för ökad grön infrastruktur. Analysen kan ge svar på var åtgärder ger mest naturvårdsnnytta, mest betydelse, för att säkra ekologisk funktionalitet i landskapet.

- Scenarioanalys kan användas för att jämföra ett faktiskt nuläge med ett historiskt tillstånd och kan utgöra ett verktyg för miljöövervakning av tillståndet i landskapet eller för uppföljning av specifika åtgärder. När scenarioanalysen ger en jämförelse bakåt i tiden kan den kallas förändringsanalys.
- Scenarioanalysen kan utformas på ett sådant sätt att ett influensområde för ett exploateringsprojekt kan avgränsas.

Alla de nulägesanalyser som syftar till att analysera funktionell konnektivitet (i figuren inkluderas även habitatanalyser som i strikt mening inte utgår från funktionell konnektivitet) kan användas i en scenarioanalys. Nulägesanalysen körs helt enkelt om med de förändringar som scenariot medför. Vilken analystyp som väljs för nuläge och scenario och hur stor omfattning som ligger på expertbedömning respektive matematiska beräkningar beror på behov och ambitionsnivå i projektet.

4.8.1 Principer att beakta vid scenarioanalys

En scenarioanalys kräver en korrekt rumslig jämförelse mellan två tidsskikt. Det innebär att inom analysområdet ska både förändringen inom det område, exempelvis en detaljplan, som utreds och förändring i resterande delar av analysområdet, ingå i analysen. Detta är viktigt för att visa på kumulativa effekter och studera effekter på landskapskala. Förändring, exempelvis i form av alla andra pågående detaljplaner inom analysområdet, behöver oftast av praktiska skäl hanteras på en mycket grövre detaljeringsgrad än själva utredningsområdet.

Beaktande av kumulativa effekter kräver att, om det är relevant, det måste ingå geodata som visar andra pågående planer för exploatering och andra typer av positiva eller negativa förändringar i markanvändning inom analysområdet. Om detta förbises kommer resultaten att bli missvisande.

Ett viktigt analysmoment i scenarioanalysen är att med tillräcklig detaljeringsgrad uppdatera habitatkartering och eventuella friktionsraster inom det område som ska exploateras. I studier av detaljplaner används geodata som beskriver bebyggelsestrukturen. Det kan också finnas grönstruktur/nya biotoper eller habitat som ska ingå i uppdateringen. Det kan exempelvis röra sig om skyddsåtgärder, kompensationsåtgärder eller nya parker och trädstrukturer.

Ett annat viktigt analysmoment är avgränsningen av analysområde. Det ska vara ett hanterbart analysområde som inte är för litet för att analysera landskapsekologiska aspekter och inte heller onödigt stort, eftersom analysen ska klara att beakta kumulativa effekter. Storleken på analysområdet beror även på vilken fokusarten är och vilka spridningsavstånd som studeras. Lämplig skala för detaljplaner brukar vara stadsdelsnivå eller större del av stadsdel. I artskyddsutredningar handlar det om att definiera ett analysområde som rimligen kan beskriva förändring i lokal population. Hur ligger planområdet i den övergripande gröna infrastrukturen? Försök att avgränsa analysområdet så att närmsta större naturområden kring exploateringsområdet kommer med.

4.8.2 Visualisera förändring

Jämförelsen eller förändringen ska visas rumsligt i kartan och förändringen ska framgå.

Jämförelsen kan visas genom

- ett förändringsraster (eller förändringsytor i vektordata)
- två GIS-lager lagda på varandra och genom att använda en lämplig visualisering som lyfter fram förändringen
- två kartbilder lagda i en rapport bredvid varandra och i rapporten endast resonera kring förändringen.

Jämförelsen kan också visas som tabell innehållande

- siffror på arealförändring av habitatpatcher eller areal av habitat av olika kvalitet (utgår från habitatkvalitetsraster)
- förändring i antal habitatpatcher i ett habitatnätverk (där fler patcher kan betyda ökad fragmentering såvida inte nytt habitat tillskapats)
- förändring i konnektivitetsmått för enskilda patcher eller ett samlat mått för hela analysområdet
- förändring i habitatpatchers beräkningar för populationsmodellering.

Slutligen görs en bedömning av hur stor förändringen är och vilka effekter den medför för fokusarten och den analyserade gröna infrastrukturen. Är det en artskyddsutredning blir resultatet en bedömning om det föreligger risk för förbud enligt artskyddsförordningen.

De rumsliga analysresultaten bör först studeras för att avgöra om analysområdet fungerar som statistikområde vid uttag av siffror till jämförelsetabellen. Det kan vara så att ett rimligt statistikområde upprättas som är mindre än analysområdet och som tydliggör förändring orsakad av den studerade detaljplanen.

Du kan läsa mer om analysresultat från scenarioanalyser i kapitel 5
Resultat från landskapsekologiska analyser, i avsnittet

- *5.20 Scenarioanalys: förändringskarta*

4.9 Valideringar

Validering är en analys av hur väl förutsägelseerna från en modell ser ut att stämma med verkligheten. Detta steg kan i vissa fall göras genom en expertbedömning, där expertbedömningen ersätter den faktiska valideringsanalysen. I den bästa av världar borde alla resultat valideras statistiskt mot oberoende data.

4.10 Känslighetsanalyser

En känslighetsanalys handlar om att bedöma hur ”stabila” undersökningsresultat i en konstruerad modell är för förändrade förutsättningar. För att kunna bli uppmärksam på osäkerheten i ett analysresultat är det lämpligt att genomföra en känslighetsanalys. En känslighetsanalys kan till exempel vara att testa hur känslig analysen är för hur man sätter friktionstalen. Analysen kan då göras med två måttligt olika friktionsraster. Om habitatnätverken i de två analyserna blir tydligt olika och leder till olika bedömningar beroende på ganska små skillnader i hur friktionstal sätts, är analysen inte robust.

4.11 Expertbedömning

I föreliggande dokument används begreppet expertbedömning då en sakkunnig gör en bedömning baserad på befintlig miljöinformation såsom geodata eller rapportkartor om biotoper, habitat, eller artförekomster samt egen erfarenhet (empiri). Flödesschemat i figur 9, som illustrerar olika analystyper och analysmoment, visar att flertalet olika analyser och moment kan ersättas av expertbedömning. Ofta innehåller en analyskedja kombinationer av matematisk modell, beräkning och expertbedömning. En expertbedömning kan ge input till nästa analyssteg eller utgöra en slutlig sammanfattande bedömning om vilka habitatpatcher som har mest betydelse för funktionalitet i landskapet, vilka spridningssamband som är svaga respektive starka samt vilken konsekvensen eller effekten blir av exploateringen. Expertbedömning görs också när en så kallad expertmodell tas fram i arbetet med ekologisk profil, se avsnitt *4.1 Fokusarten och dess habitat*. En expertbedömning kan förenkla en utredning och hålla nere kostnader för GIS-analyser och statistiska analyser.

I föreliggande dokument presenteras expertbedömning som en egen ”analystyp” just för att lyfta fram den som en möjlig lösning när ambitionsnivån vad gäller datoranalyser måste hållas nere eller när tidsplanen är kort. Huruvida det är lämpligt eller möjligt att göra en expertbedömning beror också på tillgången och kvaliteten på befintlig geodata liksom annan miljödatainformation.

Nedan listas en arbetsgång för beslut om en expertbedömning kan ersätta en konnektivitetsanalys (eller annan typ av landskapsekologisk analys).

Aspekter att ta hänsyn till vid beslut om en expertbedömning är tillräcklig:

- Vilket utredningsskede är projektet i? I förstudier, i tidiga skeden, kan mer översiktliga, snabba analyser accepteras och expertbedömning kan räcka.
- Vilken/vilka arter finns och är de möjliga att bedöma med expertbedömning?
- Vilket kunskapsunderlag finns vad gäller art och naturtyp?
- Finns tidigare spridningsanalyser, habitatnätverk, konnektivitetsindex eller funktionalitetskartor över området?
- Påverkas skyddade arter upptagna på artskyddsförordningen? Om så är fallet är det vanligen motiverat med någon eller några analyser presenterade i figur 9.
- Påverkas Natura 2000-områden eller andra skyddade områden? Om så är fallet är det vanligen motiverat med någon eller några analyser presenterade i figur 9.
- Påverkas områden med höga naturvärden? Om så är fallet är det vanligen motiverat med någon eller några analyser presenterade i figur 9.

Tillfällen vid bedömning av konsekvenser, påverkan och effekter då det brukar vara tillräckligt med expertbedömning är

- när det är uppenbart att ekologiska samband inte alls påverkas eller bara i ringa grad påverkas, och en expertbedömning kan göras från enkla kartstudier av endast ortofoto, eller kombinerat med andra naturvårdsunderlag, eller tidigare konnektivitets- eller spridningsanalyser som utgör beslutsunderlag eller planeringsunderlag
- när en lägre ambitionsnivå av utredning är motiverad för att projektet befinner sig i ett tidigt skede och en grov input om påverkan räcker för att arbeta vidare med utformning av exploateringsplanen för att i ett senare skede göra scenarioanalyser
- när en naturvärdesinventering (lämpligen en NVI enligt SIS standard 199000) har utförts och påvisat att det sannolikt inte finns hänsynskrävande arter eller arter skyddade enligt artskyddsförordningen, vilka brukar medföra behov av konnektivitetsanalyser för att kunna avgöra om förbud enligt artskyddsförordning utlöses
- när det finns aktuella relevanta kunskapsunderlag som beskriver nuläget om ekologiska samband för de biotyper och arter som påverkas av exploateringen eller åtgärden, och, framför allt i tidiga skeden, ett enklare förfarande kan vara tillräckligt.

Exempel på enklare förfarande är överlagringsanalys i GIS där ytor som visar exploateringsåtgärden (till exempel bebyggelsestruktur) läggs på befintliga skikt i GIS som visar ekologiska samband såsom habitatnätverk, biotoper eller habitat.

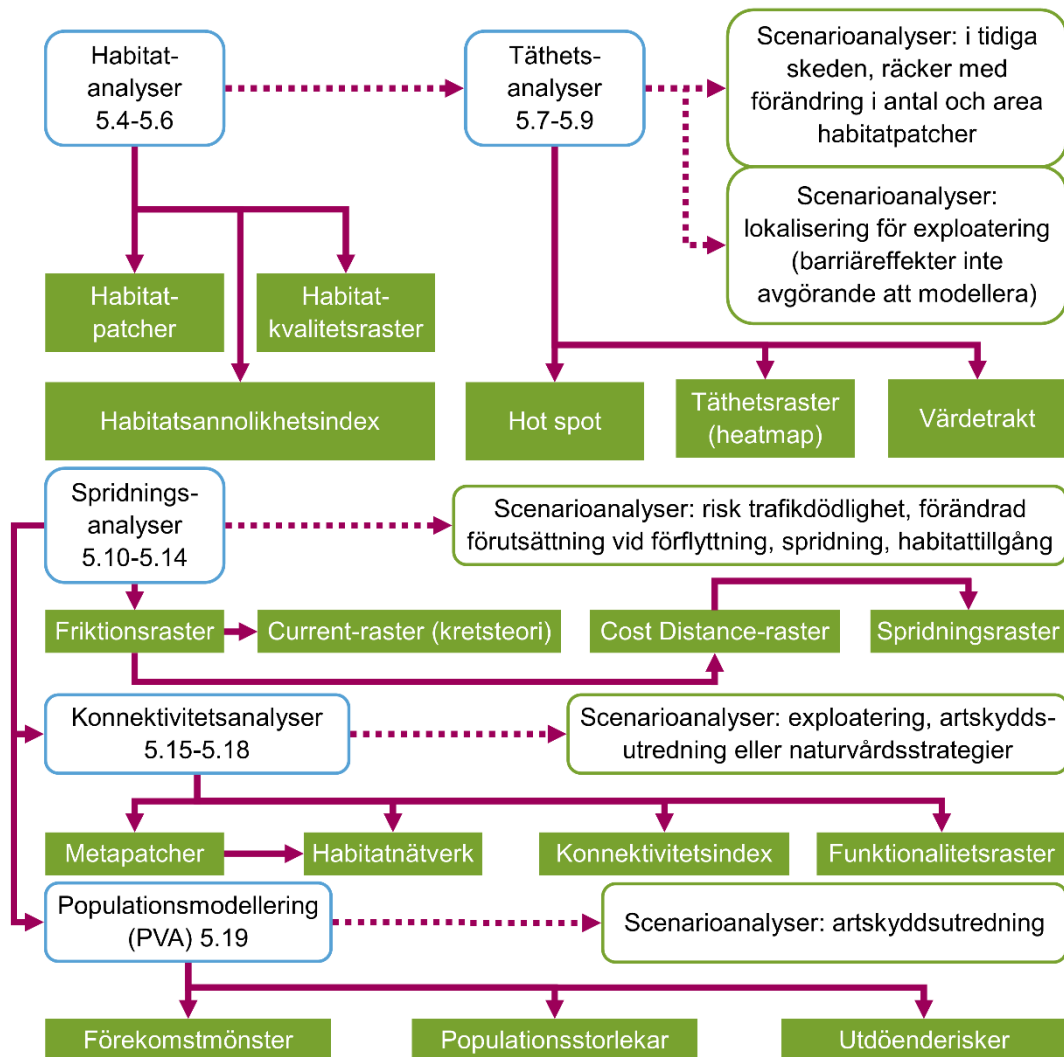
Den sammanlagda kartan visar var och om det finns konflikt mellan exploateringen och ekologiska samband. Arealer livsmiljö och spridningsstråk som ianspråkats kan räknas ut och visa vilka olika kvaliteter och habitattyper som försvinner eller påverkas. Eventuella positiva åtgärder som nyskapande av natur och barriärminskande åtgärder kan också läggas in på kartan och tas med i analysen. Inga nya konnektivitetsanalyser, spridningsanalyser eller habitatanalyser behöver utföras.

Du kan läsa mer om analysresultat från expertbedömningar i kapitel 5 *Resultat från landskapsekologiska analyser*, i avsnittet

- *5.21 Expertbedömning*

5 Resultat från landskapsekologiska analyser

I detta kapitel presenteras du exempel på resultat från de analystyper och analysmoment som presenteras i kapitel 4 – oftast i form av kartor. Avsikten är att erbjuda dig en konkret och inspirerande samling av exempel. För varje analysresultat beskrivs vanliga användningsområden för analysen, hur resultatkartan ska tolkas och risker för misstolkning samt information om analysens tillförlitlighet. Figur 18 utgör en översikt.



Figur 18. Översikt över huvudtyper av landskapsekologiska analyser (box med blå ram). Huvudtyperna delas upp i vanliga analysmoment eller typer av analyser (fylld grön box). De flesta analyser används också vanligen i scenarioanalyser (analyser av effekter, påverkan, konsekvenser och förändring) (box med grön ram).

5.1 Fokusart: fokusarten och dess habitat

Konceptet med fokusart handlar om att välja en art eller svit av arter där analysen visar var det finns förutsättningar för fokusarten att leva och föröka sig och hur den kan sprida sig i landskapet. I det här avsnittet får du en presentation av ofta förekommande fokusarter i landskapsekologiska analyser samt vilka biotoper, naturtyper eller landskapstyper som de är knutna till.

5.1.1 Art och Habitat – resultat

I tabell 5 nedan visas exempel på biotoper och lämpliga fokusarter.

Tabell 5. Exempel på biotoper och lämpliga fokusarter. Flertalet av de listade fokusarterna är så kallade paraplyarter som fungerar som representant för en mycket större svit av arter med liknande ekologiska krav på livsmiljö. Sandödlan, hasselsnok, mindre hackspett och större vattensalamander är exempel på arter som är upptagna på artskyddsförordningen och för vilka konnektivitetsanalyser brukar behövas i en utredning.

| Biotop | Fokusart |
|---|---|
| Ekmiljöer, ädellövskogar, hålträd/mulmträd | Läderbagge. Brun guldbagge. Gruppen vedlevande skalbaggar knutna till hålträd/mulm |
| Ekmiljöer, döda ekar/ekar med nedsatt vitalitet | Bredbandad ekbarkbock |
| Gamla aspbestånd | Cinnoberbagge |
| Våtmarker, småvatten i mosaiklandskap | Större vattensalamander, andra groddjur |
| Barrskogar | Tofsmes eller talltita eller svartmes eller artkomplexet barrskogsmesar |
| Sammanhängande barrskogar, myr | Tjäder |
| Lövskogar | Stjärtmes, eller andra lövskogsmesar |
| Lövskogar/strandskogar | Mindre hackspett |
| Naturliga gräsmarker | Brun gräsfjäril eller bastardsvärmare, eller artkluster av svårspridda respektive mer lättspridda dagfjärilar |
| Vattendrag | Vandrande fisk |
| Kulturlandskap och skogslandskap | Fladdermöss som bred grupp, eller till exempel skogsföredragande fladdermusarter |
| Sand- och grustag i sydläge, torrmarker med rik gräsvegetation och örtvegetation blandad med öppna ytor, inslag av buskar och rishögar. Även kustnära klipp- och blockmark. | Sandödlan |
| Diverse naturligt öppna marker i solexponerat läge med stor andel blockig terräng eller bergssprickor. Även lövskogsbryn, hagmarker samt hållar med gles tallskog. | Hasselsnok |

| Biotop | Fokusart |
|--|---|
| Blomsterrika områden (naturliga gräsmarker, trädgårdar), bohabitat i sandmiljö | Vildbin (specifik art eller kluster av arter) som har larvutveckling i sandiga marker |
| Blomsterrika områden (naturliga gräsmarker, trädgårdar), bohabitat död ved | Vildbin (specifik art eller kluster av arter) som har larvutveckling i död ved |

5.1.2 Art och Habitat – användningsområde

Fokusart används i landskapsekologiska analyser i GIS för att analysera och visualisera landskapet utifrån fokusartens ekologiska krav. Modeller för fokusarter knutna till olika biotop typer hjälper dig att förstå och hantera landskapets biologiska mångfald och den studerade artens förutsättningar att fortleva inom analysområdet.

Du behöver identifiera och välja fokusarter för att

- starta upp ditt arbete med landskapsekologisk analys eftersom valet av fokusart behövs för att kunna upprätta en ekologisk profil, sätta upp en analysmodell och genomföra analysen
- kunna ta fram gröna planeringsunderlag som på ett bra sätt representerar olika typer av grön infrastruktur i ditt analysområde.

I artskyddsutredningar eller analyser för åtgärdsprogram utgörs fokusarten av den art som ska utredas.

5.1.3 Art och Habitat – tolkning

Med kunskap om fokusartens ekologiska kriterier och med tillgång till geodata som kartlägger fokusartens habitat kan analysen förutsäga artens förutsättningar att finnas i det analyserade landskapet.

5.1.4 Art och Habitat – tillförlitlighet

Se avsnitt 5.2.4 *Ekologisk profil - Tillförlitlighet*.

5.2 Fokusart: ekologisk profil

En ekologisk profil beskriver fokusartens habitatkrav och spridningsförmåga vilka har betydelse för artens fortlevnad i landskapet. I det här avsnittet presenteras du ett exempel på hur en ekologisk profil kan se ut. Exemplet visar apollofjärilen som är knuten till öppna och halvöppna torra miljöer där värdväxten vit fetknopp förekommer. Eftersom vit fetknopp är kalkgynnad förekommer apollofjärilen främst i kalkrika områden. Bra habitat för arten är alvarmarker och glesa kalktallskogar. Apollofjärilen är en aktiv och bra flygare och behöver blomrika marker för att finna föda.

Den ekologiska profilen kan med fördel utformas som en tabell med olika faktorer och deras arts specifika värden.

5.2.1 Ekologisk profil - resultat

Tabell 6 nedan är ett exempel på ekologisk profil för apollofjäril på Gotland.

Med hjälp av fynddata togs arts specifika gränsvärden fram för täckningsgraden av träd- och buskskikt och resultatet användes för att avgränsa vilka delar av träd- och buskbeväxta miljöer som kan fungera som livsmiljö.

Markfuktighetskartan användes för att exkludera de marker som är alltför frodiga för vit fetknopp.

Tabell 6. Ekologisk profil för apollofjäril på Gotland. Metapatcher avser dagliga rörelser inom fjärilens aktivitetsområde. Spridning avser spridning mellan livsmiljöområden/aktivitetsområden.

| Moment | Parameter grundval | Parameter tillägg |
|----------------------|--------------------------------------|---|
| Urval habitat | Tall-, barr- och blandskog | Trädäckning 0–10 procent Markfuktighetsindex max 90 |
| Urval habitat | Öppen mark, med vegetation | Busktäckning 0–60 procent Markfuktighetsindex max 90 |
| Urval habitat | Öppen mark, utan vegetation | Markfuktighetsindex max 90 |
| Metapatcher | Maximalt spridningsavstånd 100 meter | |
| Spridning | Maximalt spridningsavstånd 2 km | |

För att göra spridningsanalyser behövdes ett friktionsraster. Nationella marktäckedata (NMD) användes. Tabell 7 nedan visar den spridningsprofil som upprättades för omklassning av NMD till friktionsraster. Kolumnen *Friktionstal Metapatch* visar friktionstal som skattats för att simulera förflyttning inom aktivitetsområdet det vill säga de dagliga förflyttningar fjärilen behöver göra inom en säsong för att genomföra reproduktion. I spridningsprofilen för dagliga förflyttningar har ogästvänligt eller ointressant habitat för arten givits höga friktionstal (kolumn *Friktionstal Metapatch*, tabell 7). Ett sådant friktionsraster resulterar i habitatpatcher som inte ”sväller ut” i

ogästvänligt eller ointressant habitat. I spridningsprofilen för spridning simuleras hur avkomman sprider sig för att etablera nästa generation. Det rastret har generellt sätt mycket lägre friktionstal, markslagen blir samma eller ligger nära euklidiskt avstånd (fågelvägen). Modellen som upprättats för att studera fjärlens spridning på Gotland har inte utformats för någon tydlig barriärbegränsad spridning (kolumn *Friktionstal Spridning*, tabell 7). Fjärlen förutsätts kunna sprida sig väl eller rätt så väl i alla markslag.

Tabell 7. Spridningsprofil för apollofjäril på Gotland, för skapande av friktionsraster.

| Nationella marktäckedata (NMD) | Friktionstal Metapatch | Friktionstal Spridning |
|--|------------------------|------------------------|
| Öppen mark, utan vegetation | 1 | 1 |
| Öppen mark, med vegetation | 1 | 1 |
| Gles tall-, barr- och blandskog (trädtäckning 0–10 procent) | 1 | 1 |
| Öppen våtmark | 10 | 2 |
| Temporärt ej skog | 100 | 1 |
| Åkermark Exploaterad mark Väg (större vägar) Byggnad Sjö och vattendrag Hav Tallskog – tät skog Granskog – tät skog Barrblandskog – tät skog Lövblandad barrskog – tät skog Triviallövskog – tät skog Ädellövskog – tät skog Triviallövskog med ädellövinslag – tät skog | 100 | 4 |

5.2.2 Ekologisk profil – användningsområde

En ekologisk profil, som sedan omformas till en GIS-modell, behöver upprättas för alla de olika typer av landskapsekologiska analyser som belyses i det här dokumentet.

För spridningsanalyser eller konnektivitetsanalyser behöver du som utförare göra vissa förberedelser:

- Ta fram en ekologisk profil för fokusartens habitat.
- Ta fram en spridningsprofil för artens spridning (långdistansspridning/genetiskt utbyte mellan delpopulationer).

För vissa typer av arter behövs också en spridningsprofil för att ta fram habitatpatcher inom vilka arten förflyttar sig mellan resurser som behövs för att genomföra en reproduktion och få ut ungar.

5.2.3 Ekologisk profil – tolkning

Den ekologiska profilen för apollofjäril beskriver hur livsmiljön och spridningsmöjligheterna för fokusarten ser ut, baserat på uppgifter tillgängliga från forskningslitteratur och/eller expertbedömning. Denna information används sedan för att bearbeta tillgänglig geodata till indata till modellen.

Beskrivning av livsmiljö beskriver i vilken eller vilka biotoper fokusarter kan finnas samt eventuella egenskaper på biotoper. Olika indata kan kombineras för att få fram ett mer detaljerat urval av habitat. För apollofjäril är blomrika gräsmarker bra habitat. Profilen visar att arten även kan nyttja glesa skogar.

Genom att kombinera marktäcketyper och träd täckningsgrad 0–10 procent kunde exempelvis glesa tallskogar identifieras.

Det första spridningsavståndet beskriver inom vilket avstånd som habitat ska ligga för att forma en metapatch, vilket är fjärlens aktivitetsområde. Det andra spridningsavståndet beskriver inom vilket avstånd habitatpatcherna måste ligga för att avkommans långdistansspridning ska vara möjlig.

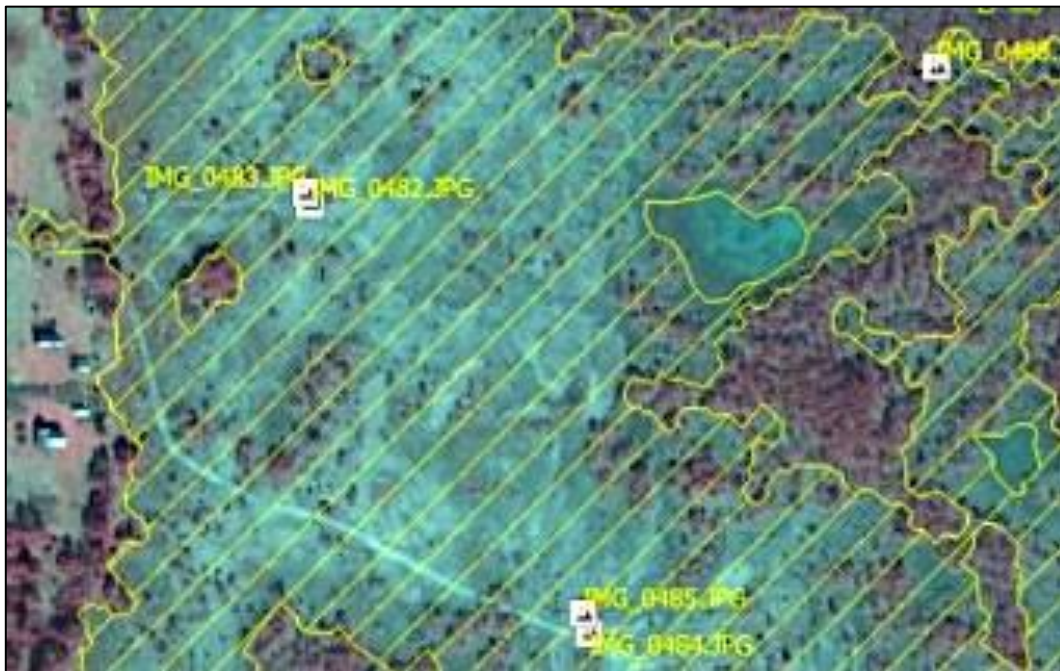
5.2.4 Ekologisk profil – tillförlitlighet

Den ekologiska profilen beskriver så noggrant som möjligt, vilka krav fokusarten har på habitat och spridningsmöjligheter. Denna information är beroende av vilken kunskap som finns om artens ekologi. Vissa arter har studerats noggrant medan kunskap saknas för många andra arter. Det är viktigt att beskriva osäkerheter i modellen.

5.3 Indata och habitatkartering: habitatkartering

Analysens resultat är helt beroende av kvaliteten på indata och på hur träffsäkert kartläggning av habitat predikterar förekomst av de habitat som fokusarten använder. Detta avsnitt visar dig ett exempel där alvarmark på Gotland karterades inför analyser av grön infrastruktur (figur 19) (Lindeberg & Wiman 2020). Metoden för kartläggningen var en fjärranalys där alvarmarker identifierades med hjälp av olika underlag såsom ortofoto, höjdsnitt och marktäckedata. Resultat från kartläggningen, vilket utgjordes av områdena med alvarmark, användes sedan som indata till ett habitatnätverk för arter knutna till alvarmark.

5.3.1 Indata och habitatkartering – resultat



Figur 19. Bilden visar resultat av kartläggning av alvarmark på Gotland. Kartläggningen har gjorts med hjälp av fjärranalys. Bakgrundskarta är IR ortofoto som kan användas för att se skillnad i vegetationstäckt mark och barmark. Alvarmark visas med gulsträerade områden. Bildsymboler visar de olika platser där foton har tagits under fältbesöket.

5.3.2 Indata och habitatkartering – användningsområde

Om en naturtyp eller biotop som fungerar som habitat inte redan finns kartlagd i befintliga underlagsdata, behövs en ny kartläggning av habitatet tas fram för att kunna genomföra den landskapsekologiska analysen. Detta görs vanligen genom olika typer av fjärranalyskartering, flygbildstolkning eller bearbetning av lidar-data från laserskanning.

5.3.3 Indata och habitatkartering – tolkning

Resultat av klassificeringen av satellitbilsdata i exemplen från Gotland visar var i landskapet alvarmark finns.

5.3.4 Indata och habitatkartering – tillförlitlighet

Tre olika varianter gjordes av metoden där alvarmark segmenterades automatiskt (Lindeberg & Wiman 2020). De olika varianterna jämfördes med ortofoto och andra digitala underlag för att ge möjlighet att välja den mest trovärdiga versionen. Därefter gjordes en fältkontroll av ett urval av områden (stickprov) för att utvärdera hur väl resultaten från den automatiska fjärranalysen stämde överens med verkligheten. En ny version av fjärranalysresultat gjordes sedan för att minska felklassificering där gräsmark blivit klassad som alvarmark. Slutligen gjordes en manuell genomgång av alla karterade områden och områden som vägar, täkter och mindre våtmarker redigerades bort.

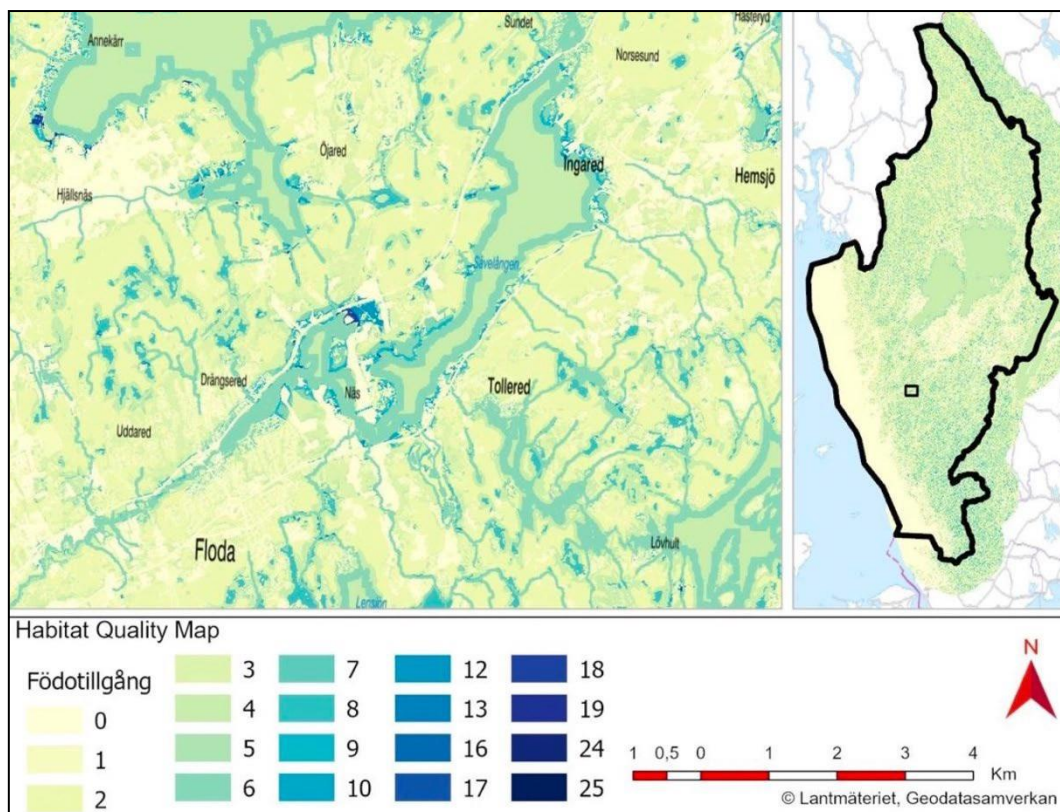
Analysens styrka är att automatiserad fjärranalys kan spara tid jämfört med manuell avgränsning från flygbilder. Svårigheterna består i att avgränsa mot liknande naturtyper som till exempel strandvallar och gräsmarker med lågt gräs- och örtskikt. Samtidigt kan igenväxta alvarmarker förbises genom att de har en alltför hög busk- och/eller trädtäckning. Dessa områden vill Länsstyrelsen ha kartlagda då de kan restaureras till öppen alvarmark.

Skalan är också viktig att ta hänsyn till vid avgränsning eftersom det finns områden med mosaik av alvarmark och buskmark och trädklädd mark eller mosaik av alvarmark och gräsmark. Här är det viktigt att bestämma hur detaljerad avgränsningen behöver vara.

5.4 Habitatanalys: habitatkvalitetsraster

Habitatkvalitetsraster är ett heltäckande raster som rankar olika biotoper, naturtyper och markslags betydelse som habitat för fokusarten. I det här avsnittet får du förståelse för vad ett habitatkvalitetsraster är och hur det kan användas. Exemplet handlar om ett raster som beskriver landskapets habitatkvalitet med avseende på förväntad födotillgång för fladdermöss (figur 20) (Kindvall & de Jong 2020). Habitatkvalitetskartan beräknas i en iterativ analysprocess. Först tilldelas varje pixel ett basalt biotopspecifikt värde. Om den enskilda pixeln ligger inom ett område som betas adderas kvalitetsvärdet med ett biotopspecifikt värde. Därefter sker ytterligare additioner av kvalitetsvärdet beroende på om pixeln ligger inom ett givet avstånd från vatten och om vattnet dessutom utgörs av en näringsrik sjö. På så vis skapas en karta som består av pixelvärden som är märkbart högre i skogliga miljöer och som ökar om skogen är blöt eller om den ligger tillräckligt nära myrar och vattenmiljöer som kan fungera som spridningskälla för alla de små insekter som fladdermössen nyttjar som födoresurs.

5.4.1 Habitatkvalitetsraster – resultat



Figur 20. Habitatkvalitetsraster för fladdermöss. Kvaliteten uttrycks som ett index som förväntas återspegla hur god födotillgången i genomsnitt förväntas vara.

5.4.2 Habitatkvalitetsraster – användningsområden

I exploateringsprojekt där det finns risk att påverka fladdermöss behöver du

- habitatkvalitetskartan för att undvika att förstöra potentiellt viktiga jaktmarker för fladdermöss
- habitatkvalitetsraster för att gå vidare i analys om fladdermöss och identifiera områden i landskapet som är viktiga för fladdermössens reproduktion, vilket är underlag som kan behövas för att hantera artskyddsförordningen.

5.4.3 Habitatkvalitetsraster – tolkning

Kartan visar ett exempel på hur en habitatkvalitetskarta kan se ut. Kvaliteten uttrycks som ett index som förväntas återspegla hur god födotillgången i genomsnitt förväntas vara. Där indexet är lågt förväntas fladdermöss sällan kunna finna tillräckligt med mat för att det ska löna sig att jaga. Med ökat indexvärde förväntas fladdermössens jaktframgång öka. I de allra bästa miljöerna förväntas insektstillgången vara hög de flesta dagar över hela den säsong då fladdermössen är aktiva. Kartan återspeglar hur födotillgången för de modellerade fladdermusarterna varierar i rummet men också sett över säsongen. Ju högre värde desto pålitligare är det för fladdermössen att hitta föda. Skulle fladdermössen ha helt fria möjligheter att sprida sig i landskapet och det fanns specifika viloplats och boplatser överallt skulle de förväntas fördela sig i landskapet i förhållande till habitatkvalitetskartan. Eftersom fladdermushonorna är kolonilevande när de föder upp sina ungar kan de inte flyga alltför långt från sin boplat under sommaren. I nästa analyssteg tas därför ytterligare en karta fram med ett sammanfattande fladdermusindex där denna begränsning i hur fladdermössen förflyttar sig under yngeltiden beaktas. I den kartan ges högt index åt områden med både tillgång på boplatser och föda.

5.4.4 Habitatkvalitetsraster – tillförlitlighet

Här ges en reflektion om tillförlitligheten för den karta som visas i exemplet. Vid planering av olika exploateringsprojekt där ny mark behöver tas i anspråk kan habitatkvalitetskartan vara till hjälp för att undvika att förstöra potentiellt viktiga jaktmarker för fladdermöss. Habitatkvalitetskartan är då ett viktigt komplement till fladdermusindexkartan där även boplatser beaktats i analysen.

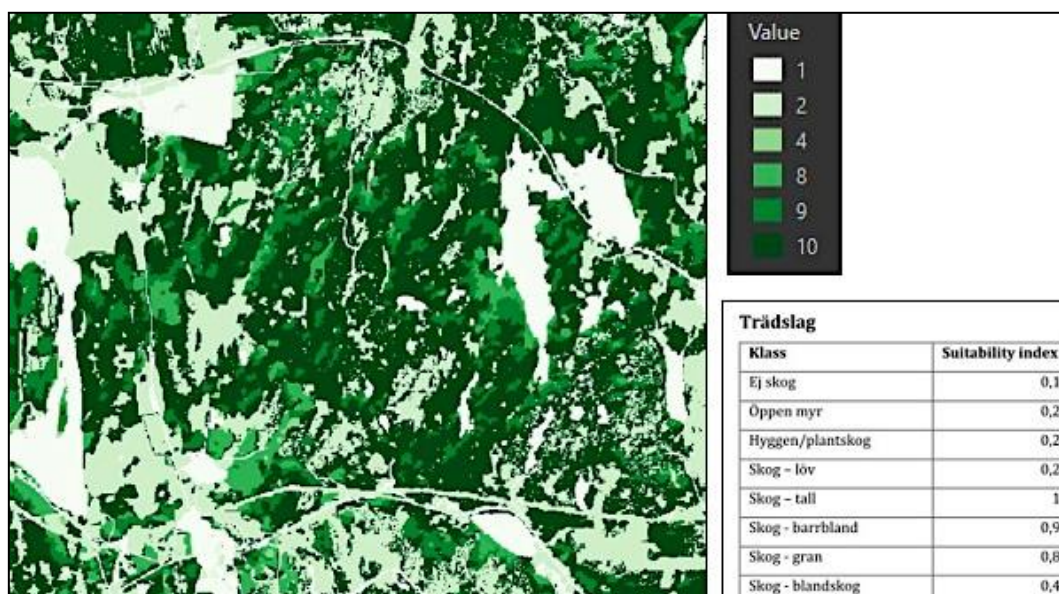
Fladdermusindexkartan är nämligen mer känslig för eventuella brister i dataunderlagen. Områden där fladdermusindexkartan har låga värden förväntas vara oproblematiska att ta i anspråk för exploatering. Samtidigt finns det en risk att det är avsaknaden av data om boplatser som ger upphov till de låga värdena på fladdermusindexet. Visar en granskning att det i habitatkvalitetskartan förväntas finnas gott om födorika miljöer i området kanske boplatstdatan är alltför bristfällig. I så fall kan fältkontroller behöva göras för att bedöma om exempelvis mängden grova träd som kan erbjuda boplatser förbisets i landskapet som utreds på grund av brister i indata.

5.5 Habitatanalys: habitatlämplighetskartor

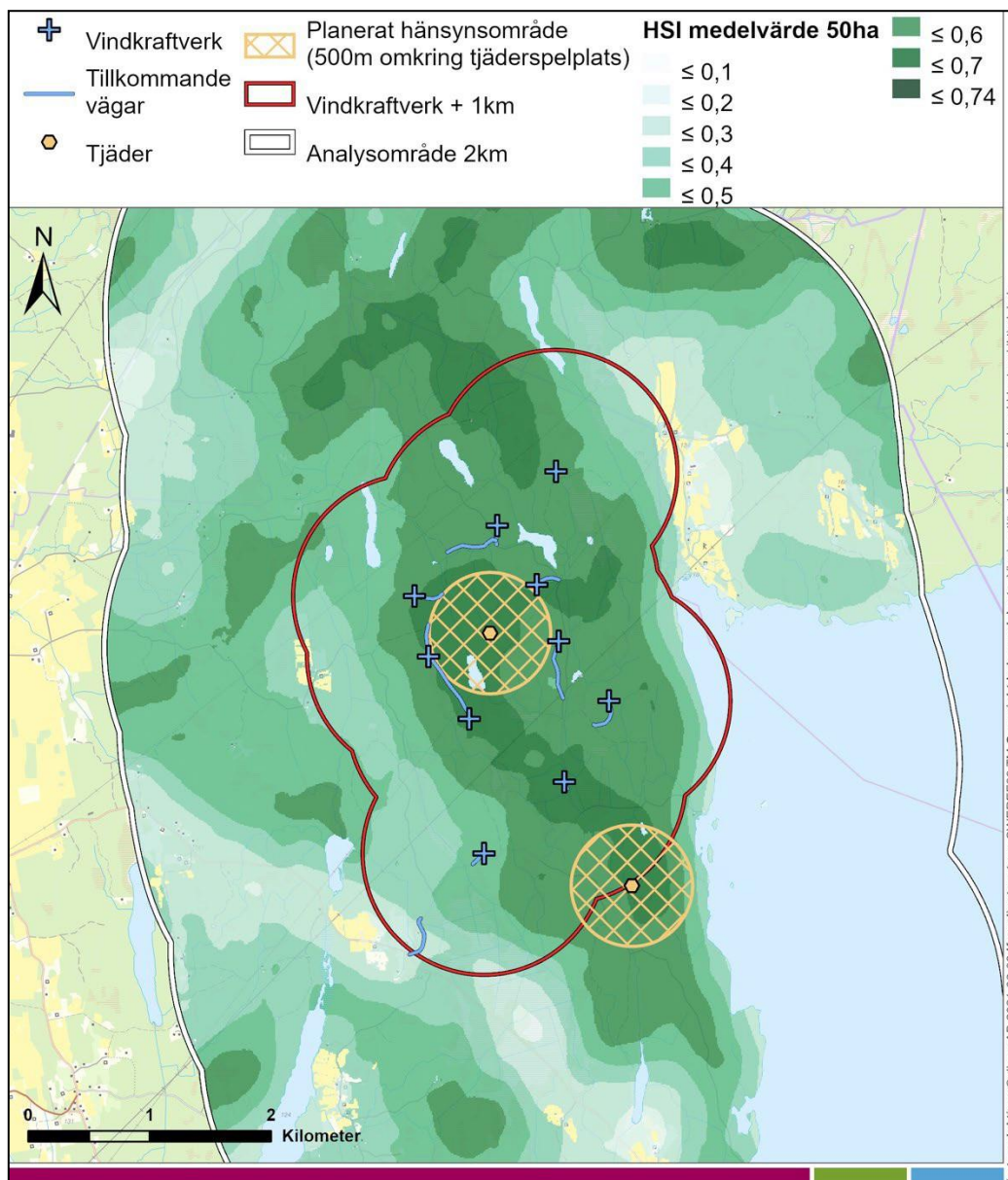
Vid en HSI-analys klassas olika typer av biotoper och parametrar med värden (så kallade Suitability Index, lämplighetsindex) som visar hur lämplig eller olämplig miljön är för arten (figur 21). De olika skikten (heltäckande skikt med till exempel klassning av trädart, krontäckning och förekomst av blåbär) kombineras sedan till en modell som beräknar sannolikheten för förekomst av arter vid en viss kombination av omvärldsförhållanden. I det här avsnittet får du en förklaring till hur raster kan skapas, med habitatlämplighetsindex (HSI) som förutsäger var i landskapet det finns tillgång på mer eller mindre lämpligt habitat för fokusarten.

I exemplet kan du se en habitatsannolikhetskarta för tjäder som används för att utreda påverkan på tjäder från lokaliseringsstudie av vindkraftverk (figur 22). Tjäder är en parapyart knuten till stora områden med öppen mogen tallskog i mosaik med myrstråk.

5.5.1 Habitatlämplighetskartor – resultat



Figur 21. Bilden visar hur landskapet fått ett värde som speglar hur lämpliga de olika skogsområdena och myrområdena är som habitat för tjäder. Skiktet är en av flera indata till HSI-analysen.



Figur 22. Kartan visar resultat av en HSI-analys för tjäder.

5.5.2 Habitatlämplighetskartor – användningsområden

Habitatlämplighetskartor (HSI) görs vanligen utan att beakta hur artens spridningsförmåga påverkas av matrix och passar därför för fokusarter för vilka det inte är motiverat att hantera barriäreffekter. HSI-analysen kan även innehålla moment av spridningsanalyser.

Habitatlämplighetskartor kan du exempelvis använda till:

- planering av naturvårdsåtgärder som ska stärka arten i landskapet eller bevarandestrategier om vilka områden som ska skyddas
- scenarioanalyser eller underlag till expertbedömning om hur fokusarten förmodas påverkas vid exploatering samt rekommendationer till lokaliseringstudier och anpassningar

- förstudier till fältinventeringar för att placera ut rutter eller transekter där arten eftersöks.

5.5.3 Habitatlämplighetskartor – tolkning

Områden med ett högre HSI-värde tyder på en högre lämplighet av habitat för fokusarten och därmed högre sannolikhet för förekomst. Områden med ett HSI- värde över 0.5 anses som lämpligt habitat för tjäder.

På slutresultatet, skikten där alla olika parametrar har kombinerats med varandra, appliceras en täthetsanalys för att ta hänsyn till tjäderns arealkrav (medelvärde inom 50 ha, vilket är ett område som hävdas av en äldre tupp).

5.5.4 Habitatlämplighetskartor – tillförlitlighet

Generellt gäller för HSI-analyser att resultatet är beroende av kvaliteten av indata samt val av lämplighetsvärden. HSI-analyser innehåller ofta moment med täthetsanalys. Se därför även avsnitt 5.7.3 *Täthetsraster - Tillförlitlighet*.

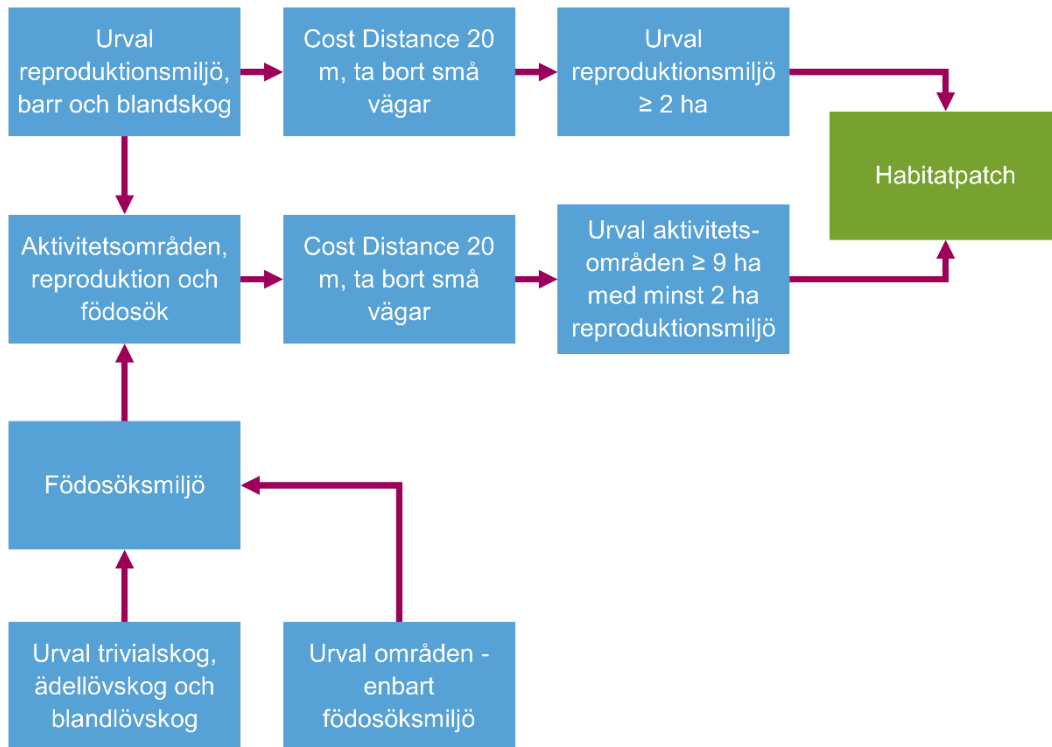
5.6 Habitatanalys: habitatpatcher

Habitatpatch är ett avgränsat område med livsmiljö, för en art eller artgrupp. I patchen finns livsmiljö som möjliggör reproduktion och uppfödning av ungar. I det här avsnittet får du en uppfattning om hur habitatpatch för fokusarten skapas med hjälp av den ekologiska profilen (figur 23). Målet är att skapa områden där reproduktion och uppfödning av ungar kan ske.

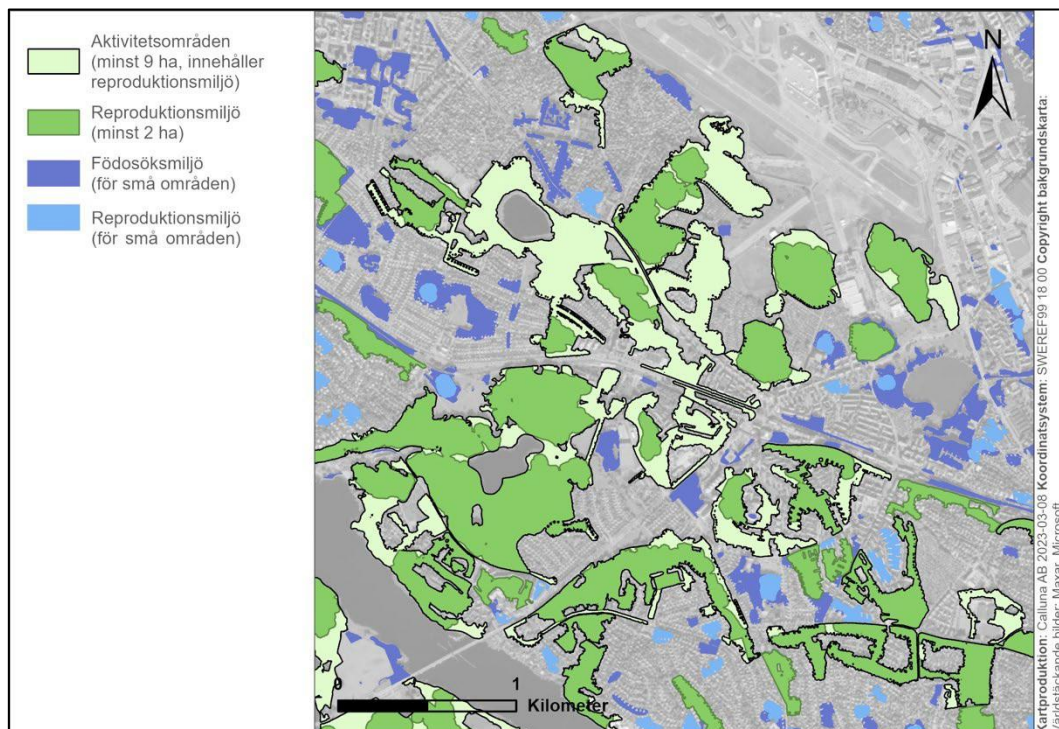
I exemplet visas habitatpatcher för barrskogsmesar, som tofsmes och talltita (figur 24). Fokusarten föredrar gamla, sammanhängande barrskogar. Habitatpatcher är aktivitetsområden (även kallat hemområden) där det finns såväl reproduktionsmiljö som födosöksmiljö och som är minst nio hektar stora enligt kriterier i analysen. Reproduktionsmiljö är gamla barrskogar och dessa områden ska vara minst 2 hektar stora (Eggers & Low 2014) och kan även fungera som födosöksmiljö. Andra biotoper, som lövskog och exempelvis medelålders skogar, kan också användas för födosök, men inte för reproduktion. Dessa områden, som endast fungerar som födosöksmiljö, väljs ut till analysen endast när de hamnar i ett minst 9 hektar stort område som förutom födosöksmiljön även innehåller minst 2 hektar sammanhängande reproduktionsmiljö. Områden med reproduktionsmiljö som är mellan 2 och 9 hektar och som inte ligger omgivna av födosöksområde, räknas i analysen vara för små för att fungera som habitat där barrskogsmesar kan häcka och få ut ungar. Men dessa skogsområden kan fungera som 'stepping stones' mellan aktivitetsområden.

Den så kallade BSFL-principen har i vetenskapliga sammanställningar lyfts fram för övergripande bevarande av ekologiska nätverk och många arter. BSFL står för "Bättre, Större, Fler och Länkade (von Post m. fl. 2022 och referenser däri). Principen säger att habitatpatchers kvalitet, storlek och antal är av överordnad betydelse jämfört med förekomst av 'stepping stones' (spridningslänkar). I vissa landskap kan spridningslänkar dock vara prioritet, exempelvis om utökning av kvalitativa habitatpatcher inte är möjligt.

5.6.1 Habitatpatcher – resultat



Figur 23. Flödesschemat visar GIS-modellen för att skapa habitatpatcher för barrskogsmesar.



Figur 24. Kartan visar habitatpatcher för barrskogsmesar (aktivitetsområden) med svart kant. Dessa områden innehåller minst två hektar reproduktionsmiljö (mörkgröna områden) och eventuella födosökmiljöer som inte är reproduktionsmiljö (ljusgröna områden). På kartan syns att vissa aktivitetsområden innehåller reproduktionsmiljö och födosökmiljö (ljus- och mörkgrön), i vissa fall består ett aktivitetsområde endast av reproduktionsmiljö, som även utgör födosökmiljö. Miljöer som är för små visas som gröna utan svart kantlinje. Miljöer som är för små att fungera som habitat för barrskogsmesar men kan fungera som 'stepping stones' visas också i kartan (mörk- och ljusblå).

5.6.2 Habitatpatcher – användningsområden

För att ta fram ett habitatnätverk behövs habitatpatcher. I vissa fall kan habitatpatcher utgöra ett tillräckligt slutresultat, exempelvis för många fågelarter.

5.6.3 Habitatpatcher – tolkning

I detta exempel utgör barrskogsmesarnas aktivitetsområden habitatpatcher. Detta är områden som är tillräckligt stora och som enligt information i biotopdatabasen innehåller tillräckligt med högkvalitativt habitat för att fungera som habitat för barrskogsmesar.

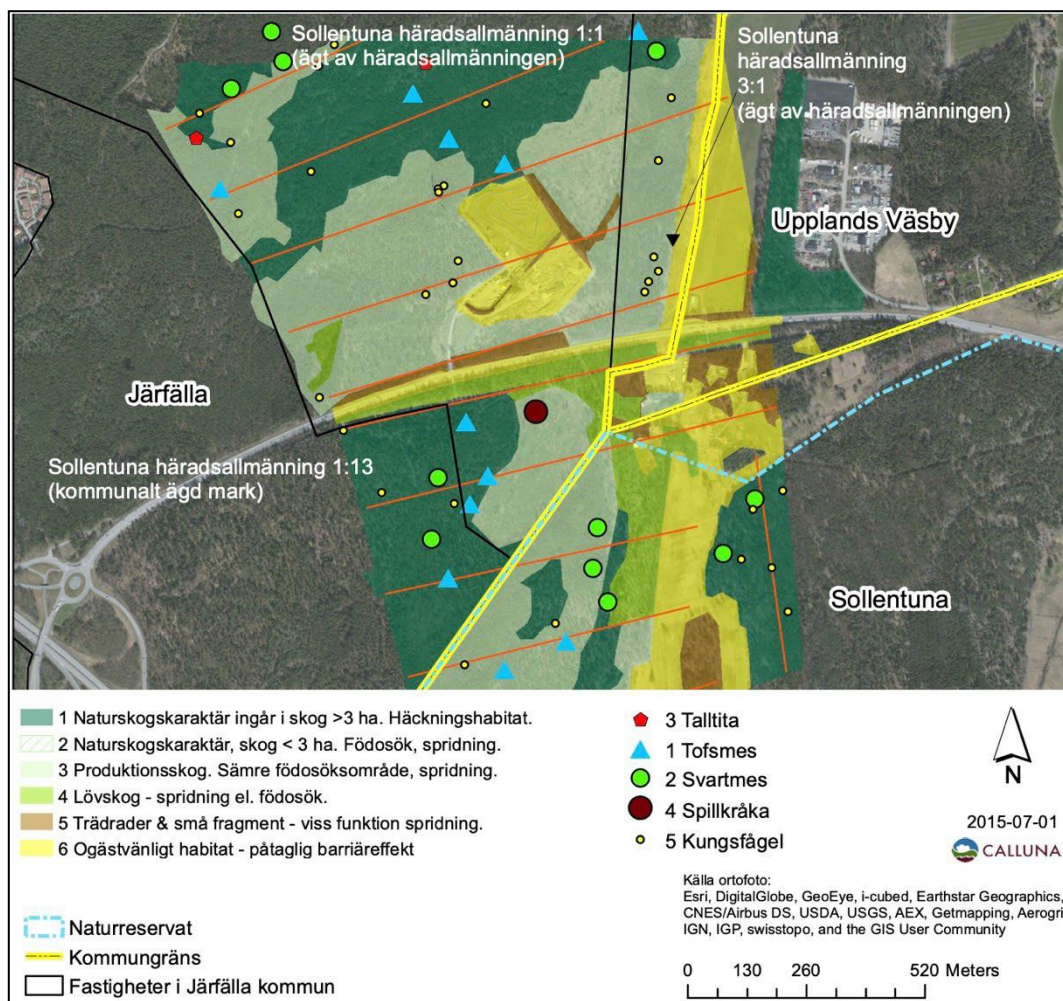
Reproduktionsmiljöer av minst 2 hektar men som inte ligger inom ett aktivitetsområde kan ses som 'stepping stones' och är områden med gammal barrskog som förstärker spridningsstråken.

5.6.4 Habitatpatcher – tillförlitlighet

Det är bra om det är möjligt att validera resultaten från modellerna med fältdata, som inte använts i framtagande av modellen och att undersöka hur väl modellen predikterar artens förekomst samt kvalitet av habitat i verkligheten. Figur 25 visar på en validering av ett landskapsavsnitt för ett barrskogsnätverk inom ett mellankommunalt samband (Andersson & Koffman 2015).

Det uppställda kriteriet för habitatpatchens area kommer från litteraturuppgift. Det är rimligt att anta att sannolikheten är högre för att arten förekommer i områden som är större än gränsvärdet, än i områden som är mindre än gränsvärdet. I verkligheten kan det förekomma att arten även finns i mindre skogsområden.

Detta gäller även för urval av lämplig habitat. Arter kan även förekomma i biotoper som inte har lika bra kvalitet som de som uppfyller analysens kriterier för att vara habitat. Att de kan påträffas i sämre habitat betyder dock inte att arten långsiktigt kan antas överleva i ett landskap utan det optimala habitatet.



Figur 25. Valideringen gjordes genom att inventera barrskogsmesar och några barrskogsfåglar och studera i vilka biotyper inom ett landskapsavsnitt som de påträffades. Transekter för fågelinventering lades ut både i biotoper inom barrskogsnätverket och i områden utanför barrskogsnätverket. Transekterna är de bruna linjerna i kartan.

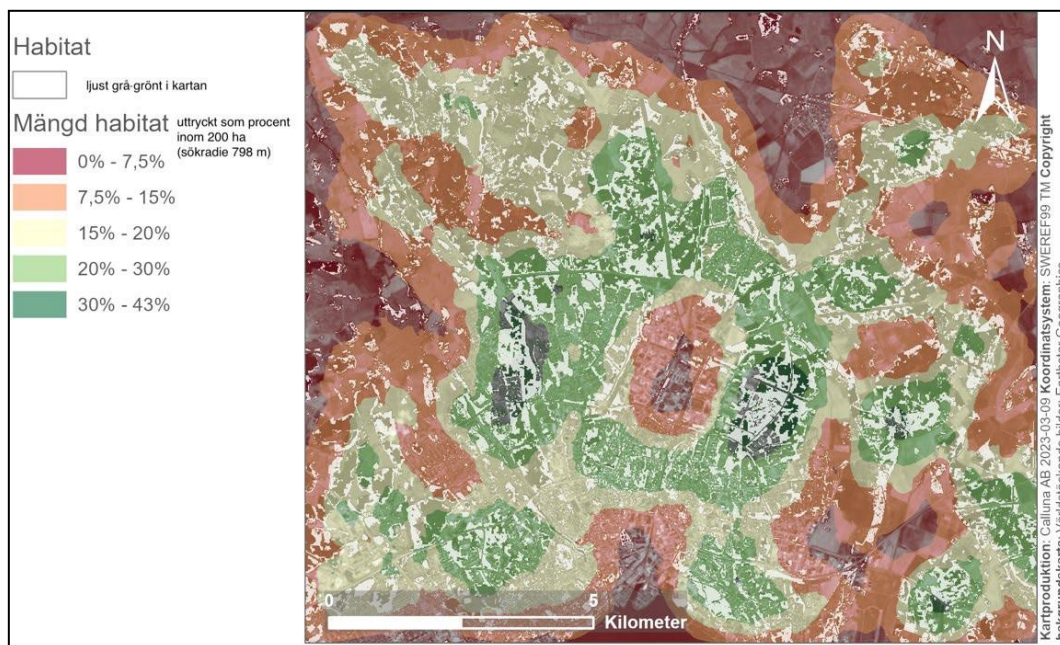
5.7 Täthetsanalys: täthetsraster

Täthetsanalyser handlar om att skapa en bild av hur mängden (tätheten) av olika substrat, habitat, naturtyper, artantal, artförekomst etcetera varierar rumsligt. I detta avsnitt visas hur ett täthetsraster tas fram, hur det kan användas för fortsatt analys om områden som uppfyller vissa tröskelvärden samt vilka risker för misstolkningar som finns.

Exemplet utgörs av en täthetsanalys av habitat för mindre hackspett (figur 26). Mindre hackspett är under häckningstiden knuten till löv- och blandskogar med förekomst av äldre lövträd och död ved. För att häcka framgångsrikt behöver ett par av mindre hackspett cirka 40 hektar äldre lövdominerad skog inom ett område på upp till 200 hektar (SLU Artdatabanken 2021; Wiktander m.fl. 1992). Mindre hackspett föredrar rena lövskogar. I en utredning om ett nytt verksamhetsområde i Västerås gjordes en landskapsekologisk analys om habitat för mindre hackspett (Lindén 2021). Från biotopkartan gjordes ett urval av alla klasser som innehåller lövdominerad skog. Dessa skogar fick värde 1. Blandskogar valdes också ut men fick ett något lägre värde, 0,75. Genom en analys med rörligt sökfönster (verktyg *Focal Statistics*) beräknades därefter mängd av löv- och blandskog inom en cirkel med radien 798 meter (motsvarar en cirkel med storleken cirka 200 hektar). Den beräkningen gjordes om till en rasterkarta där varje pixel visar procent av dessa skogsbiotoper inom sökradien.

Täthetsraster kan skapas med exempelvis verktyget *Focal statistics* i programvaran ArcGIS Pro (Spatial Analyst Tools), men det finns en uppsjö av andra kommersiella samt även öppet tillgängliga programvarualternativ.

5.7.1 Täthetsraster – resultat



Figur 26. Kartan visar täthetsanalys uttryckt som procent av "mindre hackspettbiotoper" inom 200 hektar (ett cirkulärt sökfönster med radien cirka 800 meter har använts). Pixlarnas datavärden har klassats i 5 klasser och är visualiserade från rött (låg procentandel) till mörkgrönt (innehåller analysområdets högsta procentandelar). Ytor som är ljusgröna eller mörkgröna överskrider 20 procent vilket innebär att kraven på 40 hektar habitat inom 200 hektar uppfylls. I kartan syns också de skogsområden som varit indata till analysen (grå-grön färg) (Lindén 2021).

5.7.2 Täthetsraster – användningsområden

En täthetsanalys behöver du till exempel för att

- analysera rumslig fördelning och tillgång av en resurs
- få underlag för att avgränsa hotspots-områden och värde-trakter för en fokusart (i exemplet mindre hackspett)
- få underlag till artskyddsutredning om mindre hackspett för att avgränsa lokal population och bedöma om mindre hackspettens population kan kvarstå på tillfredställande nivå.

5.7.3 Täthetsraster – tillförlitlighet

Figur 27 nedan belyser ett generellt fenomen som uppstår vid olika storlek på sökfönstret. En av täthetsanalysens styrkor är att det är en enkel analys som inte bygger på några avancerade beräkningar eller antaganden kring ekologiska processer, som ofta är mycket invecklade att modellera på ett trovärdigt sätt.

Sökfönster med stor storlek innebär för den resulterande kartan dock risk för misstolkningar. Ju mindre sökfönster som används desto mer motsvarar resultatet den data som matades in i analysen. Större sökfönster kan skapa kartor som kan missförstås vid tolkning och användning eftersom den starkaste färgen i kartan (högst täthet) till exempel kan ligga mellan de faktiska biotoper/värdekärnor som ingår som indata i analysen. Själva biotopen/värdekärnan kan hamna i svagt färgade områden.



Figur 27. Kartan visar hur olika storlek på sökfönstret i en täthetsanalys ger olika resultatkartor (den röda färgen).

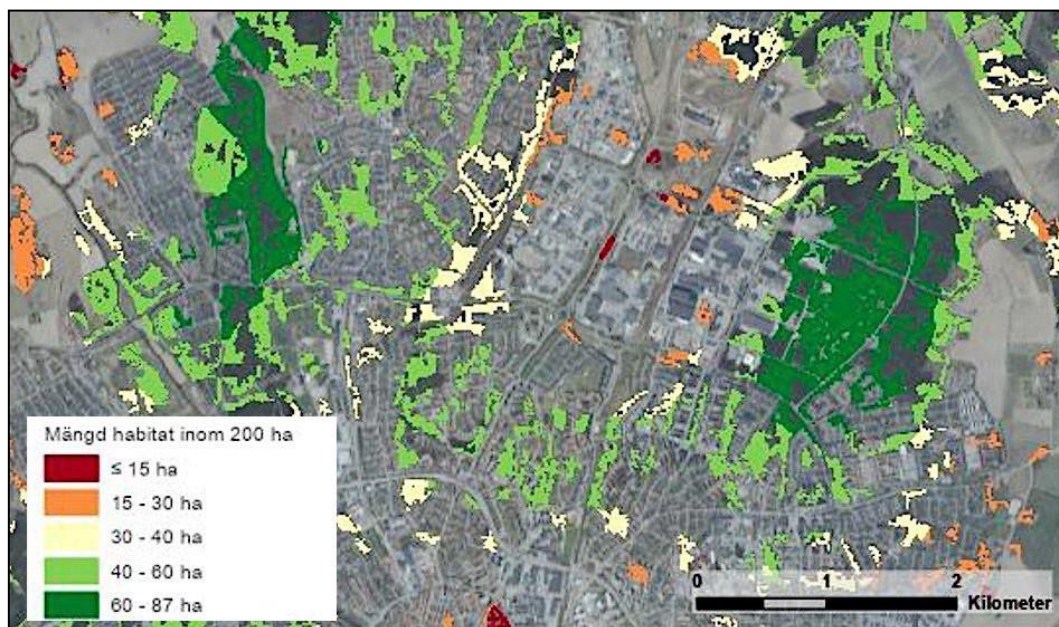
I figur 27 ovan, som visar ett sökfönster på 1000 meter, blir det högst täthet i mitten av det öppna område som omgärdas av skog, trots att platsen i sig inte utgörs av lövskog. Eftersom sökfönstret för de centrala delarna täcker in skogen på båda sidor, blir andelen skog högst i den ”tomma centrala delen”. En risk för misstolkning är att en användare av kartan, som behöver information om just den här ”tomma” delen av analysområdet, zoomar in och tror att det är den rödaste delen på kartan som är ”viktigast” medan delarna med svagare röd färg är ”mindre viktiga” ur perspektivet bevarande av biologisk mångfald. I själva verket finns värdekärnor i områden med svagare färg på kartan. En annan risk för misstolkning är att långsmala områden av den typ som matats in i täthetsanalysen (till exempel strandlövskogar) inte framträder på täthetsrasterkartan, det vill säga om den långsträckt lövskogen i stället hade haft en mer samlad rund form så

hade den lövskogen gett mer utslag (högre värde visats) på resultatkartan. För resonemang kring fenomenet långsmala objekt vid täthetsanalyser, se vidare i avsnitt 5.8 *Täthetsanalys: hotspots*. Det är alltså viktigt att säkerställa att sökfönstrets storlek ges rätt storlek utifrån analysens syfte och frågeställningar.

5.8 Täthetsanalys: hotspots

Genom att göra en täthetsanalys kan *hotspots* (områden med hög koncentration av resursen, över ett visst tröskelvärde) identifieras. I det här avsnittet presenteras du exempel på hur en hotspots-karta kan tas från ett täthetsraster genom att använda ett relevant tröskelvärde för mindre hackspett (figur 28). För att häcka framgångsrikt behöver ett par av mindre hackspett cirka 40 hektar äldre lövdominerad skog inom ett område på upp till 200 hektar (SLU Artdatabanken 2021; Wiktander m.fl. 1992). Från det täthetsrastret som beskrivs i avsnittet 5.7 *Täthetsanalys: täthetsraster* (summering av pixlar med bra habitat), extraherades sedan pixlar med hjälp av en mask, det vill säga med hjälp av ett annat raster klipptes vissa delar av rastret ut. Masken utgjordes av skogspixlarna vilka klassats som lämpligt habitat för mindre hackspett. På så vis erhöles en karta som visar var i landskapet kraven uppfylls för att revir med mindre hackspett ska kunna finnas (grönt i kartan).

5.8.1 Hotspots – resultat



Figur 28. Exempel på resultat för habitatmodell för mindre hackspett. Mörkgröna och ljusgröna områden överstiger tröskelvärdet för att kunna hysa minst 1 revir (Lindén 2021).

5.8.2 Hotspots – användningsområden

En täthetsanalys och identifiering av områden som överstiger tröskelvärdet för ett revir kan hjälpa dig

- i exploateringsärenden där rödlistade arealkrävande fåglar upptagna på artskyddsförordningen behöver utredas.

5.8.3 Hotspots – tolkning

Pixlarna i rastret har ett värde som visar mängden tillräckligt bra skog på landskapsnivå inom ett område om 200 hektar. Pixlar som överstiger tröskelvärdet 40 hektar, ligger i landskap där det inom 200 hektar finns tillgång till minst 40 hektar habitat. Områden i

landskapet som utgörs av sådana pixlar utgör hotspots för mindre hackspett där minst ett revir kan finnas.

5.8.4 Hotspots – tillförlitlighet

Analysresultaten representerar verkligheten, men är alltid beroende på kvalitet, generalisering och upplösning av indata som är tillgängliga när analysen utförts. Vissa underlagsdata, som skogsålder, har tagits fram genom fjärranalys över hela Sverige och upplösningen är ganska grov. Denna analys baseras på information från NMD och resultaten är missvisande på så vis att kartan troligen ger en överskattning av mängden lämpligt habitat eftersom kvaliteter som död ved och åldrande träd inte kan kartläggas i NMD. Analysen har initialt rensat bort små områden (enstaka pixlar) men har inte ställt något egentligt krav på att varje skogsområde ska uppfylla vissa arealkrav. Därför innehåller troligen kartan en överskattning av habitat i områden där skogen är uppsplittrad i många små områden.

I exempelvis ett artskyddsärende för detaljplan måste de områden som berörs av exploatering inventeras och deras lämplighet som livsmiljö bedömas i fält. Det är dock inte möjligt att inventera alla områden i fält som behövs i analysen för att studera arten på den landskapsekologiska skalan och därför används fjärranalysdata i GIS-analys.

Att som i exemplet ovan tillämpa en mätradie om ca 800 meter (ger en yta om 200 hektar) för täthetsanalysen, motsvarande revirets areella begränsning, har dock kritiserats för att förbise möjliga revir som har en utsträckt form (Naturskyddsföreningen 2017). Detta kan gälla strandskog men även gälla hotspots med lövskog belägna utmed älvstränder och andra avlånga biotoper. I dessa fall kan tätheten för platser i landskapet med dessa biotoper, beräknat inom en alltför stor radie bli alltför lågt jämfört med det valda tröskelvärdet. För att undvika underskattningen av långsmala skogar valdes en alternativ metod för att avgränsa hotspots stora nog för att kunna användas av vittryggig hackspett för reproduktion (Kindvall 2020). Metoden utgår i stället från beräknade gränsvärden inom betydligt mindre geografiska enheter för att sammantaget uppnå en total mängd resurser tillgängliga för vittryggig hackspett inom ett sammanhängande området oberoende av områdets form.

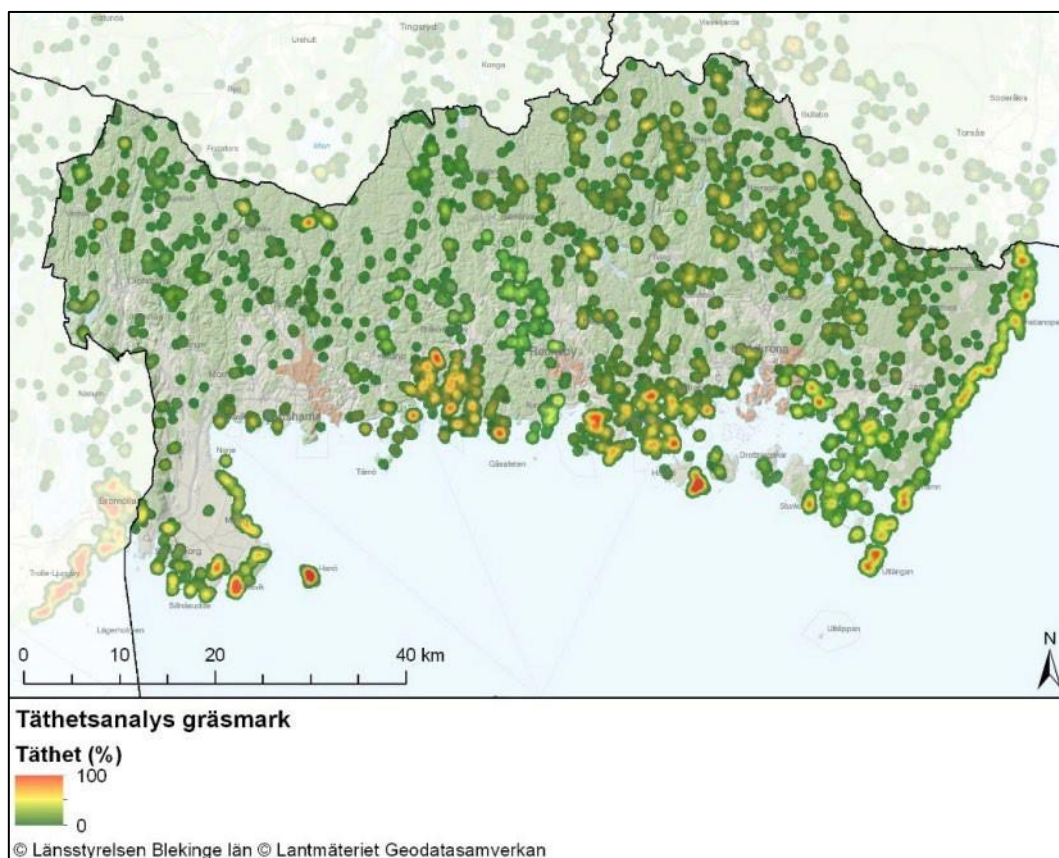
5.9 Täthetsanalys: värde-trakter

Värde-trakter är områden i landskapet med hög täthet av värdekärnor, av betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. I det här avsnittet presenteras du ett exempel på hur en värde-trakt kan avgränsas baserat på ett täthetsraster eller en hotspots-karta (figur 29).

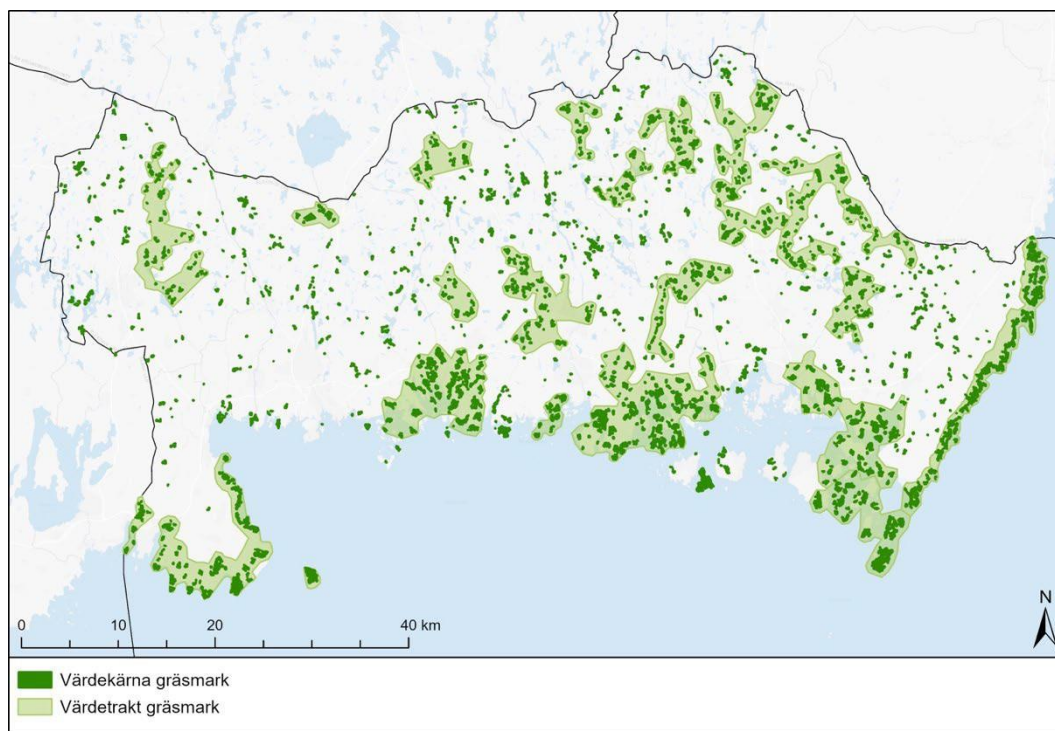
År 2019 arbetade Länsstyrelsen i Blekinge län på uppdrag av regeringen med ta fram en handlingsplan för grön infrastruktur med syftet att få underlag som ger en samlad bild av landskapets olika naturtyper. Gräsmarker var en naturtyp för vilken värde-trakter togs fram. I ett första steg gjordes en täthetsanalys av värdekärnor.

Resultatet från denna analys användes därefter för att få fram förslag på värde-trakter (figur 30). I detta fall identifierades områden i landskapet med mer än 5 procent värdekärnor inom en sökradie av 500 meter. De områden som var minst 150 hektar stora klassades som värde-trakter (Andersson m. fl. 2019).

5.9.1 Värde-trakter – resultat



Figur 29. Täthetsanalysen av gräsmarkens värdekärnor, framtagen av Länsstyrelsen Blekinge län (Andersson m. fl. 2019).



Figur 30. Resultat på avgränsning av värdetrakter. Värdekärnor visas i mörkt grönt och värdetrakterna i ljus grönt (öppna data via Länsstyrelsens geodatakatalog). Värdekarter och värdetrakter har tagits fram av Länsstyrelsen Blekinge län (Andersson m. fl. 2019).

5.9.2 Värdetrakter – användningsområden

Med en analys av värdetrakter kan du exempelvis

- i tidiga planeringsskeden och i stora analysområden få en snabb orientering om vilka områden i landskapet som är viktiga för biologisk mångfald
- få kunskapsunderlag för planering och arbete med åtgärder för mål om en god fungerande grön infrastruktur där det tas hänsyn till livsmiljöer och ekosystemtjänster.

5.9.3 Värdetrakter – tolkning

Värdetrakter ringar in områden med en högre täthet av värdekärnor, men alla delar i en värdetrakt behöver däremot inte innehålla höga naturvärden.

Värdetrakterna är ofta stora och innehåller även ofta stora arealer som inte är värdekärnor. Vid bedömning av lämplighet för en exploatering måste läget för exploateringen i värdetrakten studeras. Det kan vara så att åtgärden kan göras utan att skada värdekärnor.

Landskapet utanför värdetrakterna kan också hysa värdekärnor. Att en värdekärna inte ligger inom en värdetrakt säger endast att värdekärnor inte finns i tillräckligt hög täthet enligt analysen. Den enskilda värdekärnan kan dock hysa mycket höga bevarandevärden endast baserat på sitt innehåll (stor mängd rödlistade arter och biotopkvaliteter).

5.9.4 Värde-trakter – tillförlitlighet

Värde-trakter används för att avgränsa områden på landskapsnivå, till exempel inom ett län. Hur värdekärnor hänger ihop med varandra på en mer detaljerad nivå inne i värde-trakten kan till exempel analyseras med en spridningsanalys. Analysen för att få fram värde-trakter tar nämligen inte hänsyn till landskapet mellan värdekärnorna.

Värdekärnorna utgör indata till täthetsanalysen för att få fram värde-trakter och bestämmer därmed resultatet. Att ta fram värdekärnor är därför ett viktigt arbete där det gäller att kartera/inventera med samma ambitionsnivå inom hela analysområdet. Olika storlek på sökfönstret i täthetsanalysen kommer att ge olika avgränsningar för värde-trakten. Ett större sökfönster ger en mer generaliserande bild än ett mindre sökfönster.

5.10 Spridningsanalys: friktionsraster

Friktionsraster skapas genom att omklassa marktäckedata till friktionsraster som används i olika typer av Cost Distance-analyser för att modellera hur lätt eller svårt det är för studerad fokusart att sprida sig genom viss miljö. I det här avsnittet kan du läsa om ett exempel på friktionsraster som användes för att modellera hur fokusarten läderbagge sprider sig i landskapet (figur 31). Exemplet ger en förståelse för vad friktionstal är och hur olika friktionstal påverkar resultatet i en spridningsanalys.

Friktionsraster kan skapas utifrån ett annat raster med exempelvis verktyget *Reclassify* i programvaran ArcGIS Pro (Spatial Analyst Tools), men det finns en uppsjö av andra kommersiella samt även öppet tillgängliga programvarualternativ.

5.10.1 Friktionsraster – resultat



Figur 31. Kartan visar ett friktionsraster för en tänkt fokusart som utgörs av läderbagge eller "artgruppen vedlevande skalbaggar knutna till ek". Mörkare färger har högre friktionstal.

Rastret skapades inom den kommun som analyserades genom att klassa om en biotopdatabas med hög detaljeringsgrad medan indata var grövre marktäckedata i grannkommunen. Detta syns om man studerar rastret noga. Legenden visar exempel på hur friktionstalen satts för att vikta in spridningsmotstånd för fokusarten. En spridningsanalys som görs utifrån friktionsrastret och ett givet maximalt spridningsavstånd resulterar i kortare sträcka i kartan ju högre friktionstalet är. För att förstå kan du tänka dig att det maximala avståndet i meter utgör en kostnadsbudget för förflyttningen. Motståndet/friktionen "äter upp" en stor del av den tilldelade kostnadsbudgeten och den faktiska sträckan blir mindre än om friktionstalet hade varit 1. Riktigt höga friktionstal blir totalbarriärer. I friktionsrastret har mark klassad till tät bebyggelse givits friktionstalet 1000 vilket är ett högt friktionstal som visas med svart färg i kartan. Titta på de trädpunkter som ligger i svarta pixlar i friktionsrastret som visas

ovan. De har begränsad spridningszon runt sig vilket betyder att i spridningsanalysen för läderbagge blir tät bebyggelse en stark barriär.

5.10.2 Friktionsraster – användningsområden

Du behöver friktionsraster

- för att göra en landskapsekologisk analys där fokusartens spridning eller förflyttning behöver beakta olika egenskaper i matrix, till exempel barriäreffekter hos olika markslag eller trafikmortalitet
- för att sedan göra en spridningsanalys exempelvis med funktion Cost Distance eller kretsteoribaserad spridningsanalys.

5.10.3 Friktionsraster – tolkning

Friktionsrastret visar en förenkling, en tolkning, av hur en fokusart upplever landskapet med avseende på preferenser för var förflyttning och spridning sker. Friktionsrastret visualiserar hur permeabelt (genomsläppligt) landskapet är för fokusarten. Friktionsraster är oftast inte ett slutresultat utan utgör indata till spridningsanalyser. Utformningen av friktionsrastret påverkar resultatet av spridningsanalysen. För att kritiskt kunna granska spridningsanalysen är det därför lämpligt att visa tabellen med friktionsvärden och friktionsrastret så att dessa parametrar i spridningsanalysen blir transparenta för användaren och för de som ska granska och tolka spridningsanalysen.

5.10.4 Friktionsraster – tillförlitlighet

Analyser baserade på friktionsraster är i hög grad transparenta så länge själva omklassningstabellen till friktionstal samt friktionsrastret redovisas.

En bra tumregel är att låta skalan med friktionsvärden innehålla så få värden som möjligt eftersom kunskapsbristen oftast är stor för hur fokusarten förflyttar eller sprider sig i landskapet. Att ha många olika värden kan ge falsk säkerhet med avseende på resultaten. Ibland kan även bara två till tre värden vara lämpligt. Det finns exempelvis svensk forskning som visar att högtrafikerade vägar utgör svåra barriärer för små arter av vildbin vilket stödjer att sätta höga friktionstal för högtrafikerade vägar vid spridningsanalyser för vildbin (Andersson m. fl. 2017; Johansson m. fl. 2018). Värden för motstånd som man tilldelar i friktionsraster är dock sällan testade i verkligheten utan sätts genom expertbedömning.

Upprättande av friktionstal är ett känsligt steg i analyskedjan, som påverkar slutresultatet. Det faktiska talet har betydelse för avståndsanalyserna och för upprättande av så kallade spridningslänkar. De faktiska avstånden på kartan blir olika långa beroende på friktionstalet. En rekommendation är att med hjälp av ortofoto granska analysområdet och försöka bedöma om simuleringen av fokusartens spridning är rimlig. Även relationen mellan de olika friktionstalen har betydelse (valet av friktionstal kan till exempel visa att en biotoptyp ansetts vara tio gånger sämre för spridning än en annan biotoptyp) (Bowman m. fl. 2020). Ett sätt att göra en känslighetsanalys är att göra flera varianter av den tabell som omklassar marktäckedata till friktionsvärden och på så vis upprätta flera varianter av friktionsrastret och köra om spridningsanalyserna. Det blir då möjligt att studera om relativt små skillnader i friktionstal resulterar i betydande rumsliga skillnader i

spridningsanalysens resultat. Det kan exempelvis handla om hur resulterande habitatpatcher ser ut. Blir det många små separata patcher eller en stor patch som hänger samman i smala strängar? Om det inte blir betydande skillnader är friktionstalen robusta. Detaljeringsgraden (hur noggrant ingående marktäckedata är) samt upplösningen (storlek på pixlarna) påverkar också resultatet av spridningsanalysen. I analyser över mycket stora analysområden behöver ofta, av analyspraktiska skäl, indata och pixelstorlek vara grövre medan högre krav på noggrannhet är rimligt att ställa för analyser på mindre skala, exempelvis i en analys för en detaljplan.

5.11 Spridningsanalys: Cost Distance-raster

Spridningsanalyser med funktionen Cost Distance är relevant när du har kunskap eller indikation på att ett djur i sitt rörelsebeteende upplever vissa element eller biotoper som barriärer eller ogärna går in i vissa biotyper och undviker dessa i landskapet.

Spridningsanalys med Cost Distance kan du också använda för att studera effekter av att individer under spridning dör på trafikerade vägar. I detta avsnitt visas exempel på hur Cost Distance-raster modellerar spridning eller förflyttning av fokusarten från ett habitat baserat på antagandet att individer (eller spridningsenheter) sprids från spridningskällan i alla riktningar och hur långt fokusarten kommer beror på friktionstalen i det ingående friktionsrastret samt det maximala spridningsavstånd som sätts.

För att göra en spridningsanalys med Cost Distance behövs för det första identifierade startpunkter från vilka kostnadsviktade avstånd beräknas. Det kan vara områden som är livsmiljöer för en art. I exemplet nedan är det trädpunkter med gamla ekar (figur 32). För det andra behöver landskapet som omger livsmiljöerna karakteriseras efter hur stort motståndet, för arten att röra sig, är i varje punkt – det vill säga ett friktionsraster. För det tredje behövs ett antagande om hur långt arten i fråga förväntas kunna röra sig, det vill säga ett maximalt spridningsavstånd. Om spridningsanalysen i exemplet nedan ska undersöka om konnektivitet råder mellan två trädpunkter för en tänkt fokusart och det finns ett definierat maximalt spridningsavstånd för hur långt arten kan röra sig så är det halva det avståndet som används som maximalt spridningsavstånd i Cost Distance-analysen. De zoner som skapas runt startpunkterna, det vill säga habitatpatcherna, kallas spridningszoner och utgörs av Cost Distance-raster. När två sådana zoner smälter samman visar analysen att konnektivitet mellan habitatpatcherna råder.

Cost Distance-raster kan skapas med exempelvis verktyget *Distance Accumulation* (ersätter verktyget *Cost Distance*) i programvaran ArcGIS Pro (Spatial Analyst Tools), men det finns en uppsjö av andra kommersiella samt även öppet tillgängliga programvarualternativ.

5.11.1 Cost Distance-raster – resultat



Figur 32. Friktionsraster, startpunkter och maximalt spridningsavstånd är de tre parametrar som behövs i en Cost Distance-analys. Startpunkter utgörs i exemplet av trädpunkter (grön punkt). Det maximala spridningsavståndet har satts till 125 meter eftersom ett ofta använt spridningsavstånd för att studera konnektivitet mellan gamla ekar med mulm för läderbagge är 250 meter.

5.11.2 Cost Distance-raster – användningsområde

Det finns många användningsområden för Cost Distance-raster och ofta utgör de indata till fortsatta analyser om konnektivitet.

Ditt syfte med en spridningsanalys kan vara att

- skapa sammanhängande habitatpatcher som utgör hemområden där fokusarten har tillgång till både reproduktionshabitat och födosökshabitat och kan reproducera sig och föda upp ungar
- skapa sammanhängande habitatpatcher av närliggande små habitatpatcher som kan betraktas som flera enskilda lokala populationer med mycket genetiskt utbyte, exempelvis gamla ekar i en ekhage
- avgränsa lokal population (eller närliggande delpopulationer)
- skapa spridningszoner i framtagande av habitatnätverk
- visualisera med heatmaps för att i kartan visa spridningsmönster i landskapet
- identifiera svaga och starka spridningssamband
- studera en arts spridningsmönster eller förflyttningar för att identifiera var viktiga spridningsstråk eller svåra barriärer finns i landskapet eller i en scenarioanalys studera effekter av exploatering
- skapa spridningssannolikhetsraster med Cost Distance-raster som indata
- analysera var individer i första hand förväntas bli påkörda av trafik eller om mortaliteten kan förväntas öka till följd av att en ny väg byggs.

5.11.3 Cost Distance-raster – tolkning

Kartan i figur 32 är resultatet av spridningsanalysen för läderbagge. I Cost Distance-rastret har varje pixel ett värde som anger det kostnadsviktade avståndet till närmsta ek i landskapet. Rastret har visualiserats i heatmap i färgskalan grönt-gult-gammelrosa. Heatmapen visualiserar spridningszonerna som modellerats för läderbaggen runt ekarna.

Kartan ovan med spridningszoner runt de gamla ekarna visar att ekar som står närmare än 250 meter från varandra har konnektivitet för fokusarten som i exemplet är läderbagge. Avståndet är kostnadsviktat vilket kan sägas vara det upplevda eller effektiva avståndet för fokusarten vid spridning eller förflyttning. Exempelvis sprider sig fokusarten inte genom byggnader och högratifierade vägar. Ju grönare färg desto kortare spridningsavstånd vilket indirekt indikerar större sannolikhet för spridning. Notera att spridningszonen runt ekar inne bland tät bebyggelse (mörk färg) är mycket mer begränsad än i naturmark (ljusare färger). Med ett förenklat analysförfarande kan man förklara en heatmap som visar kostnadsviktat avstånd med att det är mer sannolikt att påträffa arten i de gröna delarna av färgrampen än i det rosa-vita spektrumet i exempelkartan ovan.

Men det är inte en korrekt beskrivning att presentera ett Cost Distance-raster som sannolikhet för spridning. Det kostnadsviktade avståndet visar endast avståndet men inte hur sannolikt det är för fokusarten att nå till platsen i landskapet. Ett spridningssannolikhetsraster kan räknas ut baserat på Cost Distance-rastret. Se nästa exempel om sannolikheten att individer av hasselsnok sprider sig i den punkten i landskapet (figur 33).

5.11.4 Cost Distance-raster – tillförlitlighet

Cost Distance-baserade spridningsanalyser tar endast hänsyn till en väg, den minst kostnadskrävande vägen, mellan punkten och startpunkten. Den kretsteoretiska ansatsen sammanväger i stället alla alternativa vägar vilket kan uppfattas som mer riktigt. Unnithan Kumar och Cushman (2022) fann dock att Cost Distance-raster ger bäst resultat när spridningen inte har en definierad destination och vice versa så fann de att en kretsteoretisk ansats ger bäst resultat när spridningen har definierade destinationer. Kunskap om exakta destinationer är dock vanligtvis mycket svår att erhålla, varför Cost Distance-raster kan vara mer lämpliga i ett bredare spektrum av sammanhang (Unnithan Kumar & Cushman 2022).

Cost Distance är en ofta använd metod att modellera spridning eftersom det är en förhållandevis enkel algoritm som snabbt möjliggör att skapa kraftfulla visualiseringar av fokusarten i kartor. Cost Distance-raster modellerar en spridning eller förflyttning som sker från en spridningskälla (patchen) ut i omgivande landskap åt alla riktningar och spridningszonernas utsträckning beror på friktionsrastret och det maximala spridningsavståndet. Spridningslänkar (även kallat Least Cost Path) modellerar i stället en optimerad rutt från spridningskällan till närmsta annan habitatpatch (figur 27). För många arter råder kunskapsbrist om hur fokusarten verkligen sprider sig och vilket beteende den har vid spridning eller förflyttning genom landskapet. Ofta är det inte möjligt att peka ut en viss spridningsanalysmetod som bättre än en annan. Cost Distance-rastret är enkelt att ta fram och ger en översiktlig bild av mönster för spridning i landskapet som ofta utgör ett bättre underlag än inte något underlag alls. Det är också ett enkelt sätt att skapa ett habitatnätverk. Ett resonemang bör föras om begränsningar i analysmodellen vid tolkningen av kartorna och det är något som du som användare av kartorna ska kunna få information om av utföraren.

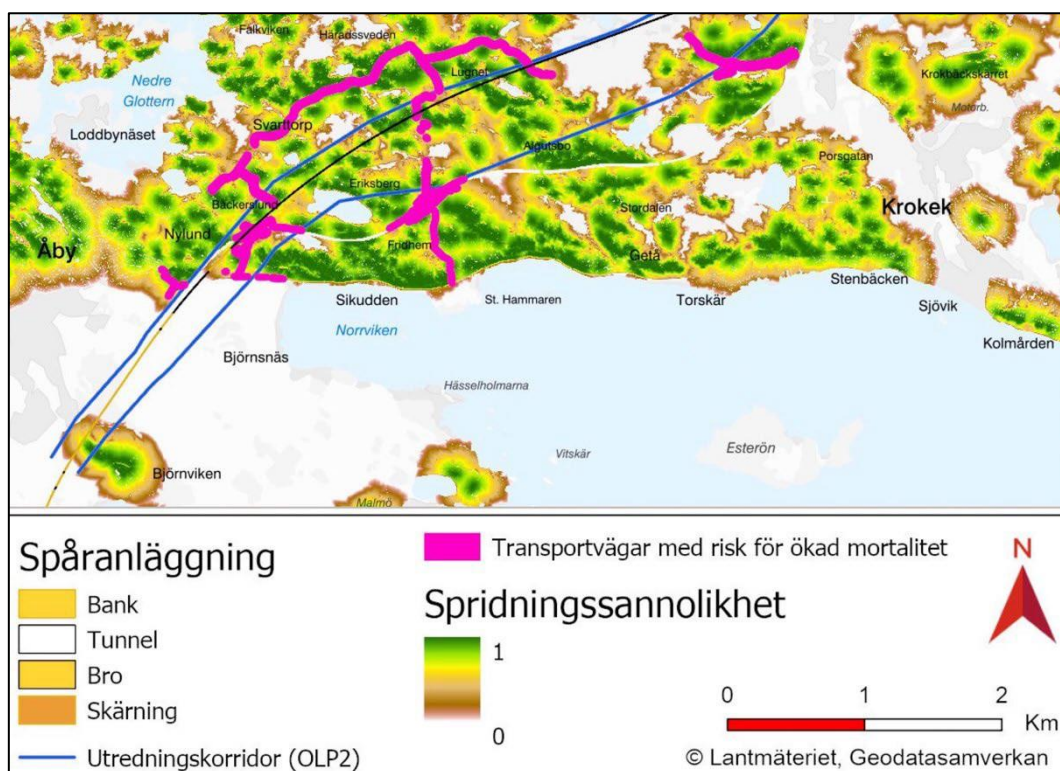
5.12 Spridningsanalys: spridningssannolikhetsraster

Spridningssannolikhetsraster ger en mer biologiskt relevant kartbild över hur spridningen kan se ut i landskapet än själva Cost Distance-rastret. I det här avsnittet presenteras du ett exempel på spridningssannolikhetsraster som kan beräknas direkt från ett Cost Distance-raster baserat på kunskap om hur långt individer förväntas förflytta sig under en given tidsrymd (figur 33). Beräkningen baserar sig på antagandet om att spridningssannolikheten som regel minskar exponentiellt med ökat avstånd. Oftast tillämpas följande funktion för att beräkna spridningssannolikheten (P) från Cost distance-rastrets avståndsvärden (D):

$$P = e^{-D/x}$$

X anger fokusartens medelspridningsavstånd.

5.12.1 Spridningssannolikhetsraster – resultat



Figur 33. Kartan visar sannolikhet för spridning/förflyttning av hasselsnok.

5.12.2 Spridningssannolikhetsraster – användningsområde

Det är lämpligt att ta fram spridningssannolikhetsraster när du behöver

- bedöma risker för mortalitet vid ökad trafik eller tillkomst av nya vägar.
- avgränsa habitatnätverk utifrån resulterande Cost Distance-raster.

- En metod att avgränsa habitatnätverk är att omvandla Cost Distance-rastret till spridningssannolikhetsraster och baserat på det rastret avgränsa habitatnätverksområden där spridningssannolikheten mellan ingående habitatpatcher inte understiger exempelvis 10 procent per generation.

5.12.3 Spridningssannolikhetsraster – tolkning

I exemplet ovan används analysen för att förutsäga trafikdöd av individer av hasselsnok till följd av att vissa vägar förväntas få ett ökat trafikflöde. Rosa linjer i kartan är vägsträckor som korsar högre gröna pixlar i spridningssannolikhetsrastret. I projektets konsekvensbedömning uppmärksammas detta som vägsträckor med risk för negativa effekter på hasselsnokens population samt risk för att förbud utlöses enligt artskyddsförordningen.

5.13 Spridningsanalys: kostnadsviktade spridningslänkar

I en nätverksanalys skapas länkar som kopplar ihop noder till ett nätverk. För att skapa ett habitatnätverk där noderna utgörs av habitatpatcher och spridningen symboliseras av spridningslänkar behöver länkar beräknas (figur 34). När länkanalysen använder friktionsraster så skapas kostnadsviktade länkar även kallat Least Cost Path, vilket du rekommenderas använda om du behöver analysera funktionell konnektivitet och din fokusart är känslig för egenskaper i matrix. I det här avsnittet får du förklaring till begreppet kostnadsviktade spridningslänkar och hur dessa skiljer sig från raka länkar som beräknats med fågelvägen.

Kostnadsviktade spridningslänkar kan skapas med exempelvis verktyget *Optimal Region Connections* (ersätter verktyget *Cost Connectivity*) i programvaran ArcGIS Pro (Spatial Analyst Tools), men det finns en uppsjö av andra kommersiella samt även öppettillgängliga programvarualternativ.

5.13.1 Spridningslänkar – resultat



Figur 34. Ett kartexempel på dels kostnadsviktade spridningslänkar mellan trädpunkter (vänster) dels spridningslänkar som beräknats med fågelvägen det vill säga med euklidiskt avstånd (höger).

Se även figur 32 som ett exempel där spridningslänkarna kompletterats med spridningskorridorer som utgör en ”cut off” från ett Cost Distance-raster runt spridningslänkarna, vilket är ett sätt att illustrera korridorer och stråk.

5.13.2 Spridningslänkar – användningsområden

I följande fall är det lämpligt använda kostnadsviktade spridningslänkar:

- När du vill skapa ett habitatnätverk som beaktar barriäreffekter behövs kostnadsviktade spridningslänkar.
- När ett habitatnätverk ska skapas i landskap där det är motiverat att beakta barriäreffekter i matrix är det lämpligt med Least Cost Path-analys.
- När du i ett fragmenterat landskap med barriäreffekter behöver studera var i landskapet det kan tänkas finnas optimala/fungerande respektive svaga eller brutna spridningsvägar/spridningsstråk, kan spridningslänkarna ge en bild av dessa mönster i landskapet.
- När du vill göra fortsatta analyser med konnektivitetsindex behövs uträkning av spridningslänkar.

Det finns mått som kan beräknas både på länkar uträknat med euklidiskt avstånd (raka) eller kostnadsviktat avstånd. Det finns även algoritmer som beräknar mått både för habitatpatcherna och spridningslänkarna vilket kan vara användbart om inte bara livsmiljö utan spridningsstråk är viktiga att analysera.

5.13.3 Spridningslänkar – tolkning

Vid beräkning av länkar fågelvägen, det vill säga med euklidiskt avstånd, skapas länkar mellan de patcher som ligger tillräckligt nära varandra för att inte överskrida det som angetts som fokusartens maximala spridningsavstånd. Least Cost Path är ett beräkningssätt som också väger in fokusartens preferenser eller möjligheter att röra sig över olika typer av markslag och kan sägas simulera funktionell konnektivitet. Least Cost Path-analys använder samma algoritmer som Cost Distance-analys men tar ett steg till och identifierar den rutt som medför den lägsta kostnaden mellan två punkter (Least Cost Path) och resultatet blir ett linjeobjekt. Figur 34 visar resultaten från en konnektivitetsanalys på detaljerad skala för en tätort och illustrerar skillnaden mellan Least Cost Path och euklidiskt avstånd. Analysen är baserad på en insekt som är beroende av gamla ädellövträd. I Least Cost Path-analysen syns tydligt hur länkar främst skapats genom grönområden, och att vägar och tät bebyggelse utgör barriärer.

5.13.4 Spridningslänkar – tillförlitlighet

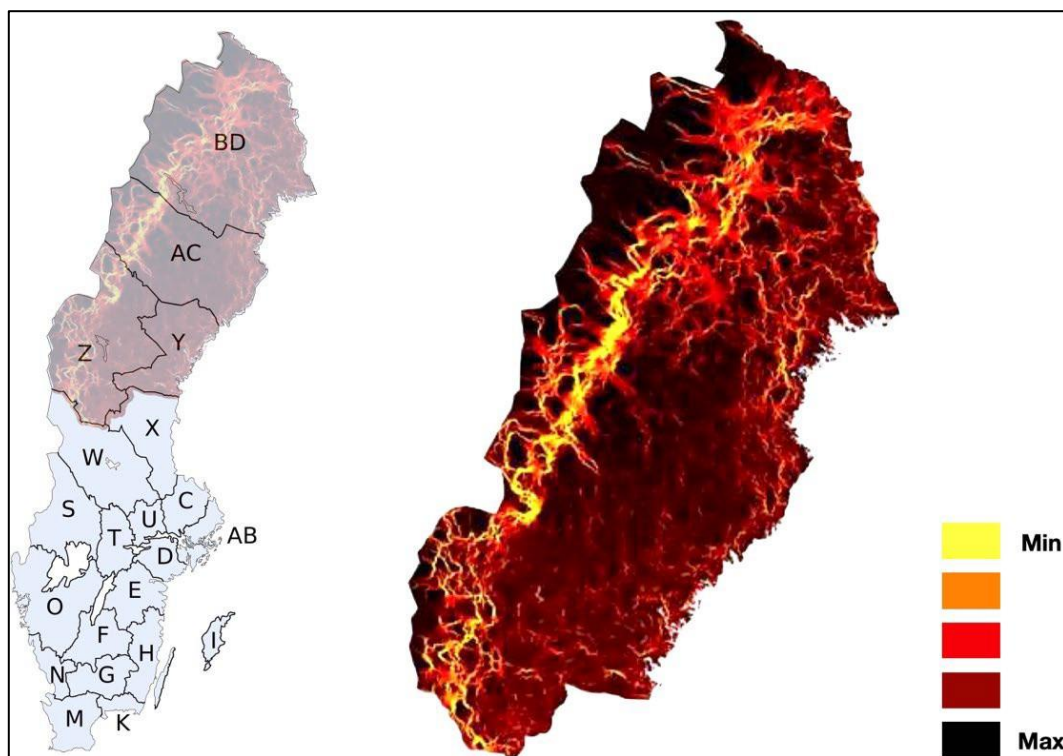
Kritik av nätverksanalys för att studera konnektivitet för arter grundar sig främst i några huvudsakliga orsaker. Grundläggande är att felaktiga antaganden när man beräknar länkar kan leda till felaktiga slutsatser. Modellen antar att den studerade arten är rationell och att individer alltid följer den optimala vägen mellan två områden (Diniz m. fl. 2020). I stället är det vanligt att spridningen av individer sker i flera alternativa spridningsvägar för många arter. Vid tolkning av resultatkartor är det viktigt att vara medveten om att analysen troligen i många fall inte pekar ut den väg som en viss individ av fokusarten faktiskt väljer vid spridning. Analysens resultat kan tolkas som att man med hjälp av den minst kostnadskrävande länken pekar ut stråk där spridning har större chans att lyckas nå till nästa habitatpatch än längs andra riktningar i landskapet. Är fokus att identifiera olika möjliga spridningsvägar är det mer lämpligt att använda kretsteoribaserade spridningsraster. En lösning för att visa att spridningen inte bara sker just längs ”linjen i kartan” är att skapa spridningsraster som utgår från själva spridningslänken, eller med andra analysmetoder skapa spridningskorridorer eller zoner med olika bredd beroende på landskapets karaktär (Pinto & Keitt 2009; Rudnick m. fl. 2012; Etherington 2016).

5.14 Spridningsanalys: spridningsraster baserade på kretsteori

Modellen med spridningsanalyser baserade på kretsteori beräknar sannolika rörelser för djur och genflöde i ett landskap där kretsteorins elektriska resistans motsvaras av landskapets motstånd för djurens rörelse baserat på friktionsvärden. I detta avsnitt introduceras du till en ekologisk konnektivitetsmodell där GIS-analysen är enligt principer från Ohms lag om kretsteori (circuit theory) med elektrisk resistans, elektrisk ström och elektrisk spänning.

I exemplet presenteras en analys för de fyra nordligaste länen gällande det boreala skogslandskapets gröna infrastruktur som resulterade i ett kumulativt ström-täthetsraster (cumulative current density) (Svensson m. fl. 2019). Analysen är gjord i programvaran Circuitscape (McRae m. fl. 2008). Programvaran är speciellt användbart för större geografiska områden och kräver inte en analysmodell som omfattar särskilda egenskaper hos en viss fokusart (Koen m. fl. 2014), utan det går att analysera förekomst eller inte förekomst i landskapet enbart av specifika egenskaper i landskapet, till exempel gammal skog. Du kan se flödet (alltså individer, art eller arter som sprider sig eller förflyttar sig) som en elektrisk ström där förekomsten av kontinuitetsskog ger låg resistans medan avverkad skog och andra markslag ger hög resistans.

5.14.1 Kretsteori – resultat



Figur 35. Figuren utgör ett kumulativt ström-täthetsraster som visar den övergripande konnektiviteten för potentiell kontinuitetsskog i de fyra nordligaste länen (Svensson m. fl. 2019). Färgen gul representerar lägst motstånd, och därmed högst konnektivitet.

5.14.2 Kretsteori – användningsområden

Spridningsanalyser baserat på kretsteori är bland annat användbara i dessa sammanhang:

- Kretsteorimodellen är väl använd för identifiering av habitatnätverk och används i praktisk naturvård för bevarandestrategier och restaureringsplaner. Programvaran Circuitscape har genomgått snabba förbättringar, inom prestanda och skalbarhet med mera, och utvecklingen förväntas att fortsätta. Spridningsanalyser baserat på kretsteori framträder som särskilt lämpliga för mycket stora analysområden men kan användas på alla skalnivåer.
- Kretsteorimodellen är lämplig att använda i infrastrukturprojekt för att simulera vilt rörelser. Resultatet blir kommunikativa och kraftfulla flödeskartor som beskriver sannolika rörelsemönster för hur vilt rör sig genom landskapet (Sjölund m. fl. 2020).
- Kretsteorimodellen kan användas för att förklara genetiska data som visar heterogenitet mellan populationer. Då används måttet "Isolation by Resistance" (IBR) (McRae 2006).
- Kretsteorimodellen med exemplet kontinuitetsskog som visas i kartexemplet visar att analys av spridningsmöjligheter och konnektivitet baserat på kretsteori kan lämpa sig väl för storskaliga generella konnektivitetsanalyser där inte en specifik fokusart modelleras.

5.14.3 Kretsteori – tolkning

Den kretsteoretiska analysen över de fyra nordligaste länen visar på förekomst av och storleken på potentiella kontinuitetsskogar som komponenter i grön infrastruktur samt i vilken grad de är isolerade eller sammanbundna. Kartan visar ett tänkt flöde som en elektrisk ström från noder som placerats i analysområdets kanter. Förekomst av potentiella kontinuitetsskogar kan leda detta flöde genom landskapet. Flödet kan förstås som rörelse av individer eller gener knutna till gammelskogens arter där förekomsten av kontinuitetsskogar ger låg resistans medan avverkad skog och andra markslag ger hög resistans.

Kartan (figur 35) visar en övergripande konnektivitet för områden som domineras av potentiell kontinuitetsskog (områdena är ≥ 10 ha), beräknat som så kallad kumulativ ström-täthetsraster (cumulative current density). Färgskalan går från brun till röd, till orange och till gul, där gul representerar högst konnektivitet.

Konnektivitetsanalysen styrker fjällregionens generellt höga konnektivitet men identifierar också andra stråk och områden med hög konnektivitet. Analysen visar också att konnektiviteten är mycket låg i hela inlandet.

5.14.4 Kretsteori – tillförlitlighet

Genom den teoretiska basen och effektiv beräkning är exempelvis programvaran Circuitscape ett kraftfullt verktyg för att förstå potentiellt genflöde, djurens rörelser och landskapskonnektivitet (Dickson m. fl. 2018). En analys baserad på 'isolation by resistance' förklarade genetiska mönster av järv och växten *Swetenia macrophylla* 50–200 procent bättre än en analys baserad på 'isolation by distance' (fågelvägen) samt Least

Cost Paths (McRae & Beier 2007). Men i andra situationer, till exempel i landskap som inte är lika fragmenterade eller vid studier av djurs vandring mellan olika livsmiljöer, kan andra metoder vara lämpligare.

Liksom för alla modeller är det viktigt att bedöma användbarhet och val av antaganden för varje projekt (Dickson m. fl. 2018).

I exemplet från de fyra nordligaste länen som täckte ett mycket stort analysområde och där ingen specifik fokusart använts lyfter rapportförfattarna fram två slutsatser.

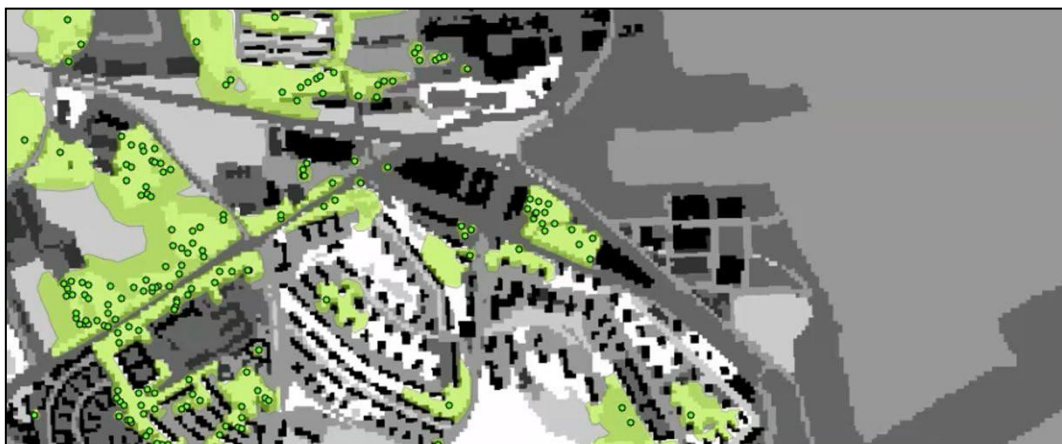
För konkreta prioriteringar av områdesskydd, restaurering och rådgivning, måste upplösningen i data bli högre än vad som har presenterats i analysen av de fyra nordligaste länen och med högre precision i förhållande till aktuella förutsättningar och frågeställningar.

I stället för förekomst av potentiell kontinuitetsskog eller värdekärnor i skog generellt, måste olika skogs- och habitattyper särskiljas och det omgivande landskapets karaktär, terrängförhållanden och sammansättning av marktyper beaktas på en mer detaljerad nivå.

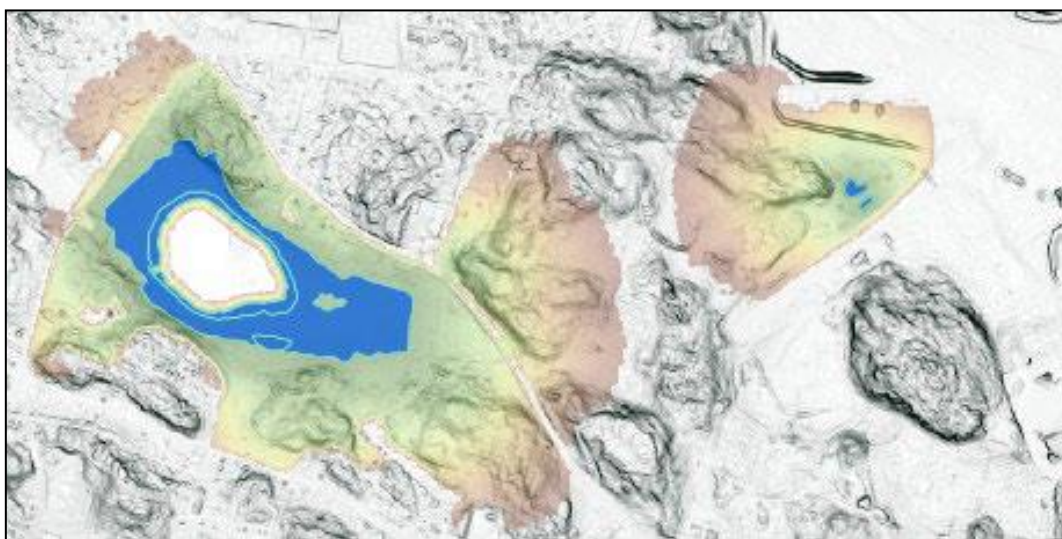
5.15 Konnektivitetsanalys: metapatcher

Metapatcher är en slags komplexa habitatpatcher, vilka kan betraktas som att varje separat patch är ett eget habitatnätverk med tillräckliga resurser för att fokusarten ska kunna ha en eller flera delpopulationer. Metapatcher kan användas som indata och utgöra habitatpatcher i en habitatnätverksanalys som modellerar sällanspridning. I detta avsnitt får du en djupare förståelse för vad metapatcher är genom två olika exempel, ett för groddjur som behöver olika typer av habitat och ett för läderbagge. Det första exemplet visar hur sammanhängande habitatpatcher skapas från data med gamla ekar för fokusarten läderbagge (figur 36). Det andra exemplet visar hur funktionella habitatpatcher för större vattensalamander skapas (figur 37). Arten behöver både landmiljö och lekvatten för att fullgöra en reproduktionscykel (figur 38).

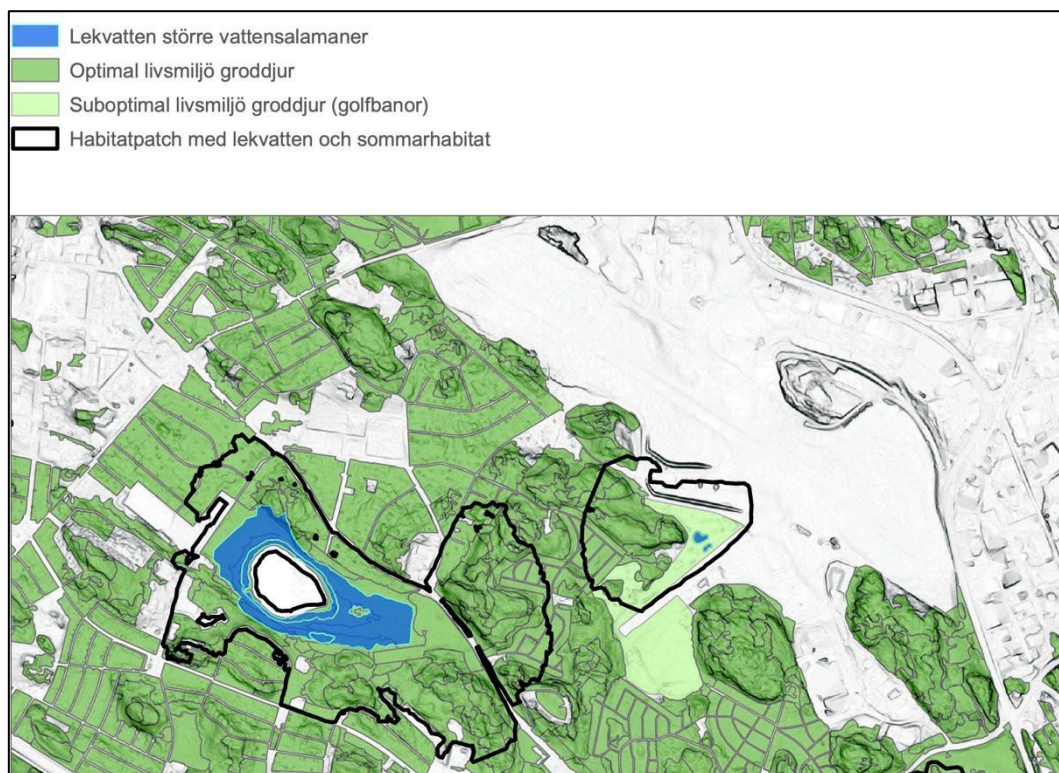
5.15.1 Metapatcher – resultat



Figur 36. Habitatpatcher som innehåller gamla ekar (gröna punkter i kartan). Det maximala spridningsavståndet har satts till 125 meter eftersom 250 meter är ett ofta använt spridningsavstånd för att studera konnektivitet mellan ekar för läderbagge. Se även figur 32 som visar det kostnadsviktade avståndet i spridningszonerna.



Figur 37. I kartan visas lekvatten och hur salamandrar förmodas förflytta sig för beräknat maximalt spridningsavstånd om 500 meter där hänsyn tagits till barriäreffekter.



Figur 38. Urval av biotoper som klassats som optimal livsmiljö för groddjur samt intensivt skött golfbana som visas med ljusgrön färg.

5.15.2 Metapatcher – användningsområden

Du behöver ta fram metapatcher för att

- kunna göra en habitatnätverksanalys och ta fram konnektivitetsindex för arter som behöver flera olika livsmiljöer för att kunna genomföra en reproduktionscykel
- ha som underlag till artskyddsutredning där avgränsning av lokal population och bedömning av gynnsam bevarandestatus för exempelvis större vattensalamander behöver göras
- lokalisera skyddsåtgärder, kompensationsåtgärder och förstärkningsåtgärder för groddjur

Aggregering av närliggande habitatpatcher till metapatcher kan användas för att minska behovet av datorkraft vid nätverksanalyser och beräkning av konnektivitetsindex. Detta genom att minska antalet ingående habitatpatcher i analysen.

5.15.3 Metapatcher – tolkning

Figur 36 visar ett exempel på en habitatpatch med gamla ekar där fokusarten är läderbagge, som är en svårspredd art. Spridningsanalysen som beskrevs i avsnitt 5.11 *Spridningsanalys: Cost Distance-raster* avgränsar habitatpatcher där det är max 125 kostnadsviktade meter till närmsta ek. Max 250 meter mellan ekarna är ett överkomligt spridningsavstånd i läderbaggens optimala livsmiljö exempelvis i en ekhage. Konceptet är att varje enskilt träd utgör en lokal population men som har ett stort genutbyte med andra

ekar inom den metahabitatpatchen. Varje metapatch är ett eget habitatnätverk med goda förutsättningar för spridningen att lyckas. I kartexemplet har Cost Distance-rastret som utgör metapatchen gjorts om till en polygon. Polygonerna kan användas som habitatpatcher vid en habitatnätverksanalys som ska simulera sällanspridning. När det råder brist på närliggande ekar, försöker/nödgas läderbaggen sprida sig längre än 250 meter, vilket kan analyseras i en habitatnätversanalys, antingen med nätverksanalys (kostnadsviktade länkar) eller med ytterligare en Cost Distance- analys.

I figur 37 visas lekvatten och hur salamandrar förmodas förflytta sig för beräknat maximalt spridningsavstånd om 500 meter vilket är inom det avstånd som salamandrarna förväntar röra sig mellan sommarhabitat och lekvatten. Även övervintringshabitat antas kunna finnas inom det avståndet. Cost Distance-rastret är visualiserat med heatmap från grönt till gammalrosa. Genom användning av friktionsraster tas hänsyn till starka barriärer som byggnader och högtrafikerade vägar liksom andra typer av ogästvänliga habitat. Figur 38 visar urval av naturliga biotoper som klassats som livsmiljöer för groddjur samt en golfbana. Cost Distance-raster har konverterats till polygoner (svart linje). Dessa överlagrades med de valda biotoperna för att kontrollera om polygonerna innehåller tillräcklig mängd med sommarhabitat. Habitatpatcher med både lekvatten och sommarhabitat fungerar som hemområde för större vattensalamander.

Habitatpatcher som saknar eller har ringa mängd optimal livsmiljö ska lyftas bort från analysresultatet som ej funktionella eller lyftas fram som patcher där livsmiljö runt dammarna behöver förbättras. Notera också att det finns mycket livsmiljö som ligger så långt ifrån lekvatten att de inte hamnar inom habitatpatcherna. Genom att anlägga lekvatten i lägen med bra landhabitat och frånvaro av barriärer kan nya habitatpatcher uppstå.

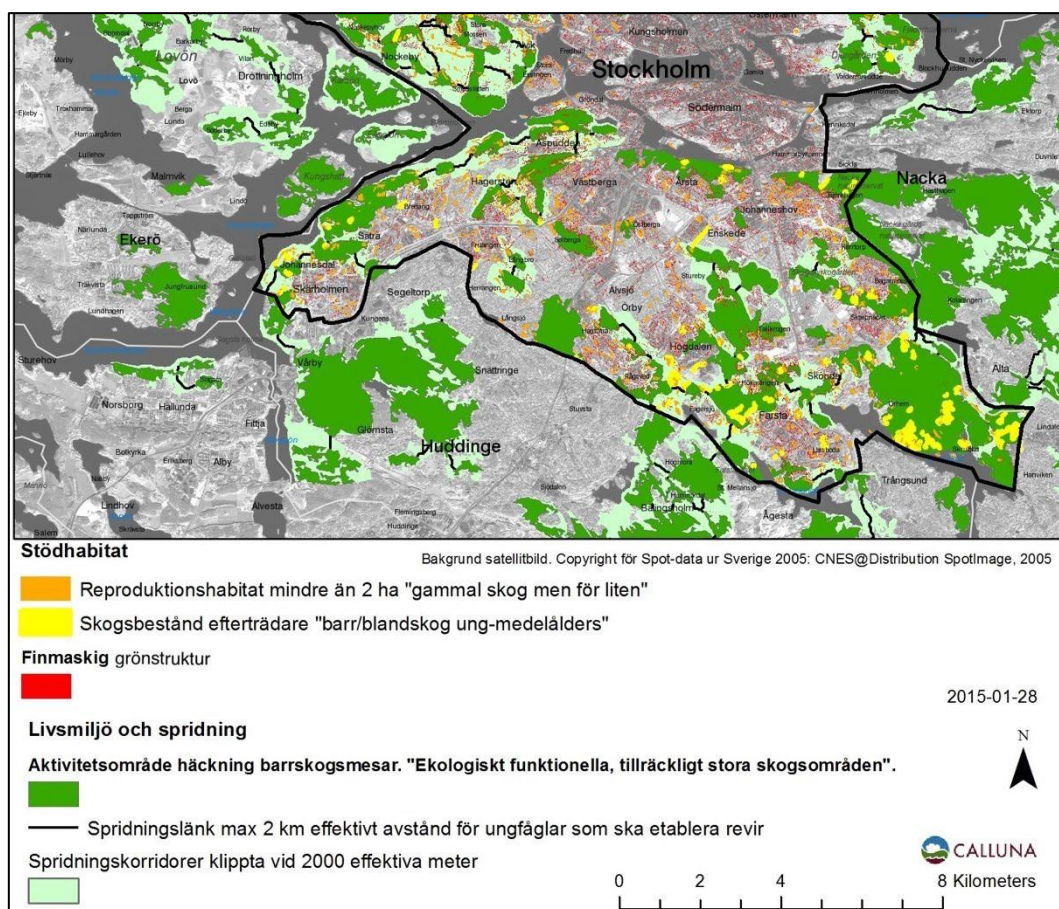
5.15.4 Metapatcher – tillförlitlighet

Analysen är känslig för vilka friktionsvärden som sätts (se resonemang under friktionsvärden) samt vilket maximalt spridningsavstånd som sätts. Indata med vilka lekvatten som ska ingå i analysen har mycket stor påverkan på hur den slutgiltiga kartan kommer att se ut eftersom spridningen utgår från lekvattnen. Lämpligt är att göra flera analyser, dels analyser med optimala lekvatten dels analyser med lekvatten av sämre kvalitet (till exempel igenväxta vatten) och med alla lågpunkter i landskapet (exempelvis från data med skyfallskartering). På så vis kan platser lokaliseras där det är lämpligt att restaurera eller anlägga nya lekvatten.

5.16 Konnektivitetsanalys: habitatnätverk

Konnektiviteten är en funktion av livsmiljöers mängd, kvalitet, spatiala placering samt förekomst av mellanliggande barriärer av olika slag. Analyser av konnektivitet förutsätter kunskap om eller antaganden om arters spridning i landskapet. I detta avsnitt får du genom kartexempel om barrskogs nätverk en förståelse för vad habitatnätverk är och att nätverket kan tas fram med olika analysmetoder. Du får se hur konnektiviteten i landskapet ser ut för barrskogsmesar genom ett framtaget habitatnätverk för arten i Stockholms stad (figur 39) (Barthel m. fl. 2015).

5.16.1 Habitatnätverk – resultat



Figur 39. Figuren visar barrskogs nätverk med habitatpatcher för barrskogsmesar och spridningslänkar och spridningsstråk där årsungar av barrskogsmesar antas sprida sig i landskapet. Indata till habitatpatcherna kommer från flygbildstolkade biotoper i kommunens biotopdatabas. På kartan visas också stödhabitat; unga–medelålders barrskogar och mindre skogsfragment med gammal skog, samt finmaskig grönstruktur (exempel trädrader). (Barthel m. fl. 2015).

5.16.2 Habitatnätverk – användningsområden

Habitatnätverk passar för

- analys i fragmenterade landskap med geografiskt åtskilda delpopulationer antingen för analys av grön infrastruktur eller för artskyddsutredning.

I sammanhängande landskap med mycket habitat blir habitatpatcherna stora och få.

Utgörs landskapet av i hög grad sammanhängande livsmiljö för arten så räcker det med GIS-analyser som tar fram själva habitatområdena och olika kvaliteter i områdena medan spridning mellan patcherna inte är meningsfullt att analysera i GIS. Lämpliga fokusarter är djur för vilka spridningen är kopplad till miljöer i markplan (eller vatten för akvatiska organismer).

Habitatnätverket i exemplet togs fram som en åtgärd i stadens miljöprogram som angav: ”Stadsbyggandet bör ta hänsyn till förutsättningar för biologisk mångfald”. För detta behövdes kunskapsunderlag som stöd i stadsplanering och naturvård.

Från habitatnätverk kan värdenätverk avgränsas. Se avsnitt 5.17 *Konnektivetsanalys: konnektivetsindex*.

5.16.3 Habitatnätverk – tolkning

Analysen täcker in tofsmes men även i hög grad talltita som är en ännu mer krävande barrskogsmes, liksom svartmesen, gällande ekologiska krav. Nätverket får här representera barrskogsmesarnas livsmiljö och konnektivitet. Fokusarten barrskogsmesar indikerar större sammanhängande barr- eller blandskogar med innehåll av biotopkvaliteter som gammal skog, flerskiktning och död ved. Detta är kvaliteter som gynnar många av de skogsarter som är indikatorarter för miljömålet ”Levande skogar” och som målet anger ska ha livskraftiga populationer (Sveriges miljömål 2022). Habitatnätverket fungerar som ett kommunalt planeringsunderlag och tematiskt underlag till översiktsplanen om biologisk mångfald. Det används som kunskapsunderlag vid naturmiljöutredningar i planprocesser samt för planering av förstärkningsåtgärder enligt kommunens handlingsplan för biologisk mångfald.

Habitatnätverket i kartexemplet är visualiserat bara som habitatpatcher, spridningslänkar och spridningskorridorer, utan någon värdering/gradering av habitatpatchernas betydelse. Inga konnektivetsmått eller funktionalitetsmått har visats eftersom syftet var att ge en så enkel och överskådlig bild av habitatnätverket som möjligt. För många syften räcker en sådan enkel presentation.

5.16.4 Habitatnätverk – tillförlitlighet

En viktig faktor för tillförlitligheten i habitatnätverket är kvaliteten på indata. I kartexemplet är detaljeringsgraden och kvaliteten i indata hög då den utgjordes av en flygbildstolkning av infraröda flygbilder enligt en etablerad karteringsmetod. En validering i fält skulle kunna utformas genom att genomföra inventeringar av häckning av barrskogsmesar inom och utanför habitatpatcherna. Är mesarna knutna till livsmiljöerna som fallit ut i analysen? En jämförelse mellan karta och fältdata, och bearbetning med rumslig statistik, kan ge en uppfattning om använd metods precision för att förutsäga barrskogsmesars utbredning. I det refererade projektet gjordes en förenklad validering som endast bestod i utdrag av artdata från Artportalen. Observationer med dålig lägesnoggrannhet rensades bort, observationer med god lägesnoggrannhet lades ovanpå habitatnätverket och ett resonemang om träffsäkerhet fördes.

Känslighetsanalys kan bestå i att göra flera nätverksanalyser med en serie med några snarlika maximala spridningsavstånd och se om habitatnätverket blir tämligen lika eller om det blir stora skillnader i hur väl sammankopplat nätverket är. Görs habitatnätverket med Cost Distance-analys så körs den analysen med en serie med några snarlika

maximala spridningsavstånd. Analysresultaten jämförs och känslighetsanalysen visar om de snarlika spridningsavstånden resulterar i likartade eller tydligt olikartade spridningssamband (områden där habitatpatcher och spridningzoner hänger samman). Skiljer sig de olika habitatnätverken vad avser antalet spridningssamband, arealen habitat inom spridningssambanden samt formerna på ytorna?

5.17 Konnektivitetsanalys: konnektivitetsindex

Konnektivitetsindex som beskrivs här bygger på ekologisk teori med kombinationen av två samverkande ekologiska processer, populationsdynamiken inom habitatpatcher och spridningsdynamiken mellan habitatpatcher. I detta avsnitt presenteras några konnektivitetsmått och hur dessa kan användas för att värdera olika delar av ett habitatnätverk. Konnektivitetsindex kan exempelvis hjälpa till att identifiera habitatpatcher, delar av landskapet som är av särskilt stor betydelse eller funktion för fokusartens långsiktiga fortlevnad i det analyserade landskapet.

I det här avsnittet visas ett mer utförligt exempel på konnektivitetsindex baserat på grafteori (Bodin & Saura 2010; Saura & Rubio 2010; Saura & Pascual-Hortal 2007) som kan beräknas i programvaran Conefor. Avsnittet tar också upp två kortfattade exempel på konnektivitetsmått baserade på kretsteori.

Det grafteoretiska exemplet är från eknätverk för en kommun och visar två konnektivitetsmått (se exempelkartor nedan). En graf inom grafteorin är en mängd punkter (noder) sammanbundna med linjer. Inom ekologin används grafteorin för att i nätverksanalys analysera hur arter kan förflytta sig mellan livsmiljöområden. Resultaten blir habitatnätverk där en rad olika mått kan räknas ut både för livsmiljöområden och spridningslänkar. Det finns olika programvaror för att ta fram konnektivitetsmått och mycket forskning pågår inom området. Metoden har kommit att bli vanlig för att kartlägga grön infraktstruktur och habitatnätverk inom samhällsplanering.

Konnektivitetsindexet *Integral Index of Connectivity* (IIC) är ett sammanviktat mått som beaktar både patchens area eller kvalitet och dess läge. En ofta använd spridningsmodell är den som anger att antalet individer som spridits avtar med avståndet. IIC behandlar spridningen som binär, det vill säga den tar inte hänsyn till att sannolikheten för spridning avtar med spridningsavståndet. Ett maximalt spridningsavstånd måste definieras för analysen. Par med habitatpatcher är antingen länkade eller inte. IIC beräknas på nätverksnivå och ger ett totalt mått på graden av sammankoppling i nätverket. Ett nätverk med stor andel habitat inom analysområdet och god konnektivitet får ett högt värde, och vice versa. Varje patch värderas sedan utefter dess bidrag till nätverket genom att analysen plockar bort varje patch, en efter en, och registrerar effekten. Patcher som har stor påverkan på nätverkets totala värde får ett högt individuellt värde.

IIC består av tre delindex som sammanviktas:

- *Intra* – Intra är bidraget från en viss patch i fråga om intrapatch-konnektivitet, det vill säga det handlar om storlek (eller mängd av annan kvalitetsfaktor som man angivit) på patchen. Exempelvis kommer en stor helt isolerad patch att få ett högt värde för intra.
- *Flux* – Flux beskriver spridningsflöde genom patchen viktat mot dess storlek, och är beroende av både läge i nätverket och patchstorlek.
- *Connector* – Connector beskriver hur viktig en patch är som knutpunkt i nätverket och kan tolkas som att en patch med högt connector-värde ligger på en plats där det finns få alternativa spridningsvägar.

PC – *Probability of Connectivity* är en vidareutveckling av IIC som också väger in avtagande sannolikhet för spridning med ökande avstånd. I IIC värderas länkar lika högt

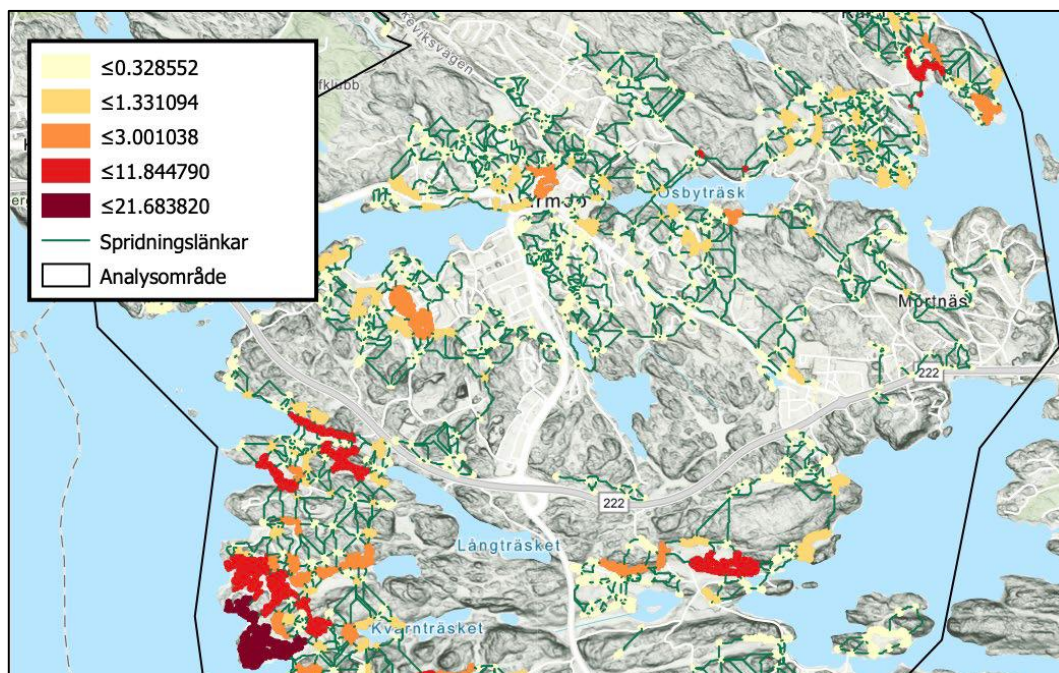
oavsett om de är korta eller långa, medan sannolikheten för spridning minskar med avståndet i PC. PC består av samma delindex som IIC. Kartexemplet nedan med eknätverket avser en analys med måttet *Integral Index of Connectivity* (figur 40).

Equivalent Connected Area (ECA) är ett mått på habitatpatchernas faktiska tillgänglighet sett till hela analysområdet. Det kan förstås som habitatpatchernas täckningsgrad i landskapet och går att koppla till tröskelvärderna för täckningsgrad (utdöendetrösklar med mera) (Saura m. fl. 2011). Landskapsmålet är lämpligt att använda vid förändringsanalys om man vill sammanfatta förändring på landskapsnivå och jämföra landskapet vid två tidpunkter. *Equivalent Connected Area* är passande för att kvantifiera ändringar i landskapets konnektivitet och jämföra förändringar i mängd habitat i landskapet.

Måttet *Isolation by Resistance* (IBR) baseras på kretsteori och kan beräknas i programvaran *Circuitscape*. Det används för att förklara genetiska data (heterogenitet mellan populationer). Ett annat kretsteoretiskt konnektivitetsmått är *Area Weighted Connectivity Score*; AWCS som beräknar en arealvägd konnektivitetsbedömning för varje enskild habitatpatch i analysen.

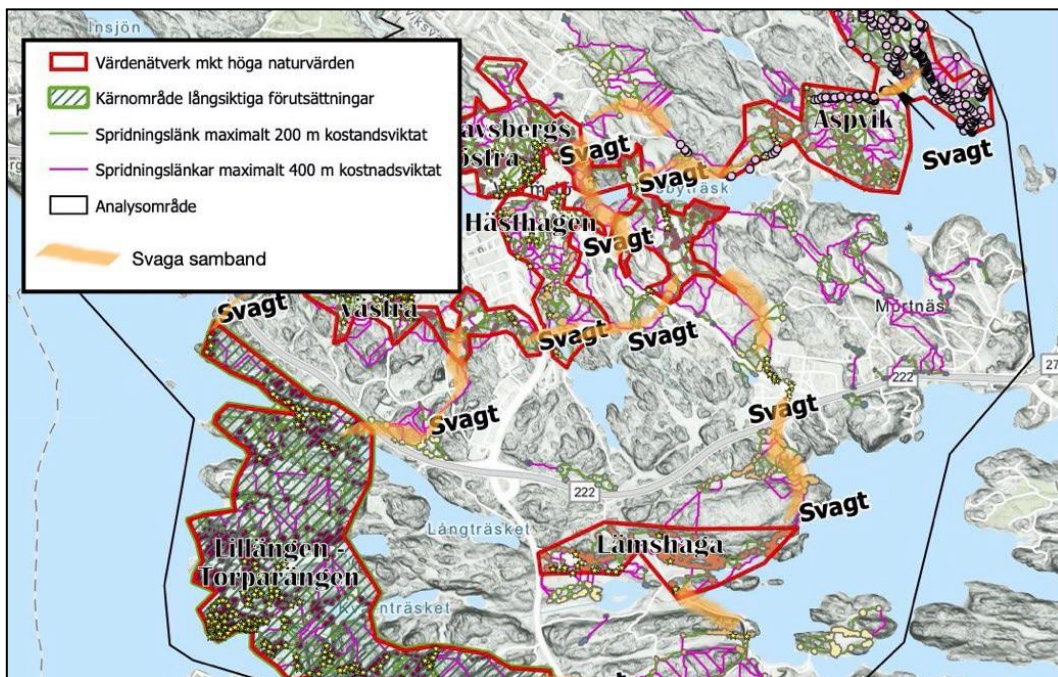
Kartan över de fyra nordligaste länen i Sverige visar de enskilda områdena som domineras av potentiell kontinuitetsskog som kvantiler från låg till högsta konnektivitet för den övergripande konnektiviteten beräknat som ett arealviktat konnektivitetsmått (area-weighted connectivity score; AWCS) av varje enskilt område (figur 42).

5.17.1 Konnektivitetsindex – resultat

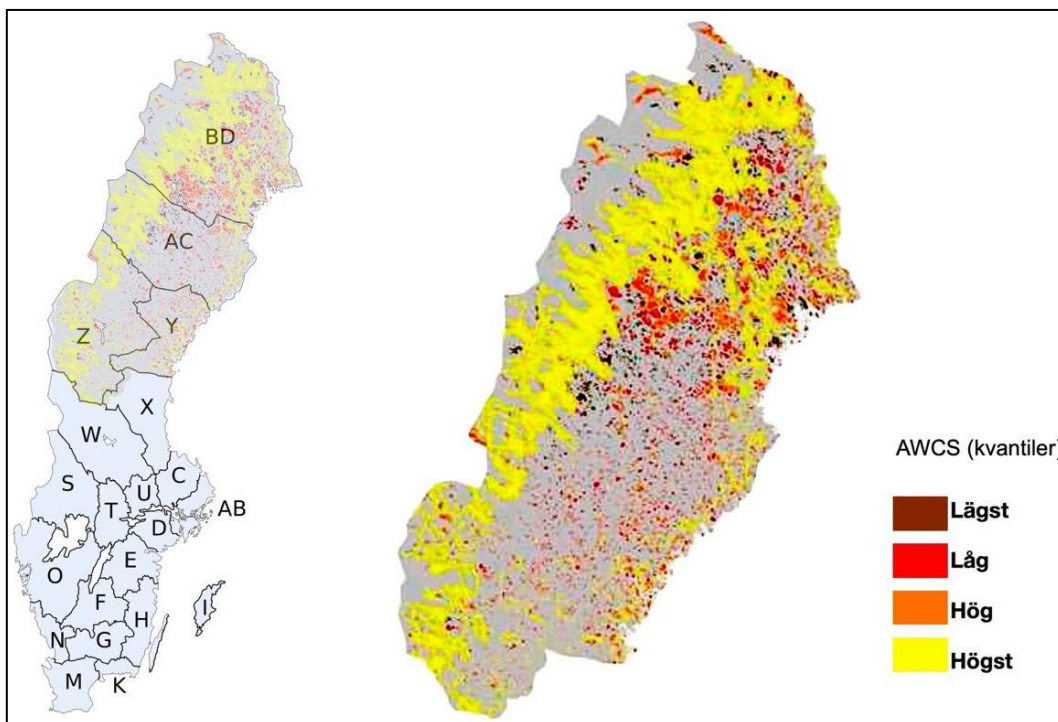


Figur 40. Ek-nätverk där habitatpatcherna visualiserats på konnektivitetsindex *Integral Index of Connectivity* (IIC). (Koffman 2020)

Equivalent Connected Area (ECA) räknades ut för analysområdet för det habitatnätverk som syns i figur 41: 784 ha. Måttet uttrycks inte rumsligt utan som en siffra för hela analysområdet.



Figur 41. Utifrån habitatnätverkets analysresultat har ett kärnområde avgränsats och 7 värdenätverk med mycket höga naturvärden. Svaga delar i habitatnätverket har markerats. Värdenätverk är nätverk bestående av värdekärnor av tillräcklig kvalitet, storlek och mängd som är funktionellt sammanlänkade så att arter kan röra sig eller sprida sig mellan värdekärnorna. (Koffman 2020)



Figur 42. Figuren visar ett konnektivetsmått för hur mycket varje enskilt skogsområde bidrar till den övergripande konnektiviteten beräknat som en arealvägd konnektivetskattning. (Svensson m. fl. 2019)

5.17.2 Konnektivitetsindex – användningsområden

Uträkning av konnektivitetsmått visar bland annat habitatpatchernas relativa betydelse för konnektivitet i landskapet och deras betydelse för att hysa populationer av fokusarten. Måtten kan användas för visualisering av gradering av patchernas betydelse för långsiktigt fungerande livsmiljöer i det ekologiska nätverket. Gradering kan utgöra en värdering, klassning av habitatpatcherna.

Du kan använda analyser med konnektivitetsmått bland annat till att

- upprätta planeringsunderlag och beslutsstöd vid exempelvis detaljplaner.
- lokalisera och prioritera förstärkningsåtgärder för att stärka habitatnätverk.
- identifiera viktiga kärnområden, spridningsvägar och bristområden i landskapet samt till att identifiera värdenätverk.
- vice versa identifiera mindre viktiga patcher utifrån ett spridningsperspektiv.
- skapa underlag i samhällsplanering för att kunna ta hänsyn till viktiga kärnområden och spridningsvägar.
- avgränsa lokala populationer i artskyddsutredningar.

5.17.3 Konnektivitetsindex – tolkning

Fokusarten som definierades i exemplet med eknätverket kan sägas utgöra ett komplex av olika arter vedlevande skalbaggar knutna till ekens sena livsstadium, det vill säga äldre jätteekar och hålekar. Den kartläggning av ekar som gjordes i projektet spänner över ett spektrum av olika ekhabitat – från jätteekar och hålekar till ekefterträdare (ekar som är äldre men inte hunnit bli riktigt gamla).

Spridningsanalysen har utformats för att analysera ett generellt eknätverk där alla trädpunkter med flygbildstolkade ekar med stora kronor ingår liksom alla skyddsvärda ekar som fanns i databasen från Länsstyrelsens inventering av särskilt skyddsvärda träd. Fokusarten antas flyga marknära eller i trädkronor och antas ha preferenser för vissa biotyper vid spridning, exempelvis skogsbryn. Högtrafikerade vägar antogs utgöra svåra barriärer. En analysmodell utformades som tar hänsyn till vilken typ av marktäckte fokusarten sprider sig igenom varför ett friktionsraster togs fram och kostnadsviktade spridningslänkar beräknades.

Den första kartan över eknätverket (figur 40) visar resultatet av en konnektivitetsanalys där konnektivitet beräknats för maximalt kostnadsviktat spridningsavstånd om 400 meter. Habitatpatcherna visualiseras på det sammanviktade konnektivitetsindexet IIC uträknat i programmet Conefor. Indexet visar habitatpatchens relativa betydelse för upprätthållande av långsiktigt fungerande livsmiljöer i habitatnätverket. En kvalitetsfaktor har viktats in i uträkningarna bestående av antal gamla ekar i habitatpatchen. Ju högre index desto mörkare färg i färgskalan aprikos till mörkrött. Ju högre index desto större är betydelsen för upprätthållande av långsiktigt fungerande ekområden som livsmiljö för fokusarten.

Den andra kartan över eknätverket (figur 41) visar kärnområden, värdenätverk och utritade svaga samband.

Ett värdenätverk är ett nätverk bestående av värdekärnor av tillräcklig kvalitet, storlek och

mängd som är funktionellt sammanlänkade så att arter kan röra sig eller sprida sig mellan värdekärnorna (Olsson & von Post 2022).

Habitatpatcher som är sammanlänkade i ett nätverk kallas komponent. Komponentarea är sammanlagd area habitatpatcher som är sammanlänkade i en komponent i habitatnätverket (Zachariassen m. fl. 2014). Ju större komponentarea desto större sannolikhet att den kan upprätthålla en livskraftig population. Stora komponenter med relativt kort maximalt spridningsavstånd och högkvalitativa habitatpatcher kan benämnas värdenätverk.

Ett kärnområde är ett större sammanhängande naturområde med betydande innehåll av värdekärnor som ofta har stora populationer av arter som sällan eller aldrig dör ut och som i hög grad bidrar till spridning till andra habitatpatcher i landskapet.

När du granskar kartan så framgår att delar av habitatnätverket består av små och tämligen isolerade habitatpatcher, medan andra delar består av stora habitatpatcher eller komponenter med många sammankopplade habitatpatcher.

Vid tolkning av analysresultaten har i kartan pekats ut vilka delar av habitatnätverk som är särskilt starka och innehåller kända eller förmodade värdekärnor i form av innehåll av särskilt skyddsvärda ekar. Områden med en komponentarea större än cirka 25 hektar för habitatnätverk med kort spridningsavstånd (200 kostnadsviktade meter) valdes ut för avgränsning av värdenätverk. Inom de avgränsade områdena med värdenätverk finns det kända skyddsvärda träd. Dessutom innehåller de flesta av de avgränsade värdenätverken habitatpatcher med högt index för det sammanviktade konnektivitetsmättet.

I figur 41 syns kärnområde som grönrasterat område. För att en population av skalbaggsfauna knutna till gamla ekar ska vara långsiktigt livskraftig krävs områden som är stora nog att möjliggöra en naturlig populationsdynamik hos ekarna. I en landskapsplan för Linköpings kommun beräknade C-O Bergman att cirka 85 procent av ekarealen i ett område måste bestå av unga eller grova träd utan hål för att långsiktigt kunna härbärgera 15 procent värdefulla hålträd. Är arealen gamla träd större kommer nästa generation träd inte att få plats. På 1 hektar får 5,6 hålekar plats. Det ger minst cirka 160 ihåliga ekar i ett bestånd för att hysa arter knutna till ihåliga mulmekar. Uträkningen visade att det behövs minst 57 hektar ekhabitat för att det ska finnas tillräckligt många ihåliga ekar för att arter från den känsliga insektsfaunan långsiktigt ska kunna finnas i området. Tröskelvärdet 57 hektar för komponentarean (sammanlagd areal i ett nätverk) i ett habitatnätverk med kort maximalt spridningsavstånd användes för att identifiera ett landskapsområde som kan sägas utgöra kärnområden. Arealen var visserligen inte sammanhängande men bestod av väl sammanlänkade habitatpatcher av hög biotopkvalitet.

Kartan som visar areaviktat konnektivitetsmått (figur 42) är från en kretsteoretisk analys av kontinuitetsskogar. Kartan visar de enskilda kontinuitetsskogsområdena som kvantiler från låg till högsta konnektivitet för den övergripande konnektiviteten beräknat som en arealvägd konnektivitetsskattning (area-weighted connectivity score; AWCS) av varje enskilt skogsområde. Kartan kan användas exempelvis för prioritering av områdesskydd.

5.17.4 Konnektivitetsindex – tillförlitlighet

Det här avsnittet ger ett resonemang kring tillförlitlighet av de grafteoretiska konnektivitetsmåten.

I en vetenskaplig studie undersöktes hur värdena på IIC, PC ändras när analyser utformas för olika skalnivåer där stora analysområden med aggregerade patcher jämfördes med mindre analysområden med fristående patcher. Indexvärdena varierade beroende på skala men det var robust vilka delar av habitatnätverket som innehöll de viktigaste patcherna för konnektivitet, särskilt för måttet IIC, PC. (Blazquez-Cabreraa m. fl. 2014)

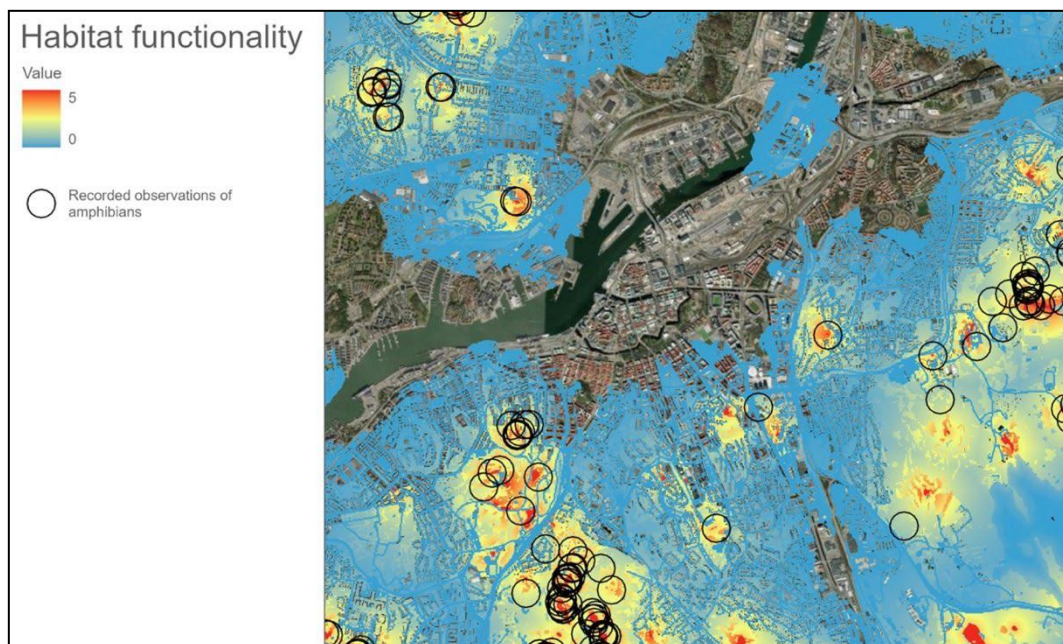
Saura och Pascual-Hortal (2007) ställde upp 13 olika egenskaper för att testa hur bra ett konnektivitetsmått är. Exempel på egenskap som testades var: Kommer det att bli ett sämre index om livsmiljön blir mer fragmenterad? Ett idealt index ska systematiskt leverera ett korrekt mått. Nio olika konnektivitetsindex studerades. Index PC som baseras på habitattillgångskonceptet, sannolikhet för spridning mellan patcher och grafstruktur, var det enda indexet som fungerade väl på alla 13 egenskaper som testades. Även index IIC fick gott resultat. Det ska tilläggas att forskning fortgår kontinuerligt inom området, och nya rön gällande konnektivitetsmått bör beaktas.

5.18 Konnektivitetsanalys: funktionalitetsraster

Ett funktionalitetsraster visar områden med habitat som är ekologiskt funktionella genom att de är nåbara för fokusarten. Funktionalitetsraster kan beskrivas som ett raster som visar åtkomlighetsviktat habitat. I det här avsnittet presenteras du en beskrivning av hur ett funktionalitetsraster skapas genom att multiplicera ett habitatkvalitetsraster med ett spridningsraster för att på så vis vikta habitatets kvalitet med sannolikheten att individer av fokusarten också kan nyttja habitatet.

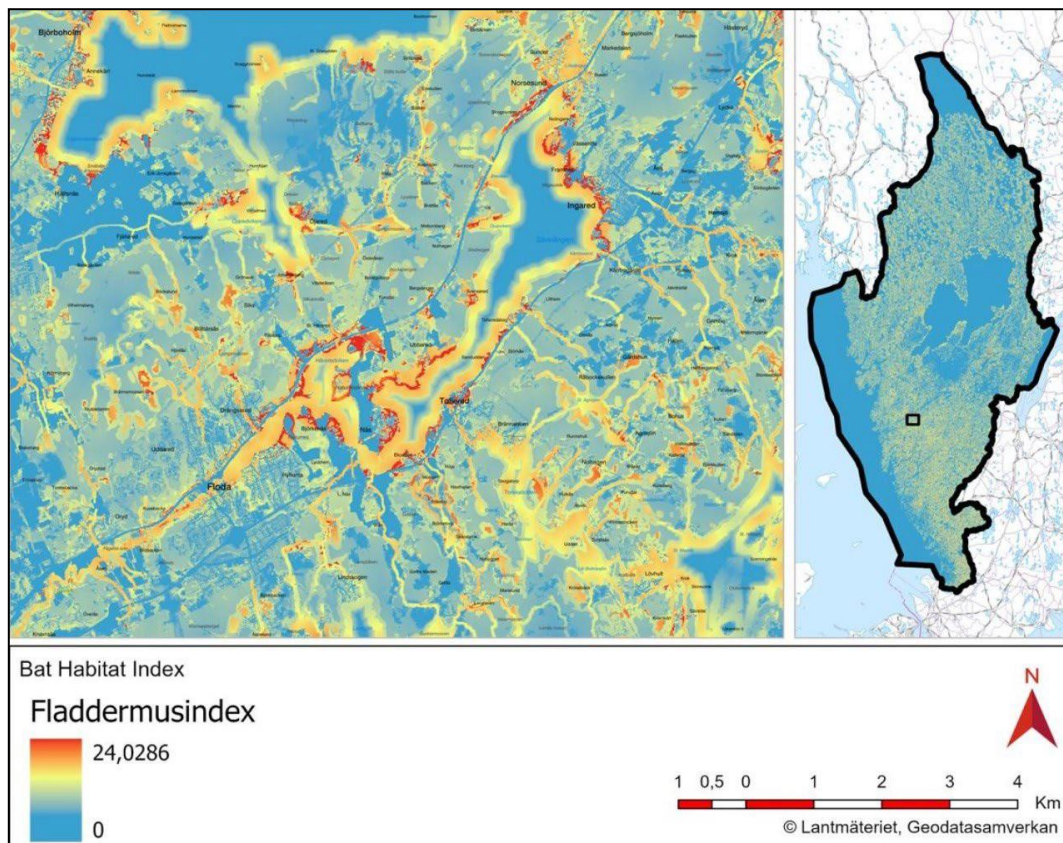
5.18.1 Funktionalitetsraster – resultat

I figur 43 nedan visas ett funktionalitetsraster som beräknats för groddjur i Göteborg.



Figur 43. Utsnitt från ett funktionalitetsraster framtaget för groddjur i Göteborgsregionen. Svarta ringar indikerar fynd av groddjur registrerade i Artportalen.

Ett annat exempel på funktionalitetsraster är det så kallade "Fladdermusindexet" (figur 44) som kan beräknas med analysverktyget PREBAT (Kindvall & de Jong 2020) och som bland annat använts i scenarioanalyser för att identifiera barriäreffekter som orsakats av befintlig transportinfrastruktur inom stora geografiska områden (de Jong & Kindvall 2022).



Figur 44. Exemplet visar fladdermusindex. Indexet ökar både i relation till ökad biotopkvalitet med avseende på förväntad födotillgång och närhet för fladdermushonor under den period då de föder upp ungar.

5.18.2 Funktionalitetsraster – användningsområde

Du kan använda funktionalitetsraster för att

- skapa en bild av hur funktionellt landskapet är inom olika delområden för den valda fokusarten
- beskriva fokusarter som potentiellt kan nyttja flera olika delar i det undersökta landskapet och vars livsmiljö inte uppenbart kan avgränsas i tydliga habitatpatcher
- analysera kolonilevande organismer som fladdermöss och sociala steklar som ständigt behöver återvända till sina boplatser och som därmed begränsas till födosöksområden belägna inom rimliga spridningsavstånd eller för arter som fortplantar sig i en typ av miljö och födosöker i helt andra miljöer såsom exempelvis groddjur.
- Rastret kan användas i mer övergripande planeringsskeden för att undvika skada på funktionella livsmiljöer, men kan också nyttjas för att undersöka effekter på landskapets funktionalitet vid landskapsförändringar av olika slag.

Analysen fungerar på alla skalor.

5.18.3 Funktionalitetsraster – tolkning

Ju högre rastrets funktionalitetsindex är desto mer funktionell förväntas miljön vara för fokusarten. Funktionaliteten är en funktion av både hur bra miljön är som födosöksområde och hur åtkomlig den är för fokusarten i förhållande till placeringen av fortplantningsmiljöer och/eller övervintringsplatser. Enstaka pixlar med höga funktionalitetsvärden kan ofta förekomma spritt i landskapet men för att en viss del av landskapet ska bedömas vara funktionellt behöver den sammanlagda ytan av området med höga värden vara förhållandevis stor. I större sammanhängande områden med höga funktionalitetsvärden förväntas sannolikheten för att fokusarten kan överleva långsiktigt vara högre jämfört med kringliggande landskap. Då fokusarten representerar en artgrupp förväntas artrikedomen vara som störst i de största områdena med höga funktionalitetsvärden. Jämförelser mellan funktionalitetsrastrets pixelvärden och observerade förekomster av fokusarten kan ofta ge en god fingervisning om hur väl analysens antaganden stämmer med verkligheten.

5.18.4 Funktionalitetsraster – tillförlitlighet

Tillförlitligheten beror främst på hur väl underliggande modellering av spridning och habitatkvalitet genomförts och hur väl den formulerade ekologiska profilen stämmer med verkligheten. Brister i indata kan ofta leda till missvisande resultat. Funktionalitetsraster bygger mycket på friktionsraster och cost distance-raster, så tillförlitligheten är starkt knuten till dessa metoder (se avsnitt 5.10.4, 5.11.4). Validering av resultatet genom jämförelser med kända fynd av fokusarten är nödvändig för att skapa tilltro till resultaten och för att kunna upptäcka lokala brister i underlagen eller brister i kunskaperna om artens landskapsutnyttjande.

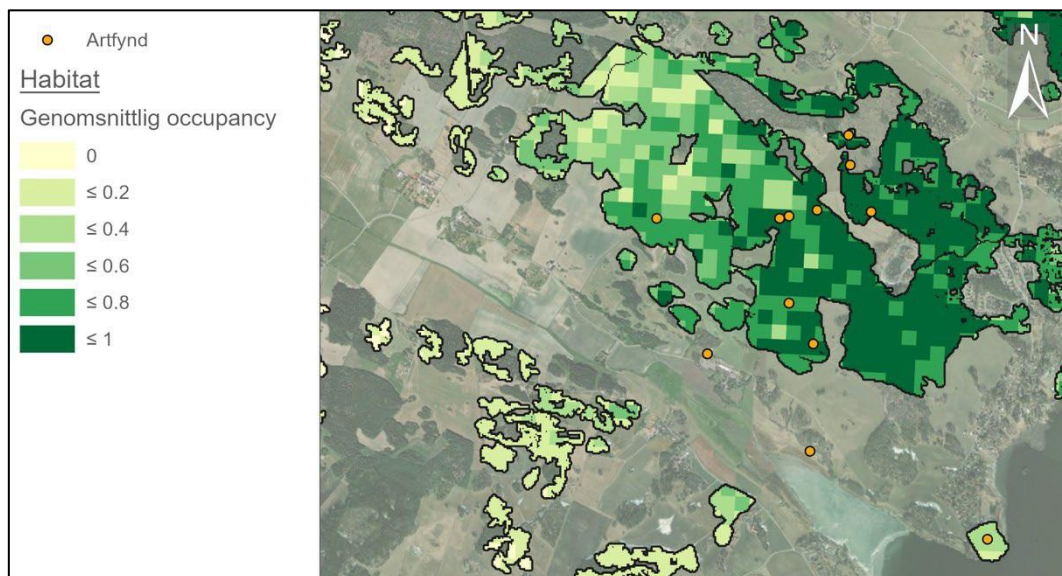
5.19 Populationsmodellering

Populationsmodellering handlar om göra en metapopulationsmodell som simulerar en arts förekomst i förhållande till alla habitatområden som finns i ett givet landskap. I det här avsnittet presenteras du ett exempel på en populationsdynamisk modell, den så kallade “the incidence function model” (Hanski 1994).

Modelleringen kräver en komplett kartbild över alla potentiella habitatområden för arten. Eftersom det i detta exempel för aspinsekten cinnoberbagge finns en stor variation i habitatstorlek har områdena delats upp i hektarsrutor vilket kan nyansera populationsdynamiken inom de större habitatområdena (figur 45). Dessutom kan olika kvalitetsmått läggas till habitatområdena, till exempel mängd lövved, vilket ytterligare nyanserar förutsägelse om förekomst av arten.

Annan indata till modellen är ett spridningsavstånd som representerar artens genomsnittliga spridningsförmåga, och som kan hämtas från till exempel forskningsstudier men som även kan beräknas inom modellen. Avslutningsvis används artens förekomstdata (i detta exempel från Artportalen) för att peka ut de områden som är använda av arten (occupied) och som utgör startpunkt för simuleringen. Eftersom fynddata inte kommer från en heltäckande inventering, är det möjligt att fler habitatytor i verkligheten är använda. Simuleringen körs över många tidssteg (250 år) och när ett jämviktsläge uppstår antas detta ge en mer representativ bild av artens förekomst i landskapet.

5.19.1 Populationsmodellering – resultat



Figur 45. Kartan visar habitat uppdelade i hektarsrutor för analysen. Mörkare färg betyder att det finns högre sannolikhet för att arten finns i ytan. Skillnaden mellan hektarsrutor beror på att modellen tar hänsyn till mängden lövved som varierar mellan olika rutor, om rutan är använd av arten (occupied) eller inte samt spridningsavstånd.

5.19.2 Populationsmodellering – användningsområden

Du kan använda populationsmodellering

- för att i artskyddsutredning bedöma om artens bevarandestatus försämras till följd av en exploatering
- för att jämföra olika scenarioanalyser med varandra, till exempel där framtida exploateringsscenarioer jämförs med nuläget och en bedömning görs om hur populationen påverkas.

5.19.3 Populationsmodellering – tolkning

Resultatet beskriver inte antal individer, utan antal eller andel använda habitatområden (occupied). Modellen simuleras över ett antal replikat (i detta fall 50) och beräknad andel använt habitat (occupied) visar medeltalet av om habitatområdet är bebott av arten eller ej. Det är viktigt att inte se det simulerade värdet som en absolut sanning, men det faktiska medelvärdet kan förväntas vara både betydligt högre och betydligt lägre än modellens genomsnitt. I verkligheten förväntas dessutom andelen bebodda rutor variera mycket kraftigare än vad den undersökta modellen gör.

Ytor som ligger förhållandevis nära andra ytor med bra kvalitet kommer enligt modellen att nyttjas i större utsträckning jämfört med mer isolerade ytor.

5.19.4 Populationsmodellering – tillförlitlighet

Modellen kan förutsäga en mycket större andel av arten använda (occupied) hektarsrutor än vad som observerats i fält (i exemplet observationer från Analysportalen) vilket tyder på att det kan finnas ett stort mörkertal. Den absoluta populationsstorleken påverkas ofta av många fler faktorer än de faktorer som varit utgångspunkten för modellen. En lång rad faktorer behöver byggas in i modellen för att den ska kunna ge en ännu mer realistisk prognos. En av dessa faktorer är till exempel regional stokasticitet (Hanski 2008) vilket är något som till stor del påverkas av variationer i väderleksförhållanden mellan år.

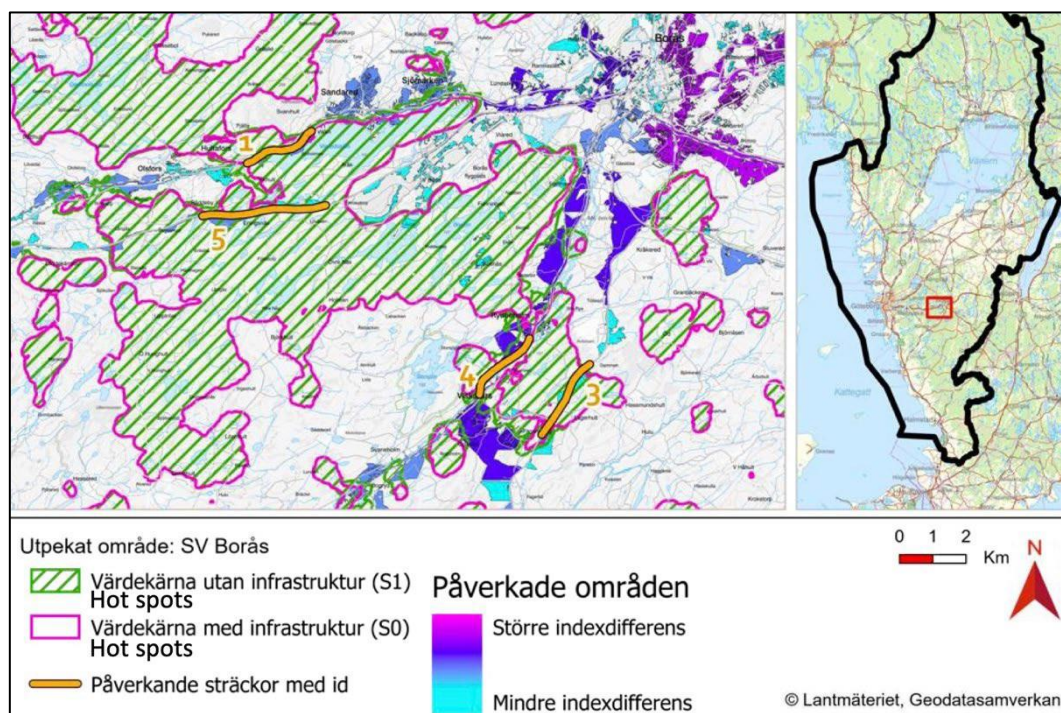
5.20 Scenarioanalys: förändringskarta

Scenarioanalyser innebär att förändring mellan två tidpunkter analyseras och jämförs. Scenarioanalys kan omfatta visualisering av förändring rumsligt eller i tabellform och kvantifiering av förändring. I det här avsnittet visas hur en scenarioanalys som resulterar i en förändringskarta kan göras.

Scenarioanalysen ger underlag till att bedöma effekter och konsekvenser samt att identifiera var skyddsåtgärder och kompensationsåtgärder gör mest nytta.

Scenarioanalysen kan avse jämförelse mellan nuläget, nollalternativet och framtida alternativ. Den kan också avse en jämförelse mellan historiskt tillstånd och nuläget. Kartexemplet nedan handlade om att analysera konsekvenser av befintliga vägar på populationer av fladdermöss i syfte att åtgärda befintliga barriäreffekter (figur 46) (de Jong & Kindvall 2020).

5.20.1 Förändringskarta – resultat



Figur 46. Kartexemplet ovan handlar om att analysera konsekvenser av befintliga vägar på populationer av fladdermöss i syfte att åtgärda befintliga barriäreffekter. (de Jong & Kindvall 2020).

5.20.2 Förändringskarta – användningsområden

Du kan behöva göra en scenarioanalys för att

- kvantifiera effekter på habitatkvalitet, ekologisk funktion och spridningssamband till följd av exploatering, etablering av nya vägar eller förändring i trafikflöde på befintliga vägar eller åtgärda befintliga barriäreffekter
- ringa in geografiska områden där negativa konsekvenser bedöms uppstå med avseende på biologisk mångfald (influensområden för specifika livsmiljöer och organismgrupper)
- få underlag för bedömning om betydande miljöpåverkan är förväntad
- få underlag för bedömning av om förbud riskerar att utlösas enligt artskyddsförordningen; bedöma förändring i arters bevarandestatus och kontinuerliga ekologisk funktion.

5.20.3 Förändringskarta – tolkning

Kartan visar analyser som gjorts för att identifiera befintliga vägsträckor som bedöms ha stora barriäreffekter på fladdermössens spridning/förflyttningar. Fladdermössens jaktbiotoper har försämrats till följd av vägarna och en studie gjordes för att identifiera var det var prioriterat att vidta åtgärder som skulle minska vägnas barriäreffekter. Grönrastade områden visar hotspots (värdekärnor) för fladdermöss i scenario utan vägar. Inom hotspots-områdena har fladdermössen habitat med boplatser och tillgång till jaktbiotoper. Områdena har avgränsats från funktionalitetsraster. Ytterligare en analys har sedan gjorts i ett landskap med vägar. Hotspots-områden visas med rosa avgränsning i kartan för scenariet med vägar. Tittar du noga i kartan ser du att utbredningen av hotspots-områdena på vissa ställen minskat i utbredning. En analys har gjorts som beräknat fladdermusindex vilket är ett konnektivitetsindex som anger hur funktionellt landskapet är för fladdermöss med avseende på tillgång till bohabitat och födosöksområden. Ytterligare en index-analys har sedan gjorts i ett landskap med vägar. Ett fladdermusindex räknades ut för landskapet med vägar. Därefter subtraherades de två rastren med fladdermusindex och ett differensraster för indexet skapades. Områden med differens presenteras i kartan som ”Påverkade områden”. Där har fladdermusindexet minskat i olika grad och kartan visar var befintlig infrastruktur ser ut att ha påverkat fladdermössens jaktmöjligheter.

Visualisering av förändring i fladdermusindex har gjorts med en heatmap från turkosa områden (mindre grad av förändring) till cerise områden (hög grad av förändring). Numrerade väg- och järnvägssträckor är de som har valts ut för vidare bedömning gällande möjliga åtgärder för att minska barriäreffekter.

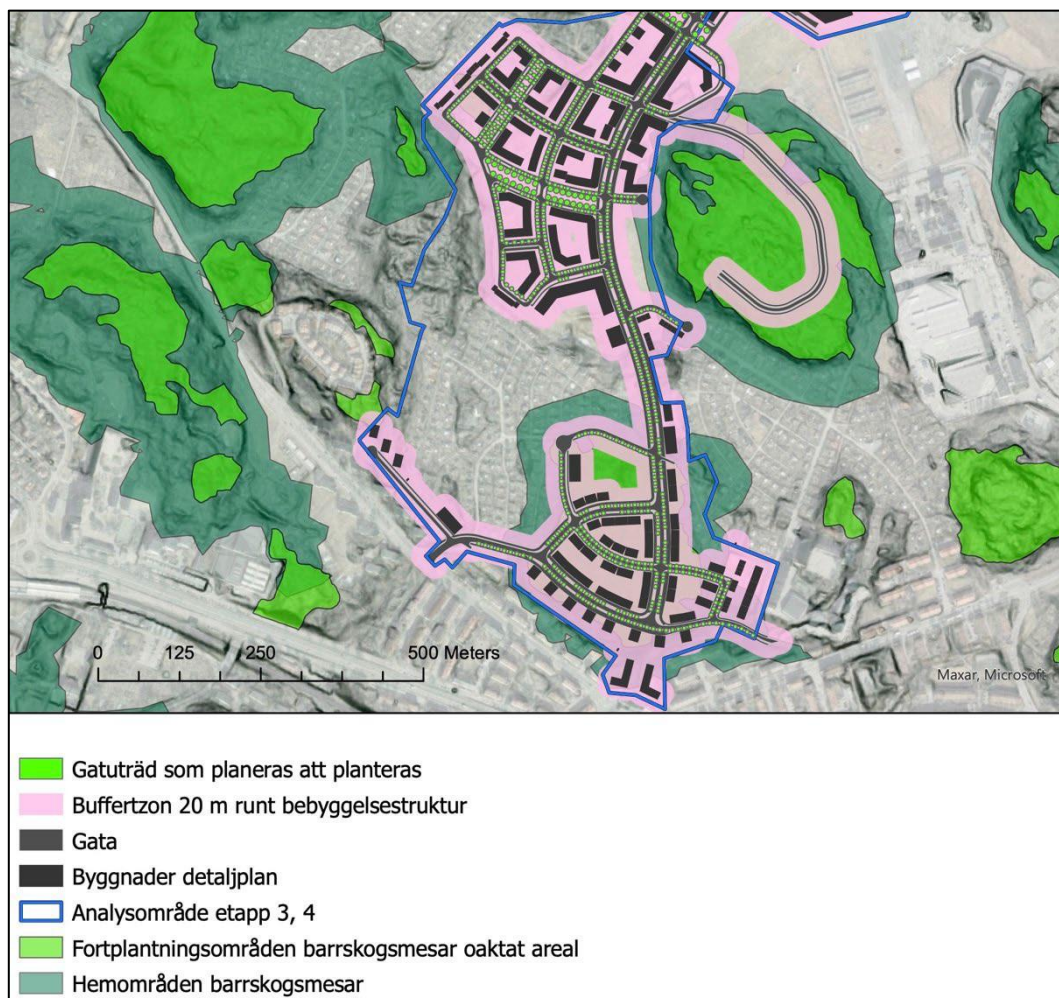
5.20.4 Förändringskarta – tillförlitlighet

Jämförelser mellan scenarier blir inte mer tillförlitliga än de modeller som används. Det kan därför vara viktigt att validera nuläges scenariot i förhållande till exempelvis kända fynd av fokusarten. Tillförlitligheten beror också på vilka jämförelser som görs. Relativa skillnader är som regel mer tillförlitliga än skillnader i absoluta tal. Underlagen för analyserna vid de olika tidpunkterna behöver också vara jämförbara.

5.21 Expertbedömning

Begreppet expertbedömning används då en sakkunnig gör en bedömning baserad på befintlig miljöinformation såsom geodata eller rapportkartor om biotoper, habitat, eller artförekomster samt egen erfarenhet (empiri) och ibland med en enkel överlagringsanalys, eller visning av exempelvis en bebyggelsestruktur, i GIS. I det här avsnittet presenteras du därmed ett exempel på när det inte är nödvändigt att göra nya konnektivitets- eller habitatanalyser. I exemplet kan du se hur ett enkelt förfarande används för en konsekvensanalys i stället för att göra en scenarioanalys med modellering av effekter för planalternativet (figur 47).

5.21.1 Expertbedömning – resultat



Figur 47. Påverkansanalys för habitatnätverk för barrskogsmesar. Observera att gatuträden illustreras av ljusgröna punkter.

Kartan ovan (figur 47) visar ett exempel på en konsekvensbedömning i tidigt skede, innan Start-PM för detaljplanen beslutats. Ett enkelt förfarande med överlagringsanalys i GIS där bebyggelsestruktur som visar exploateringsåtgärden lagts på befintliga GIS-skikt med habitatnätverk barrskogsmesar. Ett analysområde för redovisning av förändring (blå linje) avgränsades och arealer före och efter exploateringen räknades ut. I ett nuläge finns 6,2 hektar fortplantningsområde för barrskogsmesar och det minskar i scenario bebyggelsestruktur till 0,2 hektar, dvs nästan hela arealen försvinner.

5.21.2 Expertbedömning – användningsområden

Det kan vara en lämplig ambitionsnivå att anlita en sakkunnig för att göra en expertbedömning

- när det gäller bedömning av effekter av påverkan i tidiga skeden i en planprocess
- när det gäller ett förenklat förfarande med att endast göra överlagringsanalyser i GIS, som i exemplet ovan, istället för att upprepa konnektivitetsanalys för planscenariet, kan expertbedömning vara tillräckligt förutsatt att arter på artskyddsförordningen, liksom andra bevarandevärda arter, inte påverkas.

5.21.3 Expertbedömning – tolkning

En bedömning gjordes att det i detta tidiga skede inte behövdes någon scenarioanalys med en ny GIS-analys för att beskriva ett förändrat habitatnätverk till följd av detaljplanen. Enkelt förfarande med överlagringsanalys i GIS och ett resonemang om bedömning räckte. Expertbedömningen blev att det blir mycket stora konsekvenser för ekologisk funktion i barrskogsnätverket som en konsekvens av att barrskogskullen i söder i hög grad exploateras. Plantering av nya gatuträd kompenseras inte förlusten av det sammanhängande skogliga ekosystemet som utgör barrskogsmesarnas habitat. Anpassning genom ändrad lokalisering behöver göras så att intrånget i fortplantningsområdet undviks. Om anpassning görs så att skada undviks är bedömningen att det inte behöver utföras en scenarioanalys med ett nytt habitatnätverk. Om anpassning inte görs behövs en fördjupad analys med scenarioanalys innehållande ny konnektivitetsanalys.

5.21.4 Expertbedömning – tillförlitlighet

Expertbedömningen om påverkan på barrskogsnätverket inom analysområdet kan sägas vara tämligen säker eftersom indata för nulägesanalysen med habitatnätverk hade tämligen god tillförlitlighet. Utdrag från Artportalen påvisade förekomst av tofsmes, svartmes och talltita och de flesta observationer låg inom habitatpatcherna. En utförd naturvärdesinventering (NVI) visade att barrskogskullen, som i hög grad planeras att exploateras, utgjordes av högsta naturvärde. Generellt gäller att en expertbedömning i exempelvis en detaljplan inte kan baseras endast på GIS-analyser om det finns indikation på att arter och naturvärden påverkas. Expertbedömningen behöver då ta stöd i fältinventering av relevanta arter och en NVI för att få tillräcklig tillförlitlighet i expertbedömningen om påverkan och konsekvenser.

6 Terminologi och begrepp

Denna termlista har tagits fram för dokumentet för att åstadkomma en gemensam begreppsmodell för de som upphandlar landskapsekologiska analyser, utförare av analyser och användare av analysresultat. I listan finns både termer som använts i detta dokument samt ytterligare termer som används inom fältet landskapsekologi.

Research har gjorts av använda termer. Termlistan har matchats med termlistan i NVI-standarderna (Svenska institutet för standarder 2023).

För följande begrepp så har naturvårdsverket tidigare tagit fram definitioner för arbetet med grön infrastruktur (Naturvårdsverket 2017): värdeelement, värdekärna, värdeetrakt, spridningszon, spridningslänk och värdenätverk.

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---------------------------|--|--|
| Biologisk mångfald | mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem | 1: Detta är en sammanfattning av definitionen för biologisk mångfald enligt konventionen om biologisk mångfald där termen förklaras som "variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem". Översättning enligt Sveriges internationella överenskommelser 1997:77. |
| Biotop | område som kan beskrivas utifrån gemensamma ekologiska förutsättningar, egenskaper, företeelser och organismsamhällen | 1: Med ekologiska förutsättningar avses främst naturgivna förutsättningar, biologiska och fysikaliska processer och strukturer samt grad av naturlighet/påverkan. (Svenska institutet för standarder 2023) |
| Ekologisk funktion | den funktion som en biotop har för naturliga populationers långsiktiga utveckling och bevarande (Svenska institutet för standarder 2023) | |
| Ekologisk profil | uppsättning egenskaper som har betydelse för arters fortlevnad i landskapet (Mörtberg & Ihse 2006) | 1: Viktiga delar av den ekologiska profilen är resurskrav (krav på kvalitet och kvantitet av lämpligt habitat) och spridningsförmåga (krav på spridning och förflyttning), vilka avgör hur känslig arten eller artgruppen är för till exempel habitatförlust och fragmentering. |
| Ekologiskt nätverk | (se Habitatnätverk) | |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---------------------------|---|---|
| Ekologiskt samband | gemensam benämning för grön infrastruktur med livsmiljö och spridningsstråk för fokusarter, såsom barrskogssamband, ädellövsamband groddjurssamband | 1: Termen har stora likheter med termerna habitatnätverk och ekologiskt nätverk samt den generella termen grön infrastruktur. Termen används ofta i plural för att i allmänhet kommunicera om grön infrastruktur. |
| Ekosystem | alla levande organismer som finns i ett område samt deras fysiska miljö (Svenska institutet för standarder 2023) | |
| Fokusart | art/grupp av arter som analysen syftar till att modellera, dvs som analysmodellen försöker prediktera förekomst av i landskapet | 1: Fokusart används i landskapsekologiska GIS-analyser för att analysera och visualisera landskapet utifrån fokusartens ekologiska krav. Med kunskap om fokusartens ekologiska kriterier och tillgång till geodata som kartlägger artens habitat kan analysen prediktera artens förutsättningar att finnas i det analyserade landskapet. 2: Paraplyarter är fokusarter som representerar en mycket större svit av arter med liknande ekologiska krav vad gäller krav på livsmiljö, begränsningar och preferenser vid spridning. (Modifierat efter Breckheimer m. fl. 2014). 3: När analyserna ska utgöra beslutsstöd inom naturvård eller underlag för bedömning av påverkan på bevarandevärda arter och biotoper, utgör fokusarten vanligen en art vars populationer har fragmenterats och minskats och en art som är knuten till specifika livsmiljöer. Goda förutsättningar för fokusarter indikerar i sådana analyser bevarandevärda biotoper och ekologiskt funktionella landskap. |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|----------------------------------|---|--|
| Friktionstal | tal i en tabell som omklassificerar raster med marktäckedata till friktionsraster som används i olika typer av Cost Distance-analyser i GIS för att modellera hur lätt eller svårt det är för studerad fokusart att sprida sig genom viss miljö | <p>1: Marktäcketyper omklassificeras till friktionstal där talet 1 betyder att miljön är lätt att sprida sig i och ett högt friktionstal betyder att miljön är svårt att sprida sig i. Klassningen grundar sig ofta på litteraturuppgifter om fokusartens ekologi eller artexperters empiriska kunskap. Högt friktionstal ges till miljöer som har barriäreffekt genom att arten undviker miljön, men även till miljöer som individer under spridning dör i (till exempel trafikdöd på vägar).</p> <p>2: Konceptet med friktionsraster är ett sätt att göra GIS-analyser baserat på modeller med så kallade "motståndsparemetrar", som ges olika värden för spridningsmotstånd för olika miljöer i matrix beroende på artens förmåga att förflytta sig genom dessa miljöer (Kindlmann & Burel 2008).</p> |
| Funktionell konnektivitet | mått som sammanväger landskapets fysiska struktur med en organisms sätt att reagera på denna struktur (Haddad 2000) | <p>1: Måttet beaktar en organisms beteendemässiga (spridningsbiologiska) respons till enskilda livsmiljöers egenskaper (kvalitet, ytstorlek, form, kant/avgränsning), men även till hela landskapets rumsliga struktur/konfiguration inklusive tillstånd och processer i mellanrum mellan livsmiljöerna (matrix) (Haddad 2000).</p> <p>Begreppet potentiell funktionell konnektivitet betonar att det är en modell och inte alls eller inte fullt ut bygger på observerade data.</p> |
| Förflyttning | all form av regelbundna och vardagliga förflyttningar (rörelser) under en individs liv (födosök, revir-/hemområdesrutter etcetera) | 1: Jämför med spridning |
| Graf | symbolisk representation av ett nätverk och dess kopplingsmöjligheter vilket utgör en abstraktion av verkligheten förenklad som en uppsättning länkade noder | 1: Ekologiska konnektivitetsanalyser har utvecklats baserat på nätverksanalys enligt grafteori (Urban & Keitt 2001). |
| Grön infrastruktur | nätverk av ekologiskt funktionella livsmiljöer som främjar biologisk mångfald och för samhället viktiga ekosystemtjänster på landskapsnivå (Olsson & von Post 2022) | |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|--|---|---|
| | <p><u>Naturvårdsverket (2023):</u> Grön infrastruktur är ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sätt så att biologisk mångfald bevaras, samt att för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet.</p> | |
| Habitat | (se livsmiljö) | |
| Habitat-modellering | metod för att rumsligt förutsäga lämpligheten för en arts förekomst (eller grupp av arters förekomst) baserat på relation med olika miljövariabler(modifierad efter Ashley m. fl. 2017) | |
| Habitat-nätverk | samling passande livsmiljöer (habitatpatcher) och spridningsvägar (spridningslänkar, spridningszoner, korridorer, spridningsstråk, klivstenar) som, förutsatt att de finns i tillräcklig mängd och funktion, medger fortlevnad av en livskraftig metapopulation av fokusarten (modifierad efter Baguette m. fl. 2013). | 1: Termen är synonym med ekologiskt nätverk. |
| Habitatpatch | livsmiljöområde, avgränsat område med livsmiljö, för art eller artgrupp | 1: Livsmiljö/habitat som möjliggör reproduktion och uppfödning av ungar ingår i föreliggande dokument vanligen i begreppet habitatpatch 2: Habitatpatch används vid habitatnätverksanalyser och utgör noder i habitatnätverken framtagna med nätverksanalys. |
| Habitat Suitability Index (HSI) | lämplighetsindex som är ett mått på habitatets lämplighet för en given art eller grupp av arter baserat på en bedömning av lämplighet utifrån en rad variabler | 1: HSI är index i den meningen att de vanligtvis kombinerar många olika variabler (såsom höjd, jordtyp och marktäcke) till ett enda sammansatt mått. |
| Heatmap | visualisering av rumsliga data där datavärdena visas i en färgramp | |
| Hemområde | det område som ett djur använder för reproduktion och normala dagliga aktiviteter som födosök och skydd (Burt 1943) | 1: Hemområde kallas även aktivitetsområde. |
| Klivsten | en eller flera punktvisa strukturer eller mindre | 1: Stepping stone (engelsk term) används ofta också på svenska. |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---|--|--|
| | habitatområden som fungerar som stöd för spridning genom att individer tillfälligt kan etablera sig mellan annars isolerade habitatpatcher (modifierad efter Haddad 2000) | |
| Komponent area - | sammanlagd area av habitatpatcher som är sammanlänkade i en komponent i habitatnätverket (Zachariassen m. fl. 2014) | 1: Ju större komponentarean är desto större är sannolikheten för att den kan upprätthålla en livskraftig population. Stora komponenter med relativt korta maximala spridningsavstånd mellan ingående habitatpatcher och högkvalitativa habitatpatcher kallas värdenätverk. 2: Begreppet komponentarea används i nätverksanalys baserat på grafteori. Jämför spridningssamband som är ett likartat begrepp. |
| Komponent i ekologiskt nätverk | en uppsättning habitatpatcher som är sammankopplade med spridningslänkar för ett visst maximalt spridningsavstånd | 1: Begreppet används i nätverksanalys baserat på grafteori (Zachariassen m. fl. 2014). Se även komponentarea. |
| Konnektivitet | mått på i vilken utsträckning ett givet landskap ger stöd för en enskild art att sprida sig mellan olika platser med livsmiljöer (Kindlmann 2008; Taylor m. fl. 1993) | |
| Kostnads-viktat maximalt spridningsavstånd | avstånd uträknat med algoritmen Cost Distance eller Least Cost Path vilka beräknar det kortaste avståndet från varje cell i ett friktionsraster till närmaste habitatpatch med beaktande av spridningsmotstånd (ackumulerad rörelsekostnad) till skillnad från en analys som räknar på fågelvägsavståndet (euklidiskt avstånd) | 1: Spridningsavstånd är den sträcka som en art i en viss miljö antas kunna förflytta sig från en viss plats. Spridningsavstånd kan beteckna olika slags rörelser. För födosök under en dag för en art av bin kan spridningsavståndet (eller mer korrekt avståndet för förflyttning) vara 500 meter. Det svarar på den empiriska frågan "Hur långt från bisamhället kan man hitta ett bi från samhället?" Det kostnadsviktade spridningsavståndet är hur lång sträcka en art antas kunna ta sig i ett landskap som är heterogent med olika grad av ogynnsamma förhållanden som hindrar framkomligheten och gör att organismen får ta omvägar eller har stor risk att dö. 2. Om en konnektivitetsanalys görs för att skapa ett habitatnätverk med Cost Distance-algoritmen så är det halva det maximala spridningsavståndet för lyckad spridning mellan habitatpatcher som ska utgöra det maximala spridningsavståndet i Cost Distance-analysen. De zoner som skapas runt |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|-------------------------------|--|--|
| | | habitatpatcherna, kallas spridningszoner och utgörs av Cost Distance-raster. När två sådana zoner smälter samman visar analysen att konnektivitet mellan habitatpatcherna råder. |
| Kretsteori | teoretiskt ramverk för att modellera konnektivitet i heterogena landskap baserat på ett antal olika lagar bland annat Ohms lag som beskriver förhållandet mellan ström, spänning och motstånd, vilket styr energiflödet runt en tänkt elektrisk slinga i det tänkta landskapet | 1: Circuitscape är en programvara för att modellera konnektivitet i heterogena landskap som använder algoritmer från elektrisk kretsteori. |
| Känslighetsanalys | metod att bedöma hur "stabila" undersökningsresultat i en konstruerad modell är för förändrade förutsättningar | |
| Kärnområde | större sammanhängande naturområde med betydande innehåll av värdekärnor och som ofta har stora populationer av arter som sällan eller aldrig dör ut och som i hög grad bidrar till spridning av arter till andra habitatpatcher i landskapet | |
| Landskap | större landområde som innehåller flertalet avskilda och distinkta strukturer/ytor med livsmiljöer för en eller flera olika arter (Van Dyke 2007) | 1: Vanligtvis avses områden på någon kvadratkilometer eller större skala som omfattar flera typer av livsmiljöer fördelade på flera platser (Van Dyke 2007) |
| Livskraftig population | population vars storlek och tillväxt är sådan att risken att den dör ut och/eller drabbas av negativa effekter av inavel under en fastställd längre tidsperiod är försumbar (Mörtberg & Ihse 2006) | 1: Den storlek respektive tillväxt som krävs för livskraftighet varierar mellan olika arter och populationer. |
| Livsmiljö | miljö som en enskild art behöver för att kunna överleva och föröka sig (Hall m. fl. 1997) | 1: Habitat är synonymt med livsmiljö. |
| Matrix | alla strukturer/ytor i landskapet som inte är livsmiljö för arten i fokus (Hanski 1998) | |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---------------------------|--|---|
| Metapatch | habitatpatch för en art som behöver en kombination av livsmiljöer för att klara reproduktion och uppfödning av ungar (eventuellt också vintervila) samt habitatpatch för en spridningsbegränsad art som lever flera generationer på en och samma plats där reproduktionshabitat består länge över tid och där varje enhet (till exempel ett gammalt träd) är en lokal population som sprider sig kort avstånd till annan enhet inom ett område med likartad miljö (Zetterberg m. fl. 2019) (Blazquez-Cabreraa m. fl. 2014) | 1: I habitatntäverksanalys kan det för vissa arter och analysområden vara relevant att först göra en spridningsanalys för att skapa metapatcher och sedan använda dessa som habitatpatcher i habitatnätverksanalysen. |
| Meta-population | population som är geografiskt uppdelad i delpopulationer, med visst utbyte av individer däremellan (Mörtberg & Ihse 2006) | 1: Vanligt i metapopulationer är att delpopulationer dör ut med jämna mellanrum för att därefter återkolonieras av individer från andra delpopulationer. |
| Nod | korsningspunkt i en graf | 1: Grafteoretiskt begrepp. 2: I konnektivitetsanalyser är moderna habitatpatcher i ett ekologiskt nätverk med livsmiljö och spridninglänkar. |
| Population | en grupp av individer av samma art som samtidigt nyttjar ett geografiskt avgränsat område och har möjlighet att dela gener (Naturvårdsverket 2009) | |
| Spridning | all förflyttning av individer eller spridningskroppar från ursprungs-/födelseplatsen till en annan plats eller omgivning där arten kan reproducera sig, det vill säga all förflyttning som påverkar det rumsliga flödet av gener från en generation till en annan (över en tidskala av en generation) (Ronce 2007) | 1: Omfattar delprocesserna (1) fortplantning, emigration eller frisläppande, (2) den fysiska förflyttningen – spridningen per se – samt (3) immigration och etablering (Ronce 2007). Jämför med förflyttning |
| Spridnings-avstånd | avstånd som en individ eller en spridningskropp förflyttar sig från födelseplatsen till en annan plats där arten kan reproducera sig | 1: Ett genomsnittligt spridnings-avstånd kan användas i habitatnätverksanalyser som maximalt spridningsavstånd för fokus-arten. Det maximala spridnings-avstånd som används i analys-en är då en "cut off" från en tänkt spridningskurva med sjunkande sannolikhet för lyckad spridning med ökande avstånd. |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---------------------------|--|--|
| Spridningskorridor | <p>sammanhängande naturområde med långsträckt form som används för spridning mellan livsmiljöer och som ibland kan innehålla inslag av livsmiljö med stepping stone-funktion</p> | |
| Spridningskälla | <p>miljöer där en arts fortplantning och tillväxt överstiger dess lokala förluster och varifrån individer eller spridningskroppar sprids och emigrerar till andra platser (Pulliam 1998; Hanski 1998; Hanski 1999)</p> | |
| Spridningslänk | <p>länk skapad i nätverksanalys i GIS som påvisar konnektivitet mellan två habitatpatcher <u>Naturvårdsverket (2017)</u>: Ett område som utifrån arters spridningsförmåga fungerar som en sammanbindning mellan värdekärnorna. Ofta gäller detta avstånd som är så kort (inom spridningszonen) och/eller att landskapet ger stöd för spridning mellan minst två värdekärnor.</p> | <p>1: Om friktionsraster används skapas en Least Cost Path (länk) som visar den minst kostnadskrävande vägen för att sprida sig mellan två habitatpatcher. Till spridningslänken hör vanligen information om kostnadsviktat avstånd, euklidiskt avstånd samt länkens faktiska längd vilket ger information om hur pass funktionell spridningslänken är. Det är lämpligt att komplettera spridningslänkanalysen med att skapa zoner runt länkarna för att illustrera att spridningen inte sker bara just i den linje som i kartan utgör länken.</p> |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---------------------------|---|---|
| Spridnings-samband | svenskt begrepp för termen konnektivitet som kan användas för att benämna områden i kartan som innehåller livsmiljö och spridningszoner och visar hur fokusarten kan tänkas finnas och flytta sig i landskapet (Modifierad efter Ekologigruppen 2017). | <p>1: GIS-analys baserad på euklidisk buffert runt livsmiljöområden eller analys med friktionsraster och algoritmen Cost Distance, skapar spridningszoner runt habitatpatcherna.</p> <p>Habitatpatcher som ligger tillräckligt nära varandra för att fokusarten ska kunna sprida sig från en patch till en annan, kommer att hamna inom samma spridningssamband eftersom spridningszonerna smälter samman till ett sammanhängande område.</p> <p>2: För att benämnas spridningssamband ska området ha relativt stor sammanlagd areal habitat, antingen i form av en stor habitatpatch eller genom att det i området ingår många habitatpatcher mellan vilka spridning kan ske.</p> <p>3: I analys för artskyddsutredning kan spridningssamband användas för att bedöma om området hyser en lokal population som har gynnsam bevarandestatus.</p> <p>4: Se även komponent, komponentarea och värdenätverk.</p> |
| Spridnings-stråk | stråk i landskapet som binder samman livsmiljöer genom att de möjliggör spridning och dessa stråk kan även innehålla små livsmiljöområden med en stepping stone-funktion | Se även spridningszon, spridningslänk, spridningskorridor. |
| Spridnings-zon | område i matrix från vilket spridning från livsmiljön är möjlig (Mörtberg m. fl. 2006) <u>Naturvårdsverket (2017):</u> Område runt värdekärna inom vilket en eller flera fokusarter har stor sannolikhet att kunna röra sig (\approx räckvidd för arters spridningsförmåga). (Detta är ett mått på sannolikhet och varierar mellan arter och system – men en riktlinje för arbetet med grön infrastruktur kan vara storleksordningen 0-2 km) | <p>1: Spridningszoner kan tas fram genom bland annat Cost Distance-analyser.</p> <p>2. Spridningszoner kan visas på kartan som gradvisa färgramper (heatmaps) med spridningsavstånd eller som områden som skapats genom att extrahera värden inom ett visst tröskelvärde för spridningsavstånd. Jämför Spridningslänk.</p> |
| Stepping stone | (se Klivsten) | |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|----------------------------------|--|--|
| Strukturell konnektivitet | mått som baseras uteslutande på de fysiska relationerna mellan livsmiljöer i termer av avstånd eller spridningsvägar (korridorer) och är en förenkling som bortser från att arter reagerar olika på landskapets struktur, tillstånd och processer i matrix (Haddad 2000) | |
| Stödhabitat | områden som är av samma eller liknande biotop som en viss typ av värdekärna men som inte uppnår det naturvärde som krävs för att de ska räknas som värdekärnor | 1: Stödhabitat kompletterar värdekärnor och kan fungera som spridningslänkar i landskapet, vilket förstärker konnektiviteten i värdetrakten. Med tiden och med rätt skötsel utvecklas stödhabitat till värdekärnor vilket är en målsättning för bevarande av de arter som är knutna till värdekärnorna (Olsson & von Post 2022). |
| Tröskelvärde | gränsvärde som förändrar egenskaper hos en företeelse – inom landskapsekologi avses exempelvis hur mycket livsmiljö som behövs för att en art varaktigt ska kunna leva i ett område | 1: Minskningen av en art följer inte ett linjärt samband med minskningen av arealen biotop. Vid ett visst tröskelvärde tippas systemet över och ett lokalt utdöende av arten sker. |
| Värdeelement | element med särskild betydelse för biologisk mångfald (Svenska institutet för standarder 2023) <u>Naturvårdsverket (2017):</u> Element med positiv betydelse för biologisk mångfald som beskriver ekologiska kvalitéer som utgör förutsättningar för fungerande ekosystem t.ex. arter, sammansättning av arter, artkomplex, livsmiljöer/habitat och funktioner | 1: Exempel på viktiga värdeelement är gamla träd, hålträd, källor och mosklädda bergväggar. Värdeelement kan finnas i både värdekärnor och i vardagslandskapet” (Olsson & von Post 2022). |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---------------------|--|---|
| Värdekärna | <p>område med höga naturvärden där det ofta finns en dokumenterad förekomst av skyddsvärda arter</p> <p><u>Naturvårdsverket (2017):</u> Sammanhängande naturområde som har höga naturvärden med avseende på befintligt naturtillstånd. En värdekärna har normalt en påtaglig förekomst av värdeelement som skapar förutsättningar för höga naturvärden och en rik biologisk mångfald. Värdekärnans storlek kan variera.</p> | <p>1: Flera närliggande värdekärnor skapar tillsammans goda förutsättningar för biologisk mångfald och fungerande ekosystem. Värdekärnor utgörs normalt av områden med lång kontinuitet av samma naturtyp. Hög ålder och kontinuitet ökar sannolikheten för förekomst av arter med höga miljökrav och dålig spridningsförmåga. Värdekärnans storlek är viktig för naturvärdet eftersom större områden oftast hyser fler arter, samt större och därmed stabilare populationer av respektive art, än små områden (Olsson & von Post 2022).</p> |
| Värdenätverk | <p>nätverk bestående av värdekärnor av tillräcklig kvalitet, storlek och mängd som är funktionellt sammanlänkade så att arter kan röra sig eller sprida sig mellan värdekärnorna (Olsson & von Post 2022)</p> <p><u>Naturvårdsverket (2017):</u> Nätverk av värdekärnor med lämpliga livsmiljöer för en viss art eller artgrupp, vilka bildar ekologiska länkar genom överlappande spridningszoner. Värdenätverket har biotiska ekosystemkomponenter (värdeelement) som grund och spridningsbiologiska kopplingar är starkare inom än utanför nätverket (avståndet varierar mellan system – men för ett typiskt landskap är storleksordningen 0-2 km).</p> | <p>1: Storleken på värdenätverket och avståndet mellan värdekärnorna varierar beroende på vilka arter eller vilken naturtyp som avses.</p> <p>2: Vid konnektivitetsanalys för identifiering av värdenätverk väljs vanligen kortare spridningsavstånd som visar på fungerande sammanlänkning där det är stor sannolikhet att spridningen sker.</p> <p>3: Ofta använd metod för att identifiera värdenätverk är att i GIS göra en habitatnätverksanalys. Beroende på hur kriterierna sätts för vad som ingår som habitat i habitatnätverksanalysen kan ett habitatnätverk delvis bestå av ett eller flera värdenätverk med sammanlänkade värdekärnor men också innehålla noder (habitatpatcher) som inte utgör värdekärnor.</p> <p>4: Begreppen värdenätverk och habitatnätverk är analysmässigt synonyma. Benämningen värdenätverk visar att ingående habitatpatcher i nätverket innehåller höga habitatkvaliteter och att nätverket totalt sett innehåller betydande areal habitatpatcher, vilka ska ha god sammanlänkning.</p> |
| Värdetrakt | <p>områden i landskapet med hög täthet av värdekärnor, av betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Olsson & von Post 2022)</p> <p><u>Naturvårdsverket (2017):</u> Ett landskapsavsnitt med särskilt höga ekologiska</p> | <p>1: En värdetrakt har högre täthet av egenskaper som bevarar djur- och växtliv, inklusive biologiskt viktiga strukturer, funktioner och processer, jämfört med omgivande landskap. Alla delar i en värdetrakt behöver däremot inte hålla höga naturvärden (Olsson & von Post 2022).</p> |

| Begrepp | Förklaring | Anmärkningar |
|---------|---|--------------|
| | bevarandevärden. En värde-trakt har en särskilt hög täthet av värdekärnor (eller värdeelement) för djur- och växtliv, inklusive biologiskt viktiga strukturer, funktioner och processer än vad som finns i omgivande landskap | |

7 Referenser

- Andersson L., m. fl. (2019). *Plattform för arbetet med grön infrastruktur i Blekinge län*. Länsstyrelsen Blekinge län, rapport 2019:14.
- Andersson P. & Koffman A. (2015). *Fältvalidering av barrskogssamband vid Rotebroleden*. Calluna AB på uppdrag av Järfälla kommun.
- Andersson P., m. fl. (2017). *Roads may act as barriers to flying insects: species composition of bees and wasps differs on two sides of a large highway*. *Nature Conservation* 18: 47–59.
- Baguette M., m. fl. (2013). *Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks*. *Biological Reviews* 88: 310–326.
- Barthel S., m. fl. (2015). *Kartläggning och analys av ekosystemtjänster i Stockholms stad*. Calluna AB på uppdrag av Stockholms Stad.
- Berglund H., m. fl. (2018). *Arters spridning i en grön infrastruktur – kunskapsöversikt och vägledning för analys*. Artdatabanken Rapporterar 19. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Blazquez-Cabrera S., m. fl. (2014). *Indicators of the impacts of habitat loss on connectivity and related conservation priorities: Do they change when habitat patches are defined at different scales?* *Ecological Indicators* 45: 704–716.
- Bodin Ö. & Saura S. (2010). *Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments*. *Ecological Modelling* 221: 2393–2405
- Bowman J., m. fl. (2020). *Effects of cost surface uncertainty on current density estimates from circuit theory*. *PeerJ* 8: e9617.
- Breckheimer I., m. fl. (2014). *Defining and Evaluating the Umbrella Species Concept for Conserving and Restoring Landscape Connectivity*. *Conservation biology* 28(6): 1584–1593.
- Burt W. H. (1943). *Territoriality and home range concepts as applied to mammals*. *Journal of mammalogy* 24(3): 346–352.
- Circuitscape (2022). *Sidor: About, Applications, Publications*. URL <https://circuitscape.org/> [besökt: 2022].
- de Jong J. & Kindvall O. (2022). *Identifierade områden med behov av skyddsåtgärder för fladdermöss i region väst: Resultat från PREBAT-analys med och utan befintlig infrastruktur*. Trafikverket, Rapport 2022:086.
- Dickson B. G., m. fl. (2018). *Circuit-theory applications to connectivity science and conservation*. *Conservation Biology* 33(2): 239–249.
- Diniz M. F., m. fl. (2020). *Landscape connectivity model from the perspective of animal dispersal*. *Landscape Ecology* 35: 41–58.
- Dyer R. J. (2022). *Applied Population Genetics*. Kap. 33 Ecological distance.
- Eggers S. & Low M. (2014). *Differential demographic responses of sympatric *Parids* to vegetation management in boreal forest*. *Forest Ecology and Management* 319 (2014): 169–175.
- Ekologigruppen (2017). *Regional grön infrastruktur i Stockholm län. Bakgrund för analyser av värdekärnor och spridningszoner*. På uppdrag åt Länsstyrelsen i Stockholms län.
- Etherington T.R. (2016). *Least-cost modelling and landscape ecology: concepts, applications, and opportunities*. *Current Landscape Ecology Reports* 1: 40–53.
- Haddad N. (2000). *Corridor length and patch colonization by a butterfly, *Junonia coenia**. *Conservation Biology* 14: 738–745.
- Hall L. S., m. fl. (1997). *The habitat concept and a plea for standard terminology*. *Wildlife Society Bulletin* 25: 173–182.

- Hanski I. (1994). *A practical model of metapopulation dynamics*. Journal of Animal Ecology 63:151–162.
- Hanski I. (1998). *Metapopulation dynamics*. Nature 396: 41–49.
- Hanski I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
- Hanski I. (2008). *Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations*. Biological Journal of the Linnean Society 42(1-2):17–38.
- Johansson V., m. fl. (2018). *Estimates of accessible food resources for pollinators in urban landscapes should take landscape friction into account*. Ecosphere 9(10): e02486.
- Karlsson M. & Bodin Ö. (2022). *Ten years of experience with ecological connectivity analysis and urban planning in Sweden*. Impact Assessment and Project Appraisal 40(2): 146–155.
- Kindlmann P. & Burel F. (2008). *Connectivity measures: a review*. Landscape Ecology 23: 879–890.
- Kindvall O. (2020). *Lövskogsanalys med fokus på livsmiljö för vitryggig hackspett*. Calluna AB på uppdrag av Naturvårdsverket.
- Kindvall O. & de Jong J. (2020). *Modellera effekter av infrastruktur på fladdermöss och deras livsmiljöer.Handledning i användandet av GIS-verktyget PREBAT*. Trafikverket, Rapport 2020:231.
- Koen E. L., m. fl. 2014. *Landscape connectivity for wildlife: Development and validation of multispecies linkage maps*. Methods in Ecology and Evolution 5: 626–633.
- Koffman A. (2020). *Eksamband i Värmdö. Kartläggning ekar och konnektivitetsanalys* Calluna AB på uppdrag av Värmdö kommun.
- Lindén A-S. (2021). *Naturvärdesinventering (NVI) – Vid Tunbytorp, Västerås kommun, inför nya verksamhetsområden, 2021*. Calluna AB.
- Lindeberg G. & Wiman S. (2020). *Metodbeskrivning kartering av alvarmarker*. Geografiska Informationsbyrån.
- Marrec R., m. fl. (2020). *Conceptual framework and uncertainty analysis for large-scale, species-agnostic modelling of landscape connectivity across Alberta, Canada*. Scientific Reports 10(1): 6798.
- McRae B. H. (2006). *Isolation by resistance*. Evolution 60(8):1551–61.
- McRae B. H. & Beier P. (2007). *Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104(50): 19885–19890.
- McRae B. H., m. fl. (2008). *Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution and conservation*. Ecology 89(10): 2712–2724.
- Karlsson M. & Bodin Ö. (2022). *Ten years of experience with ecological connectivity analysis and urban planning in Sweden*. Impact Assessment and Project Appraisal, 40(2), 146–155.
- Mörtberg U. & Ihse M. (2006). *Landskapsekologisk analys av Nationalstadsparken: Underlag till Länsstyrelsens program för Nationalstadsparken*. Länsstyrelsen i Stockholm. Rapport 2006:13.
- Mörtberg U., m. fl. (2006). *Landskapsekologisk analys för miljöbedömning: Metodutveckling med groddjur som exempel*. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- Naturskyddsföreningen (2017). *Översiktlig lövskogsanalys med kriterier utifrån vitryggig hackspetts arealkrav*.
- Naturvårdsverket (2009). *Handbok för artskyddsförordningen. Del 1 och 2. Handbok 2009:2 och 2009:3*. URL <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/artter-och-artskydd/artskyddshandboken-och-vagledning-om-artskydd> [2023-03-14].

- Naturvårdsverket (2017). *Viktiga begrepp i arbetet med grön infrastruktur*. Vägledning 2017-02-16. URL <https://www.naturvardsverket.se/4a52c0/globalassets/vagledning/samhallsplanering/handlingsplaner-gron-infrastruktur/begrepp-gron-infrastruktur2017.pdf> [2023-08-07]
- Naturvårdsverket (2023) *Grön infrastruktur*. URL <https://www.naturvardsverket.se/gron-infrastruktur#E-1145677594> [2023-08-07]
- Olsson O. & von Post M. (2022). *Slutrapport för samverkansuppdrag, del 1. Granskning av centrala begrepp och definitioner inom grön infrastruktur. Arbetsmaterial*.
- Pinto N. & Keitt T. H. (2009). *Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach*. *Landscape Ecology* 24: 253–266 .
- Pulliam H. R. (1988). *Sources, sinks, and population regulation*. *American Naturalist* 132: 652–661.
- Ronce O. (2007). *How does it feel to be like a rolling stone? Ten questions about dispersal evolution*. *Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 231–253.
- Rowden A. A., m. fl. (2017). *High-Resolution Habitat Suitability Models for the Conservation and Management of Vulnerable Marine Ecosystems on the Louisville Seamount Chain, South Pacific Ocean*. *Frontiers in Marine Science* 4, 335.
- Rudnick D., m. fl. (2012). *The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities*. *Issues in ecology* (16): 1–23.
- Saura S. & Pascual-Hortal L. (2007). *A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study*. *Landscape and Urban Ecology* 83:91–103.
- Saura S. & Rubio L. (2010). *A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape*. *Ecography* 33: 523–537.
- Saura S., m. fl. (2011). *Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000)*. *Ecological Indicators* 11: 407–416.
- Sjölund L., m. fl. (2020). *Validering av Circuitscape – En jämförelse mellan simulerade flödeskartor och faktiska viltrörelser samt viltolyckor*. Trafikverket. Publikationsnummer: 2020:146.
- SLU Artdatabanken (2022). *Biologisk mångfald*. URL <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/> [2023-09-06].
- SLU Artdatabanken. (2021). *Artfakta mindre hackspett*. URL <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/dryobates-minor-100048> [2022-03-08].
- Spear S.F., m. fl. (2010). *Use of resistance surfaces for landscape genetic studies: considerations for parameterization and analysis*. *Molecular ecology* 19(17): 3576–3591.
- Svenska institutet för standarder (SIS) (2023). *SS 199000:2023, Naturvärdesinventering (NVI) – Kartläggning och värdering av biologisk mångfald — Krav och vägledning*. Stockholm: SIS
- Svensson J., m. fl. (2019). *Det boreala skogslandskapets gröna infrastruktur* Naturvårdsverket. Rapport 6910 December 2019.
- Sveriges miljömål (2022). *Häckande fåglar i skogen*. URL <https://sverigesmiljomal.se/miljomalen/levande-skogar/hackande-faglar-i-skogen/> [2022-04-20].
- Taylor P. D., m. fl. (1993). *Connectivity is a vital element of landscape structure*. *Oikos* 68: 571–573.
- Unnithan Kumar S. & Cushman S. A. (2022). *Connectivity modelling in conservation science: a comparative evaluation*. *Scientific Reports* 12(1): 16680.
- Urban D. & Keitt. T. (2001). *Landscape connectivity: a graph theoretic perspective*. *Ecology* 82: 1205–1218.
- Van Dyke F. (2007). *Conservation Biology. Foundations, concepts, applications*. Springer.

- von Post M., m. fl. (2022). *Funktionella landskap för biologisk mångfald: sammanställning från ett kunskapsseminarium*. Länsstyrelsen Skåne, rapport 2022:07.
- Wiktander U., m. fl. (1992). *Occurrence of the lesser spotted woodpecker *Dendrocopos minor* in relation to area of broadleaf forest*. *Ornis Fennica* 69: 113–118 .
- Zachariassen E., m. fl. (2014). *MatrixGreen: Ett verktyg för nätverksanalys av ekologiska samband på landskapsskala*. Teknisk användarmanual. Ekologigruppen AB, Länsstyrelsen Stockholm.
- Zeller K. A., m. fl. (2012). *Estimating landscape resistance to movement: a review*. *Landscape ecology* 27: 777–797.
- Zetterberg A., m. fl. (2010). *Making graph theory operational for landscape ecological assessments, planning, and design*. *Landscape and urban planning* 95(4): 181–191.

8 Bilaga 1: Indata för landskapsekologiska analyser

Tabellen visar nationella geodata för landskapsekologiska analyser. De allra flesta geodata i listan finns tillgängliga på geodataportaler (URL till dessa finns inlagda i geodatanamnen i kolumn Indata) och är öppna data för nedladdning förutom jordartskartan. Biotop SE är en karteringsmetod och för en del kommuner finns framtagna karteringar. Höger kolumn anger om det finns en nationell plan för förvaltning och om det finns en plan för omdrev, ajourhållning.

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|--|---|---|------------------------|
| Nationella marktäckedata (NMD) Nationella marktäckedata NMD basskikt | Framtagande av friktionsraster. Marktäckeklasserna saknar information om biotopkvaliteter (skogens täthet, ålder eller att övrig öppen mark inte visar vilken typ av gräsmark det är). Därmed kan de inte användas för att få fram livsmiljö med habitatkvalitet. Men NMD kan kombineras med andra indata för att få fram habitatkvalitet. NMD + Terrängmodell kan få fram sydslutningar av viss karaktär, objektshöjdsraster + skogsklasser kan visa täthet eller gleshet, kantzoner träd/öppen mark eller variation i skog eller viss markvändning. Pixelstorleken kan vara för grov i detaljerade studier. | Nationella marktäckedata är en heltäckande kartering av Sverige. Syftet är att få grundläggande information om landskapet och hur det förändras. Karteringen genomfördes 2017–2019 och planen är att karteringen ska uppdateras vart 5:e år. NMD består av en baskartering i 25 tematiska klasser i tre hierarkiska nivåer samt tilläggs-skikt. Rastercellerna har en storlek på 10 meter. | ? |
| NMD Tilläggs-skikt Markanvändning | Här finns ex betesmark, kyrkogård, idrottsanläggning. | Rastercellerna har en storlek på 10 meter. | ? |
| NMD Objekthöjder (lägre respektive högre) & NMD täckningsgrad objektshöjder (lägre respektive högre) | Focal statistic kan ge derivat som exempelvis variationer i krontak, täthetsgrad. Eftersom rastret har ganska grov upplösning krävs inte stor datorkapacitet. Den grova upplösningen gör också att strukturer på finare skala inte kan analyseras. | Rastercellerna har en storlek på 10 meter. | ? |

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|---|--|------------------------------------|---|
| SGU Jordartsdata | Jordartsdata för att fånga in exempelvis sandig mark. Jordartskartan innehåller information om jordart (grundlager, underliggande lager, tunt eller osammanhängande ytlager), landform, blockighet i markytan, linjeobjekt och punktobjekt. Data visar jordarternas utbredning i eller nära markytan samt förekomsten av block i markytan. Jordarterna indelas efter bildningssätt och kornstorlekssammansättning. Ytliga jordlager med en mäktighet som understiger en halv till en meter samt jordlager på djupet redovisas i vissa fall. | Vektordata (linjer och polygoner). | Delvis. Uppdateras inte kontinuerligt. Ej öppna data. |
| SLU markfuktighetsdata Flödesackumulationslinjer | Utifrån lasermätningar kan en digital höjdmodell skapas. Höjdmodellen har en upplösning på 2 x 2 meter. Man kan se det som att Sverige är indelat i 2 meter stora rutor med en känd höjd över havet. Från höjdmodellen kan vattnets väg modelleras genom att anta att vattnet kommer att följa topografin och rinna neråt. Genom att räkna hur många rutor i höjdmodellen som ligger uppströms varje punkt i landskapet får man en uppfattning om hur mycket vatten som potentiellt skulle kunna ackumuleras i varje ruta. En sådan beräkning kallas flödesackumulering. Kan användas som GIS – data om mindre vattendrag. | Linjer, raster. | ? |
| Diken | Bearbetning av Skogsstyrelsens rikstäckande dikeskartering Skogsstyrelsens rikstäckande dikeskartering från november 2021 (rasterformat i 1 x 1 meter upplösning) har attributsatts och är nu tillgänglig för nedladdning i vektorformat länsvis och per huvudavrinningsområde. Dikena har kategoriserats i följande fem klasser: vägdikey skogsdike, dike på öppen våtmark, dike på åkermark och övrigt dike, med hjälp av buffrade vägytor (bearbetade av SCB 2020, ursprungligen från Trafikverket) och Nationella Marktäckedata (NMD) v1.1. | Vektordata. | Nej. Ingen ajourhållning bestämd) |

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|--|---|--|------------------------|
| SLU Markfuktighetsdata Markfuktighetsklassning | <p>De tränade modellerna användes för att klassa markfukten i varje 2 x 2 meter cell i Lantmäteriets höjdmodell. SLU:s markfuktighetskarta har kontinuerliga värden som visar sannolikheten i procent att varje cell i kartan tillhör den blöta klassen. Värdet 0 har en låg sannolikhet att tillhöra den "blöta" klassen medan värdet 100 har en hög sannolikhet att tillhöra den "blöta" klassen. Det finns även ett raster med diskreta klasser.</p> <p>Kan användas som indata för att i vidare analyser framställa olika typer av fuktbiotoper, småvatten, och gradienter av fuktighet som kan användas för att få information om habitatkvalitet.</p> | 2 x 2 meter. | ? |
| Skogliga grunddata | <p>Dessa rasterkartor är producerade genom sambearbetning av data från Lantmäteriets nationella laserskanning och provytor från Riksskogstaxeringen (SLU). Kartmaterialet uppdateras periodvis allteftersom nya laserskanningsdata produceras och algoritmer förbättras.</p> <p>Kan användas för att ta fram habitatkvaliteter som täthet eller gleshet, eller variation i skog, kantzoner och träd/öppen mark.</p> | <p>Grundtyevägd medelhöjd framräknad i relation till grundytan. Träd med stor grundyta påverkar medelhöjden mer än en med liten grundyta.</p> <p>Biomassa är ett mått som anger volyminnehåll stamved plus grenar och toppar och uttrycks i ton torrsbstans per hektar (ton TS/ha).</p> <p>Rastercellerna har en storlek på 12.5 x 12.5 meter.</p> | Ja |
| SLU Skogskarta | <p>Yttäckande rasterkartor över bland annat Sveriges trädslag. SLU Skogskarta är ett antal olika digitala kartprodukter som beskriver Sveriges skogar.</p> <p>Kartprodukterna är producerade genom sambearbetning av fältinventeringar från Riksskogstaxeringen (SLU), ytmodeller från Lantmäteriets stereomatchade flygbilder samt satellitbilder från Sentinel-2.</p> | Rasterkartorna beskriver varje cell (12,5 x 12,5 meter) volym per trädslag. | Ja (ett urval) |
| RIS (Riksskogstaxering) Temporära ytor | <p>Ett subset med fältdata insamlat på Riksskogstaxeringens tillfälliga provytor. Data är framtaget som valideringsdata för fjärranalys. (Uppdaterat med antal trädskikt, indikator för fullskiktat, slutenhet, luckighet och huggningsklass)</p> | Punktdata. | Ja, urval av data. |

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|--------------------------------|---|-------------------------|---------------------------|
| Openstreetmap | OpenStreetMap är byggt av en gemenskap av kartografer som bidrar och underhåller data om vägar och stigar. Vägdata med olika kategorier av vägar. Kan användas för friktionsraster. | Linjer. | ? |
| Terrangskartan GSD | Lantmäteriet tillhandahåller terrängkartan. Till exempel kan vatten, strandlinje, byggnader användas i habitatmodeller. | Vektordata. | Ja |
| NNK – Natura Naturtypskartan | Natura Naturtypskartan + Basinventeringen, beskriver utbredningen av naturtyper enligt art- och habitatdirektivets bilaga 1. Karteringen ska täcka Natura 2000-områden, naturreservat, nationalparker och DOS-objekt i fördelningsplan. NNK visar naturtypernas aktuella status och är underlag för nationell och internationell rapportering. Underlaget används inom skötsel och förvaltning och för att registrera målkriterier för uppföljning av skyddade områden. Informationen är också till nytta för handläggning av dispens- och tillståndsårenden. | Vektordata (polygoner). | Ja |
| Nyckelbiotoper och naturvärden | GIS-skikt (Skogsstyrelsen). Naturvärden inventerade främst under 1990-talet av Skogsstyrelsen på småskogsbrukets mark samt från skogsbolags och större markägares egna inventeringar. Nyckelbiotopsdata lagras i databasen Skogens pärlor tillsammans med objekt om kulturlämningar, arter, sumpskogar och det finns > 500 000 objekt. Data till värdekärnor och habitatpatcher. | | Nej |
| Sumpskogar, Skogsstyrelsen | GIS-skikt (Skogsstyrelsen). Skogsstyrelsen inventerade 1993-98 landets sumpskogar som ett regeringsuppdrag. Sumpskog är ett samlingsnamn för all skogsklädd våtmark som indelas i tre typer; myrskog, fuktskog och strandskog. Sumpskogsinventeringen är ett underlag till var det kan finnas höga naturvärden. | Vektordata. | Nej, ingen ajourhållning. |

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|--|--|--|------------------------|
| ÖSI – Översiktlig skogsinventering | Översiktlig skogsinventering, ÖSI, var en inventering av de privata skogarna som gjordes mellan 1982 och 1993 av Skogsvårdsstyrelserna i Sverige. | Raster/ vektor (punkter) Skannade ÖSI-kartor och punkter med beskrivande attribut. | Nej |
| Utförd avverkning, SKS | Områden som avverkats enligt skillnadsanalys i satellitbilder. | Vektordata (polygoner). | Ja |
| Sannolikt och potentiell kontinuitetsskog i Norrland | Kartering av kontinuitetsskogar och skogar som har potential att uppfylla kraven för att vara kontinuitetsskogar har genomförts i Norrland för att: - Skapa ett kunskapsunderlag för att identifiera och prioritera skogsområden för inventeringar och formellt skydd. Skapa ett geografiskt underlag som kan användas i arbetet med att beskriva grön infrastruktur och skogslandskapets konnektivitet. | Vektordata. Kontinuitetsskog karterades 2015 i hela den boreala regionen och inom fyra områden är denna kartering preciserad. Kartering 2015 genomfördes med automatiserade metoder. Precisering har genomförts eftersom karteringen 2015 överskattar förekomsten av kontinuitetsskog. Precisering genomfördes genom visuell tolkning av äldre och aktuella ortofoton i Västernorrland (2016), Jämtland (2017), Västerbotten (2018) och fjällregionen (2019). | Nej |
| Jordbruksblock, Jordbruksverket | Innehåller uppgifter om maximalt stödberättigande jordbruksmark enligt EU:s definitioner. Jordbruksblocken används av Jordbruksverket för att administrera stöd till lantbrukare, till exempel för att kontrollera arealuppgifterna i lantbrukarnas ansökningar och för att informera lantbrukarna om gällande uppgifter. | Vektordata (polygoner). | Ja |
| Markklass, Jordbruksverket | Innehåller uppgifter om jordbruksblock där markägaren har sökt miljöersättning för betesmarker, slåtterängar och gräsfattiga marker. | Vektordata (polygoner). | Ja |

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|---|--|--|------------------------|
| <p>Ängs- och betesmarker GIS-skikt TUVA (Jordbruksverket)</p> | <p>I databasen kan du söka på arter, marktyper, kulturlämningar och mycket mer. I TUVA-databasen är det möjligt att jämföra inventeringsresultat mellan olika inventeringstillfällen på samma mark och se förändringar över tid. Data till värdekärnor och habitatpatcher.</p> | <p>TUVA-databasen innehåller resultatet från ängs- och betesmarksinventeringen som har pågått sedan 2002 och omfattar knappt 335 000 hektar ängs- och betesmarker.</p> | <p>?</p> |
| <p>Skyddsvärda träd</p> | <p>Data till värdekärnor och habitatpatcher.</p> | <p>Länsstyrelserna har genomfört systematiska karteringar av skyddsvärda träd inom ÅGP ÅGP för särskilt skyddsvärda träd. De flesta länsstyrelser har överfört detta träddata till Artportalen som sedan mars 2020 hanterar observationer av skyddsvärda träd. Många kommuner har egna databaser med skyddsvärda träd.</p> | |
| <p>Naturvårdsarter och skyddade arter Utsök ur databasen Analysportalen (SLU Artdatabanken)</p> | <p>Data till kalibrering av habitatmodeller och validering av habitatmodeller och habitatnätverk.</p> | <p>Naturvårdsarter är ett samlingsbegrepp för arter som behöver uppmärksammas inom naturvården; arter som är extra skyddsvärda, antingen genom att själva vara av särskild vikt eller genom att peka på att områden eller naturtyper är särskilt viktiga ur ett naturvårdsperspektiv. Det finns inga färdiga kompletta listor på naturvårdsarter för alla naturtyper. För skog och betesmarker har Skogsstyrelsen och Jordbruksverket tagit fram listor. Artfynd kan sökas ut från Artportalen eller Analysportalen som kommer att ersättas av funktioner i den nya</p> | |

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|-----------|---|---|--------------------------|
| | | biodiversitetsdatainfrastruktur en SBDI som lanserades 4 oktober 2021. Vissa funktioner kommer i fortsättningen att finnas på SLU Artdatabankens artfakta.se, där du kan ta del av Fyndkartor. | |
| Biotop SE | <p>BIOTOP SE är en metod för biotopkartering av hela landskapet utvecklad av Stockholms Universitet, ett antal kommuner och Länsstyrelsen i Stockholm med främsta målgrupp kommuner. Metoden bygger på en kombination av nationellt tillgängliga data via Lantmäteriet och andra myndigheter och är en hybridmetod i flera steg. Steg 1 omfattar inledande automatiska och semiautomatiska klassificeringar. med syfte att skapa en så detaljerad initial biotopdatabas som möjligt över en kommun, ett län eller en region, för att användas som den är eller för att underlätta arbetet i Steg 2. Det efterföljande Steg 2 omfattar visuell flygbildstolkning av infraröda färgflygbilder i digital fotogrammetrisk 3D-miljö. Genom den höga detaljeringsgraden finns stora möjligheter till precisa urval från biotopdatabasen för att skapa habitatpatcher, friktionsraster och habitatmodellering.</p> <p>För skog finns uppgifter om skattad skogsfas, men uppgift om strukturer som skiktning och krontäthet saknas. Databasen omfattar inte naturvärdesklassning.</p> | <p>Vektordata. Hög detaljeringsgrad. Generell minsta karteringsenhet är 0,1 ha, men betydligt mindre ytor finns med, främst småvatten, öar, åkerholmar och finmaskig urban grönstruktur samt åkerrenar och andra små ytor som inte har städats bort.</p> <p>Innehåller 7 huvudklasser, 114 biotopklasser, markanvändningsklasser och olika typer av karaktärer knutna till biotopklasser, främst markanvändning där sådan finns, skogsfas, indikation om trädskikt och halvhög vegetation i öppen mark.</p> <p>Biotop SE är i slutfasen av utvecklingskedet och resultat från olika utvecklingssteg eller färdig metod används av flera kommuner.</p> <p>* För information om Biotop SE hänvisas till helle.skane@natgeo.su.se.</p> | Nej, upp till utföraren. |

| Indata | Användningsområde | Info | Omdrev, ajourhållning? |
|--|--|-------------|------------------------|
| Sveriges Natura 2000-områden | Natura 2000-databasen omfattar svenska områden som pekats ut att ingå i EU:s sammanhängande europeiska ekologiska nätverk av naturområden, Natura 2000. Informationen visar de beslut som Sveriges regering har fattat vid olika tillfällen om områden till nätverket. Natura 2000-områden utpekats enligt EU:s art- och habitatdirektiv (direktiv 92/43/EEG) eller fågeldirektiv (direktiv 79/409/EEG), ibland båda direktiven. | Vektordata. | Ja |
| Skyddade områden/ Naturvårdsregistret | Det nationella naturvårdsregistret innehåller skyddade områden enligt kap. 7 i miljöbalken. Det innehåller följande skyddstyper: Nationalparker, Naturresevat, Kommunala Naturresevat, Naturvårdsområden, Djur- och växtskyddsområden, Naturminnen, Biotopskyddsområden samt Interimistiska förbud beslutade av kommun eller länsstyrelse, Vattenskyddsområden, Kulturresevat, Landskapsbildsskyddsområden och Skogliga biotopskyddsområden. | Vektordata. | Ja |

