



# Utvärdering av modeller för att prediktera förekomster av skogliga naturvårdsarter



**Greensway**

Greensway AB  
Gerda Nilssons väg 2, 756 51 Uppsala  
Epost: info@greensway.se

**Dokumenttitel:** Utvärdering av modeller för att prediktera förekomster av skogliga naturvårdsarter  
**Författare:** Per Westerfelt, Teresa Montras-Janér, Alejandro Ruete, Diana Rubene, Adam Ekholm  
**Kvalitetsgranskning:** Olof Widenfalk  
**Dokumentdatum:** 2026-05-21

## Sammanfattning

Projektet syftade till att utveckla och utvärdera modeller som integrerar öppna, opportunistiska artdata för att identifiera skogliga områden med höga naturvärden. Bakgrunden är ett ökat behov av planeringsstöd inom skogsbruket, där traditionella naturvärdeskartor främst baseras på strukturella variabler och sällan inkluderar artdata, trots att sådana data finns tillgängliga i stor omfattning.

Två modellansatser testades, 1) hierarkiska occupancy-modeller (OCC) som explicit hanterar detektionssannolikhet, samt 2) Frescalo i kombination med Random Forest (Frescalo + RF) som korrigerar för variation i observationsinsats och möjliggör prediktion i områden utan observationer. Modellerna användes för att prediktera sannolikheten för artförekomst samt för att beräkna probabilistisk artrikedom (prob-SR) på beståndsnivå, representerad av hexagoner om 6,25 hektar.

Resultaten visade att Frescalo + RF generellt skattade högre förekomstsannolikheter och högre artrikedom än OCC. Trots detta var den relativa rangordningen av områden likartad mellan modellerna, vilket innebär att samma områden i stor utsträckning identifierades som artrika. Även analyser av artsammansättning visade hög överensstämmelse mellan modellerna. Överensstämmelsen mellan modellerna, trots deras olika metodologiska utgångspunkter, indikerar en viss robusthet i identifieringen av områden med högre naturvärden.

Vid jämförelse med fältinventerade artvärden enligt naturvärdesinventering (NVI) uppvisade Frescalo + RF ett tydligare samband med artvärde än OCC. Däremot var det inte möjligt att på ett tillförlitligt sätt utvärdera modellernas förmåga att prediktera förekomst av enskilda arter, främst på grund av begränsat fältunderlag.

Sammanfattningsvis visar studien att modeller baserade på opportunistiska artdata har potential att identifiera biologiskt värdefulla områden på beståndsnivå, särskilt när fokus ligger på relativa mönster snarare än absoluta värden.

# Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
Innehållsförteckning.....	4
1. Introduktion.....	5
1.1. Syfte/Mål.....	5
2. Metod.....	7
2.1. Studieområde och datainsamling.....	7
2.2. Modellering.....	8
2.2.1 Jämförelse av två modellansatser för inferens av arters förekomst.....	8
2.3. Fältvalidering av modellerna.....	9
3. Resultat.....	10
3.1. Sannolikhet för artförekomst och mönster i biologisk mångfald.....	10
3.2. Probabilistisk artrikedom (prob-SR) i fältinventerade hexagoner.....	11
3.3. Fältvalidering av modellerna och samband med artvärde (NVI).....	11
3.4. Prediktion av enskilda arter.....	12
4. Diskussion.....	13
4.1. Slutsats.....	14
5. Referenser.....	15
6. Bilaga 1.....	17

# 1. Introduktion

Skogen ska räcka till mycket. Den ska bland annat ge ekonomisk avkastning, upprätthålla biologisk mångfald, binda kol och bidra med friluftsvärden. Både marknaden och politiken trycker på att hänsyn ska tas till alla skogens värden, samtidigt som målbilden för brukandet varierar mellan skogsägare. För att ta hänsyn till alla skogliga värden krävs ett variationsrikt skogsbruk, där åtgärder utförs där det har som störst verkan – rätt åtgärd på rätt plats. En övergripande bild av skogliga värden på landskapsnivå underlättar planerandet av skogliga åtgärder. Samtidigt kräver en sådan kartläggning stora resurser. Idag finns en stor mängd öppna data som direkt eller indirekt beskriver en eller flera av skogens värden (exempelvis Jonzén m.fl., 2016). Att tillämpa denna typ av öppna data i en modell gör det möjligt att identifiera flera värden kopplade till skogsmark med relativt små resurser.

Inom skogsbruket finns ett omfattande behov av planeringsstöd på flera skalor. Naturvärdeskarteringar kan användas både för att identifiera större områden som bör avsättas från brukande eller brukas med särskild hänsyn, och – om de är tillräckligt högupplösta – för att lokalisera mindre hänsynsytor inom enskilda bestånd. Dessutom är hänsynsarbetet inom svenskt skogsbruk i stor utsträckning artbaserat, och kraven på markägare att känna till artförekomster på sina fastigheter ökar. Inventering av arter är dock resurskrävande, kräver hög kompetens och genomförandet är i många fall begränsad till en viss tid på året. Detta skapar ett behov av modeller som kan fungera som stöd för att prioritera inventeringsinsatser.

Under senare år har flera kartlager över skogliga naturvärden utvecklats, exempelvis Digitala värden i skog (DVIS) och naturvärdeskarta skog (Nvk skog) (Skogsstyrelsen & Naturvårdsverket, 2023; Bubnicki m.fl., 2024). Dessa baseras huvudsakligen på strukturella variabler som anses indikera naturvärden. Däremot finns inget kartlager som inkluderar rapporterade artförekomster, trots att stora mängder finns tillgängliga via öppna datakällor, exempelvis Artportalen. En central utmaning är att dessa data är opportunistiskt och därmed osystematiskt insamlade och därför inte representativa för verklig förekomst. Utmaningen ligger i att hantera bias, såsom falsk frånvaro och variation i observationsinsats (Prendergast et al. 1993; Guillera-Arroita 2017). På senare tid har flera metoder för att hantera denna typ av data utvecklats, bland annat genom hierarkiska occupancy-modeller och olika typer av algoritmer som Frescalo (Hill, 2012). Frescalo har använts i flera vetenskapliga studier (exempelvis Suggitt m.fl., 2023; Montràs-Janer m.fl., 2024) men även för att skapa fågelatlas (Gillings m.fl., 2019). Korrigerade artdata tillsammans med öppna miljödata, så som marktäckedata (Ahlkrona m.fl., 2019) och skogliga grunddata (Jonzén m.fl., 2016), kan användas för att utveckla artmodeller. De kan i sin tur generera ett sannolikhetsvärde för att hitta en art i ett bestånd eller ett artvärde. I kombination med miljödata kan sådana metoder användas för att modellera sannolikheten för artförekomst.

## 1.1. Syfte/Mål

Projektet syftar till att undersöka möjligheterna att integrera opportunistiska artdata i modeller som identifierar områden med höga naturvärden, här definierat som områden med sannolik förekomst av skogliga naturvårdsarter. Projektet bygger vidare på tidigare arbete där modeller utvecklats för att kartlägga naturvärden baserat på strukturella variabler (Ekholm

m.fl., 2026). I detta projekt undersöks om inkludering av artdata kan förbättra modelleringen (identifieringen) av områden som är värdefulla miljöer för skogliga naturvårdsarter.

I projektet testades två typer av modeller som visat sig vara robusta och kraftfulla för att analysera artförekomster från öppna artdata - occupancy models (Isaac m.fl., 2014; Guillera-Arroita, 2017) och Frescalo algorithm (Hill, 2012; Isaac m.fl., 2014). Eftersom majoriteten av skogsbruk utförs i barrskog, fokuserar detta projekt på barrskogar. Modellerna tillämpades därför på barrskog i Götaland och valideras sedan mot naturvärdesinventering enligt svensk standard (Swedish Institute for Standards, 2023).

I projektet undersöks följande frågeställningar:

1. Med vilken säkerhet kan modellerna prediktera förekomst av naturvårdsarter på beståndsnivå? Kan modellerade artdata användas för att uppskatta artvärde enligt NVI?
2. I vilken utsträckning identifierar modellerna samma områden som biologiskt värdefulla?

## 2. Metod

### 2.1. Studieområde och datainsamling

Studieområdena utgjordes av två landskap i Götaland med stor representation av barrskog, motsvarande region 1 och 15 enligt indelningen av skogliga naturvärdesregioner (Aulén m.fl., 2015; figur 1). För att skapa analysenheter på beståndsnivå delades landskapen in i ett hexagonnät med en areal om 6,25 hektar per enhet. Endast hexagoner med minst 50 % barrskog inkluderades, baserat på Nationell Marktäckedata (NMD) för kategorierna granskog, tallskog och barrblandskog (på både torr och blöt mark). Detta resulterade i 166 295 hexagoner.

Därefter förbereddes datamaterialet för vidare modellering. För varje hexagon extraherades samtliga artobservationer som rapporterats i Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2025a; b; c) mellan 2000 och 2025. Fågelobservationer exkluderades, eftersom de inte finns inkluderade i Skogsstyrelsens urval av naturvårdsarter (Skogsstyrelsen, 2020). För varje hexagon sammanställdes även miljövariabler enligt beskrivningen i Bilaga 1. Dessa variabler omfattade bland annat nationella marktäckedata, variabler som beskriver markegenskaper, topografi samt indikatorer på vegetationsstruktur.

Fältvalideringen genomfördes i 24 hexagoner, strax utanför Finspång.



Figur 1. Studieområdena utgjordes av region 1 och 15 enligt indelningen av skogliga naturvärdesregioner (Aulén m.fl., 2015). Fältvalidering gjordes i ett delområde kring Finspång.

## 2.2. Modellering

Två modelleringsmetoder användes för att hantera opportunistiska artdata och generera ett sannolikhetsvärde för artförekomst inom en hexagon:

### **Hierarkiska occupancy-modeller (OCC)**

Hierarkiska artoccupationsmodeller (OCC) är en vanlig metod för att modellera sannolikheten för att arter förekommer i opportunistiska datamängder (Ruete m.fl., 2017, 2020). OCC använder ett hierarkiskt ramverk som samtidigt skattar sannolikheten för att en art är närvarande, dess respons på miljövariabler samt detektionssannolikheten givet antalet och kvaliteten på platsbesök (Guillera-Arroita, 2017). Metoden är beräkningsmässigt krävande och kräver vanligtvis avsevärd körtid. Fördelen med OCC är att alla källor till osäkerhet integreras i resultaten och att få antaganden behöver göras. Vi körde en OCC-modell per art och region.

### **Frescalo i kombination med Random Forest (Frescalo + RF)**

Frescalo är en väletablerad metod för modellering av opportunistiska artdata (Isaac m.fl., 2014; Pescott m.fl., 2019), särskilt framtagen för att hantera de bias som är inneboende i sådana datamaterial. Algoritmen beräknar artfrekvensen i varje hexagon genom att jämföra varje hexagon med närliggande hexagoner baserat på (a) landskapssammansättning (här miljövariablerna i bilaga 1), (b) artsammansättning och (c) rumslig närhet. Vi körde en Frescalo-analys för var och en av de 15 regionerna och artgrupperna i Götaland med hjälp av R-paketet Sparta (August m.fl., 2020).

Frescalo kan dock endast skatta artfrekvenser i rutnät där det finns artobservationer (från Artportalen). För att inferera arters förekomst i hexagoner utan artdata använde vi därför maskininlärning med Random Forest.

Random Forest (RF) är en maskininlärningsmetod som kan hantera komplexa mönster, rumslig korrelation och obalanserade data, vilket är vanligt förekommande i ekologiska datamängder (Valavi m.fl., 2021). Vi körde en RF-modell per art och region. Varje modell tränades genom 10 000 iterationer, vilket gjorde det möjligt för modellen att lära sig sambandet mellan artfrekvensen (från Frescalo-analysen ovan) och uppsättningen miljöegenskaper i varje hexagon (Bilaga 1). Resultatet blev ett sannolikhetsvärde (mellan 0 och 1) för varje arts förekomst i varje hexagon över hela skogslandskapet.

### 2.2.1 Jämförelse av två modellansatser för inferens av arters förekomst

Innan det kan avgöras vilken av de två metoderna som är mest effektiv är det nödvändigt att först bedöma i vilken utsträckning de två angreppssätten är jämförbara och kan användas som alternativa metoder. För detta ändamål jämfördes resultaten från de två modelleringsansatserna med hjälp av två biodiversitetsmått, i syfte att utvärdera hur väl modellerna överensstämmer i identifieringen av områden med generella biologiska värden.

**Temporärt beta-diversitetsindex (Temporal Beta-diversity Index, TBI)** enligt Legendre, (2019), implementerat med hjälp av R-paketet adespatial (Dray m.fl., 2025). TBI är en metod för att studera förändringar i artsammansättning över tid baserat på upprepade inventeringar vid flera platser (i vårt fall hexagoner). I denna studie beräknades ett TBI för varje hexagon för att kvantifiera förändringen i artsammansättning mellan den första och den andra

undersökningen, vilket här motsvarar resultaten från de två olika modelleringsmetoderna. TBI-index kan delas upp i artförluster och artvinster samt testas för statistisk signifikans, vilket möjliggör identifiering av både förändringens riktning i varje hexagon och huruvida förändringen i artsammansättning är signifikant. Analysen genomfördes i två steg. Först jämfördes utdata från OCC och Frescalo-algoritmen (utan Random Forest) för samtliga hexagoner i naturvärdesregionerna 1 och 15. Därefter jämfördes utdata från OCC och modellkedjan Frescalo + Random Forest inom fältvalideringsområdet kring Finspång (6253 hexagoner), beläget i region 1.

**Probabilistisk artrikedom (Probabilistic Species Richness, prob-SR)** är ett alternativt index till traditionell artrikedom. Till skillnad från klassiska mått tar prob-SR hänsyn till osäkerhet och variation i artdetektion. Prob-SR beräknades för varje hexagon genom att summera förekomstsannolikheterna för samtliga arter inom rutcellen. Eftersom syftet var att jämföra resultaten mellan de två modelleringsansatserna normaliserades de resulterande prob-SR-värdena över alla hexagoner till ett intervall mellan 0 och 1. Prob-SR jämfördes mellan modelleringsansatserna på två nivåer: dels för samtliga hexagoner inom hela Finspångsområdet, dels för de 24 rutceller som användes för modellvalidering inom Finspångsområdet

### 2.3. Fältvalidering av modellerna

Inom 15 km från Finspång gjordes ett urval av totalt 50 hexagoner som besöktes i fält och inventerades enligt svensk standard för naturvärdesinventering (Swedish Institute for Standards, 2023). Urvalet baserades på OCC-modellen, där objekt med varierande naturvärde inkluderades. För att få en bra representation av områden med höga naturvärden inkluderades även åtta hexagoner som överlappade med skyddad natur. Av de 50 hexagonerna besöktes 39 i fält (enstaka avverkade objekt bedömdes från kartbild). Totalt exkluderas 15 hexagoner från fortsatt analys på grund av att de saknade artförekomster eller blivit slutavverkade, vilket resulterade i 24 hexagoner som användes för analys.

Inom varje hexagon utfördes en naturvärdesinventering i all sammanhängande barrskog (>70% barrträd, grundytbevåg) med en storlek av minst 0,5 hektar. Från inventeringen valideras modellen mot det noterade artvärdet (1= Mycket högt, 2 = Högt, 3 = Påtagligt, 4 = Visst, 5 = Lågt eller obetydligt). Detta innebar att varje hexagon kan innehålla flera objekt med olika artvärden. För att möjliggöra en direkt jämförelse mellan modellbaserade prediktioner och fältbaserade observationer på hexagonnivå användes ett arealviktat medelvärde.

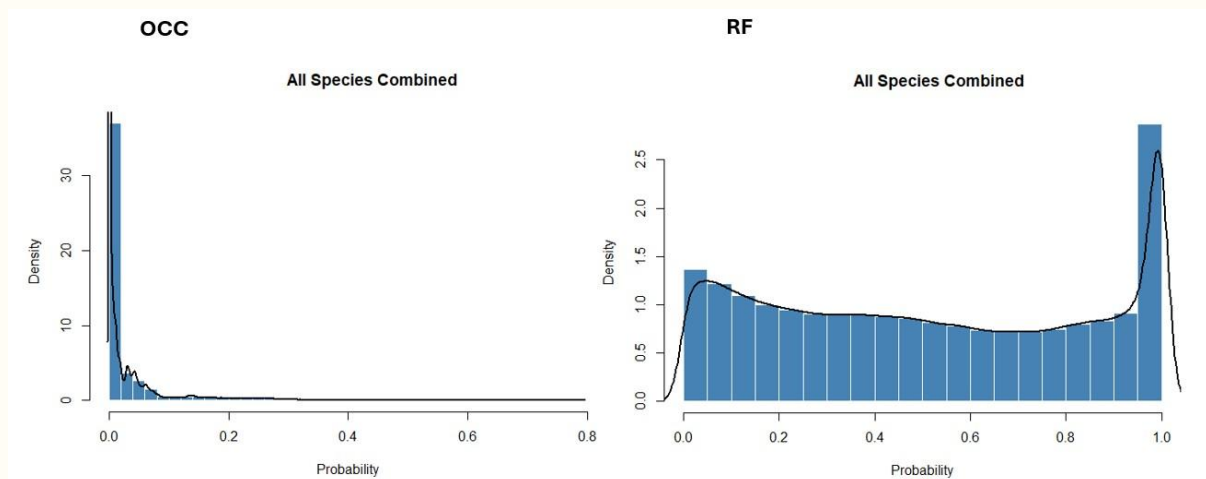
## 3. Resultat

### 3.1. Sannolikhet för artförekomst och mönster i biologisk mångfald.

Analyser i regionerna 1 och 15 och indikerar en generell förskjutning mot högre modellerade förekomstsannolikheter när RF-baserad efterbearbetning används (Parat t – test:  $p < 0,05$ ). Ett permutationstest visade dock en mycket liten skillnad i artsammansättningen mellan modellerna ( $p$ -värden  $< 0,05$  i 2-15% av hexagonerna, beroende av artgrupp och region). Detta betyder att relativa skillnaderna mellan hexagoner är lika mellan modellerna, trots att Frescalo + RF predikterar högre förekomstsannolikheter.

I den andra analysen (närheten av Finspång) uppvisade endast 23 % av hexagonerna (1 449 av 6 253) skillnader i artsammansättning. För majoriteten av hexagonerna kunde inga skillnader i artsammansättning påvisas, vilket indikerar att båda modelleringsansatserna fångar i huvudsak samma rumsliga biodiversitetsmönster. Dock fanns absoluta skillnader i förekomstsannolikheter för enskilda arter (Figur 2). OCC-skattningarna är kraftigt skevade, med en tydlig koncentration av sannolikheter nära noll och en snabb avtagande frekvens vid högre värden. I kontrast visar Frescalo + RF en betydligt jämnare och bredare fördelning av sannolikheter, med en tydlig ansamling av höga värden, inklusive sannolikheter nära ett. Detta bekräftar att RF-baserade modeller generellt tenderar att tilldela högre sannolikheter

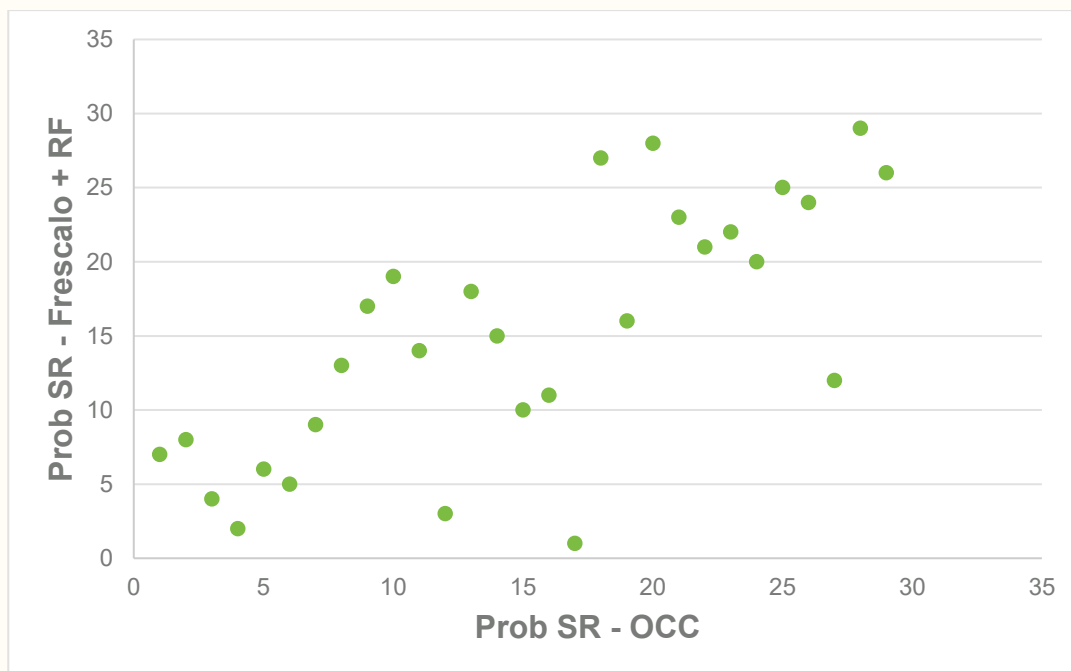
Sammantaget tyder resultaten på att Frescalo + RF höjer nivåerna på skattade förekomstsannolikheter, men utan att i någon större omfattning förändra de storskaliga biodiversitetsmönstren jämfört med OCC.



Figur 2. Den relativa frekvensen av modellerade förekomstsannolikheter för Hierarchical Species Occupancy Models (OCC) (till vänster) och Frescalo + Random Forest (RF) (till höger). Sannolikhetsvärdena är modellerade för 6253 hexagoner i Finspång-området.

## 3.2. Probabilistisk artrikedom (prob-SR) i fältinventerade hexagoner

Precis som förekomst sannolikheter för enskilda arter så var den modellerade artrikedomen (prob-SR) generellt högre för Frescalo + RF än för OCC. Trots detta var den relativa rangordningen av naturvärden i hexagoner likartad mellan modellerna. Det innebär att samma områden i hög grad identifierades som relativt artrika, även om de absoluta värdena skilde sig (figur 3). Denna överensstämmelse i relativa mönster är förenlig med resultaten från TBI-analysen, som visade att modellerna i huvudsak uppvisar likartade biodiversitets- och artsammansättningsmönster, trots systematiska skillnader i skattade sannolikhetsnivåer.

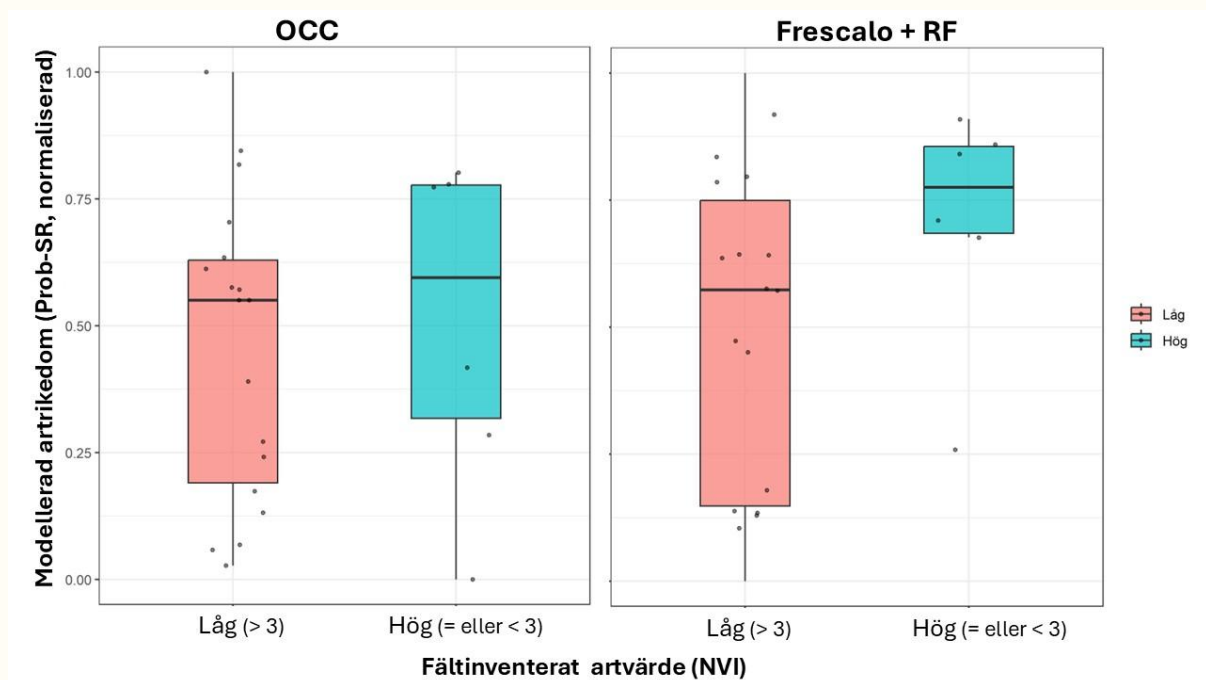


Figur 3. Ranking av probabilistisk artrikedom (prob-SR) från de två modelleringsmetoderna i 29 rutnät (här inkluderades ytterligare 5 rutnät som inte hade artobservationer). Normaliserad prob-SR representerar probabilistisk artrikedom skalad till intervallet 0–1 över samtliga hexagoner. Figuren visar skillnader och likheter i ranking mellan de två modelleringsansatserna (Frescalo + RF och OCC).

## 3.3. Fältvalidering av modellerna och samband med artvärde (NVI)

Sambandet mellan artvärdet (NVI) från fältinventeringen och modellerad artrikedom (Prob-SR) var tydligare för Frescalo + RF än för OCC (Figur 4). Ett t-test visar att det inte finns någon skillnad i OCC mellan höga och låga fältinventerade värden ( $p=0,72$ ). Dock finns det en tendens till en sådan skillnad för Frescalo + RF ( $p=0,15$ ). Notera att det finns ett avvikande värde i gruppen högt fältinventerat artvärde (Prob-sr=0,26). Detta motsvarar en yngre barrskog med inslag av överståndare, silverved och en större klippa där det finns inslag av naturvårdsarter. Således avviker den från övriga objekt i kategorin med att ha ett

betydligt lägre biotopvärde. Om detta objekt exkluderas, så blir skillnaden mellan grupperna statistiskt signifikant ( $p=0,05$ ).



Figur 4. Sambandet mellan fältinventerat artvärde och modellerad artrikedom för de två modelleringsmetoderna (OCC och Frescalo + RF) i 24 hexagoner i Finnsångområdet. Artvärdet har i figuren delats i två kategorier (låg och hög). Notera att artvärden  $< 3$  i NVI motsvarar hög artrikedom. Den modellerade artrikedom (Prob-SR) är normaliserad.

### 3.4. Prediktion av enskilda arter

För enskilda arter var det inte möjligt att genomföra en robust utvärdering, då antalet observationer i fält var begränsat. För OCC observerades endast två av dom modellerade arterna, vardera i en enskild hexagon. För Frescalo + RF observerades fler av de modellerade arterna, men förekomsterna var generellt få och ojämnt fördelade.

Sammantaget kunde inget tydligt samband påvisas mellan modellerad förekomstsannolikhet och faktisk förekomst i fält för enskilda arter.

## 4. Diskussion

Resultaten visar att båda modelleringsansatserna i stor utsträckning identifierar samma områden som relativt artrika, trots att modellerna bygger på olika metodologiska antaganden och hanterar opportunistiska artdata på olika sätt. Detta stärker tilltron till att de observerade mönstren är robusta och inte enbart är en effekt av en specifik modellstruktur. Särskilt betydelsefullt är att överensstämmelsen gäller den relativa rangordningen av områden, det vill säga att samma områden i stor utsträckning identifierades som särskilt artrika oberoende av modellansats. I praktiska tillämpningar, exempelvis naturvårdsplanering och prioritering av inventeringsinsatser, är denna typ av relativ rangordning ofta mer relevant än de absoluta värdena i sig.

Samtidigt finns skillnader mellan modellerna när det gäller absoluta skattningar. Frescalo + Random Forest genererade generellt högre förekomstsannolikheter och högre modellerad artrikedom än occupancy-modellerna. Resultaten understryker därför vikten av att tolka modellerade sannolikheter och artrikedom relativt snarare än absolut, särskilt vid jämförelser mellan olika modelltyper.

Jämförelsen med fältinventerade artvärden enligt NVI visar att modeller baserade på opportunistiska artdata har potential att fånga biologiskt relevanta mönster i landskapet. Sambandet mellan modellerad artrikedom och fältinventerat artvärde var tydligare för Frescalo + RF än för occupancy-modellerna, vilket kan indikera att Frescalo-baserade ansatser är mer robusta i praktiska tillämpningar där observationsdata är ojämnt fördelade i landskapet. Resultaten bör dock tolkas med försiktighet eftersom fältunderlaget var begränsat och omfattade relativt få inventerade områden.

En central begränsning i studien är just det begränsade antalet fältinventerade hexagoner, vilket försvårade möjligheten att genomföra en robust validering av modellernas prediktiva förmåga, särskilt för enskilda arter. För flera arter var antalet observationer i fält mycket lågt, vilket gjorde det svårt att avgöra om avsaknaden av samband mellan modellerad förekomstsannolikhet och faktisk förekomst berodde på modellernas begränsningar eller på ett otillräckligt statistiskt underlag.

Ytterligare en begränsning är att analysen inte differentierade mellan olika habitattyper inom barrskogar. Eftersom analysen genomfördes på ett begränsat antal analysenheter var det inte möjligt att stratifiera modeller och validering efter habitattyp. Detta kan ha maskerat art-miljörelationer och reducerat modellernas förmåga att prediktera förekomst för arter med specifika habitatkrav.

Även avsaknaden av klimatvariabler kan ha påverkat resultaten. Klimatförhållanden kan ha betydelse för skogliga naturvårdsarter.

Indelningen av landskapet i ett fast hexagonnät medförde dessutom att många analysenheter blev heterogena och innehöll flera olika habitattyper inom samma hexagon. Denna interna variation kan ha reducerat precisionen i både de modellerade värdena och de fältinventerade skattningarna av artvärde. För arter med stark koppling till specifika miljöförhållanden kan detta vara särskilt problematiskt. I framtida studier rekommenderas därför att använda mer homogena analysenheter som bättre avgränsar arters potentiella habitat. Detta skulle sannolikt ge mer representativa mått på både modellerad artrikedom

och fältinventerade artvärden och därmed möjliggöra en mer rättvis utvärdering av modellernas förmåga att prediktera förekomst av enskilda arter.

#### 4.1. Slutsats

Sammantaget indikerar resultaten att modeller baserade på öppna artdata har potential att fungera som ett praktiskt stöd för att identifiera områden som sannolikt är biologiskt värdefulla och därmed prioritera inventerings- och planeringsinsatser inom skogsbruket. Modellerna bör dock i nuläget främst ses som ett prioriteringsstöd och inte som ett fullständigt beslutsunderlag för bedömning av enskilda artförekomster. För fortsatt utveckling rekommenderas större fältunderlag, användning av mer homogena analysenheter samt inkludering av klimatvariabler i modellerna.

## 5. Referenser

- Ahlkrona, E., Cristvall, C., Jönsson, C., Mattisson, A. & Olsson, B. (2019). *Nationella marktäckedata 2018 basskikt* [online]. Naturvårdsverket. (Utgåva 2.1).
- August, T., Powney, G., Outhwaite, C., Harrower, C., Hill, M., Hatfield, J., Mancini, F. & Isaac, N. (2020). sparta: Trend analysis for unstructured data. *R package version 0.1*, 40.
- Aulén, G., Gustafsson, L. & Kruys, N. (2015). *Skogliga naturvärdesregioner för södra Sverige = Forest biodiversity regions in southern Sweden*. Växjö: Södra. ISBN 978-91-637-6239-0.
- Bubnicki, J. W., Angelstam, P., Mikusiński, G., Svensson, J. & Jonsson, B. G. (2024). The conservation value of forests can be predicted at the scale of 1 hectare. *Communications Earth & Environment*, 5(1), ss. 1–17 Nature Publishing Group.
- Copernicus (2018). Tree Cover Density 2018 (raster 10 m, 100 m), Europe, yearly. European Union. Tillgänglig: <https://land.copernicus.eu/en/products/high-resolution-layer-forests-and-tree-cover/tree-cover-density-2018-raster-10-m-100-m-europe-yearly>. [Hämtad den 2026-06-05].
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guénard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P. & Madi, N. (2025). *Adespatial: Multivariate multiscale spatial analysis (Version 0.3–27)[R package]*.
- Ekholm, A., Rubene, D., Campbell, C., Montràs-Janer, T., Ruete, A. & Widenfalk, L. (2026). *Prediktion av skogliga naturvärden med öppna data, skogsbruksplaner och naturvärdesbedömningar*. Uppsala: Greensway AB.
- European Environment Agency (2025). *Copernicus Land Monitoring Service. Medium resolution vegetation phenology and productivity (MRVPP)*. Copenhagen: European Environment Agency.
- GBIF (2025a). Global Biodiversity Information Facility a (GBIF). GBIF Occurrence Download. Tillgänglig: <https://doi.org/10.15468/dl.wqr5r5>. [Hämtad den 2025-01-16].
- GBIF (2025b). Global Biodiversity Information Facility b (GBIF). GBIF Occurrence Download. Tillgänglig: <https://doi.org/10.15468/dl.fc3dwq>. [Hämtad den 2025-01-16].
- GBIF (2025c). Global Biodiversity Information Facility c (GBIF). GBIF Occurrence Download. Tillgänglig: <https://doi.org/10.15468/dl.9uuvpr>. [Hämtad den 2025-01-16].
- Gillings, S., Balmer, D. E., Caffrey, B. J., Downie, I. S., Gibbons, D. W., Lack, P. C., Reid, J. B., Sharrock, J. T. R., Swann, R. L. & Fuller, R. J. (2019). Breeding and wintering bird distributions in Britain and Ireland from citizen science bird atlases. *Global Ecology and Biogeography*, 28(7), ss. 866–874 Wiley Online Library.
- Guillera-Arroita, G. (2017). Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography*, 40(2), ss. 281–295 Wiley Online Library.
- Haesen, S., Lembrechts, J. J., De Frenne, P., Lenoir, J., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Kopecký, M., Luoto, M., Maclean, I. & Nijs, I. (2021). ForestTemp–Sub-canopy microclimate temperatures of European forests. *Global Change Biology*, 27(23), ss. 6307–6319 Wiley Online Library.
- Hijmans, R. J., Bivand, R., Dyba, K., Pebesma, E. & Sumner, M. (2023). Terra [R Package]. *R Programming Language*.
- Hill, M. O. (2012). Local frequency as a key to interpreting species occurrence data when recording effort is not known. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(1), ss. 195–205 Wiley Online Library.
- Isaac, N. J., van Strien, A. J., August, T. A., de Zeeuw, M. P. & Roy, D. B. (2014). Statistics for citizen science: extracting signals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(10), ss. 1052–1060 Wiley Online Library.
- Jonzén, J., Nilsson, M., Olsson, H., Larsson, S., Nilsson, L. & Persson, A. (2016). Skogliga grunddata. *Fakta. Skog*, (2016: 8).
- Legendre, P. (2019). A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. *Ecol Evol* 9: 3500–3514.
- Meineri, E. & Hylander, K. (2016). Data from: Fine-grain, large-domain climate models based on climate station and comprehensive topographic information improve microrefugia detection. Dryad. Tillgänglig: <https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.78r91>. [Hämtad den 2025-02-18].

- Meineri, E. & Hylander, K. (2017). Fine-grain, large-domain climate models based on climate station and comprehensive topographic information improve microrefugia detection. *Ecography*, 40(8), ss. 1003–1013.
- Montràs-Janer, T., Suggitt, A. J., Fox, R., Jönsson, M., Martay, B., Roy, D. B., Walker, K. J. & Auffret, A. G. (2024). Anthropogenic climate and land-use change drive short-and long-term biodiversity shifts across taxa. *Nature Ecology & Evolution*, ss. 1–13 Nature Publishing Group UK London.
- Naimi, B., Hamm, N. A., Groen, T. A., Skidmore, A. K., Toxopeus, A. G. & Alibakhshi, S. (2019). ELSA: Entropy-based local indicator of spatial association. *Spatial statistics*, 29, ss. 66–88 Elsevier.
- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Borrelli, P., Köninger, J., Ballabio, C., Orgiazzi, A., Lugato, E., Liakos, L., Hervas, J., Jones, A. & Montanarella, L. (2022). European Soil Data Centre 2.0: Soil data and knowledge in support of the EU policies. *European Journal of Soil Science*, 73(6), s. e13315.
- Pescott, O. L., Humphrey, T. A., Stroh, P. A. & Walker, K. J. (2019). Temporal changes in distributions and the species atlas: How can British and Irish plant data shoulder the inferential burden? *British & Irish Botany*, 1(4), ss. 250–282.
- Ruete, A., Arlt, D., Berg, Å., Knape, J., Żmihorski, M. & Pärt, T. (2020). Cannot see the diversity for all the species: Evaluating inclusion criteria for local species lists when using abundant citizen science data. *Ecology and Evolution*, 10(18), ss. 10057–10065.
- Ruete, A., Pärt, T., Berg, Å. & Knape, J. (2017). Exploiting opportunistic observations to estimate changes in seasonal site use: An example with wetland birds. *Ecology and Evolution*, 7(15), ss. 5632–5644.
- Skogsstyrelsen (2020). *Ett urval av naturvårdsarter och andra indikatorarter*. Enheten för statistik och datainsamling.
- Skogsstyrelsen & Naturvårdsverket (2023). *Digitala värden i skog: uppdrag att utveckla digitala kunskapsunderlag om skogens natur- och kulturmiljövården*. (2023/12).
- Suggitt, A. J., Wheatley, C. J., Aucott, P., Beale, C. M., Fox, R., Hill, J. K., Isaac, N. J., Martay, B., Southall, H. & Thomas, C. D. (2023). Linking climate warming and land conversion to species' range changes across Great Britain. *Nature Communications*, 14(1), s. 6759 Nature Publishing Group UK London.
- Swedish Institute for Standards (2023). *SIS/TS 199002:2023, Naturvärdesinventering (NVI) – Kartläggning och värdering av biologisk mångfald – Dataproduktspecifikation och listor med biotopbeteckningar*.
- Valavi, R., Elith, J., Lahoz-Monfort, J. J. & Guillerá-Arroita, G. (2021). Modelling species presence-only data with random forests. *Ecography*, 44(12), ss. 1731–1742.

## 6. Bilaga 1

Tabell 1. Variabler från tillgängliga öppna källor som användes i analyserna.

Variabler	Datatyp och källa
Våtmark, Åkermark, Öppen utan och med vegetation, Sjö, Tallskog på/utanför våtmark, Granskog på/utanför våtmark, Exploaterad, Barrblandskog, Lövblandad, Triviallövskog, Ädellövskog, Trivialadel, Temporär ej skog (andel)	Ahlkrona m.fl. (2019)
Krontäckning (genomsnitt och standardavvikelse)	Copernicus, (2018)
Volym av tall och gran (genomsnitt och första kvartilen)	Skogstyrelssen, (2025)
Markfuktighet (genomsnitt och standardavvikelse)	Skogstyrelssen, (2025)
Naturvärdeskarta skog (genomsnitt, standardavvikelse och maximivärde)	Bubnicki <i>m.fl.</i> , (2024)
Mikroklimat (genomsnitt, maximivärde och minimivärde)	Haesen <i>m.fl.</i> , (2021)
Terrängvariablerna: Högt över havsnivån, Terrängskrovlighetsindex, Exponering (coefficient of variance) och Lutning (standardavvikelse)	Hijmans <i>m.fl.</i> , (2023)
Jordart: Cac03 och Ph20 (genomsnitt och standardavvikelse)	Panagos <i>m.fl.</i> , (2022)
Växtfenologi och produktivitet: Längd på växtsäsong (genomsnitt), Vårfenologi i tid (genomsnitt), Hösfenologi i tid (genomsnitt) och Total produktivitet under året (genomsnitt)	European Environment Agency, (2025)
Akkumulerad temperatursumma (genomsnitt)	Meineri & Hylander (2016, 2017)
Entropi (genomsnitt)	Naimi <i>m.fl.</i> , (2019)