

Prediktion av skogliga naturvärden med öppna data, skogsbruksplaner och naturvärdesbedömningar

Februari 2026



Greensway

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

Dokumenttitel: Prediktion av skogliga naturvärden med öppna data, skogsbruksplaner och naturvärdesbedömningar

Uppdragsansvarig: Lina Widenfalk

Författare: Adam Ekholm, Diana Rubene, Charles Campbell, Teresa Montràs-Janer, Alejandro Ruete, Lina Widenfalk

Analys och modellering: Teresa Montràs-Janer

Fotografier: Greensway AB

Kvalitetsgranskning: Lina Widenfalk

Dokumentdatum: 2026-02-03

Ärendenummer:

Beställare: Skogforsk

Sammanfattning

Fragmentering av livsmiljöer tillsammans med intensivare och ändrad markanvändning driver den globala nedgången av biologisk mångfald. Behovet av att identifiera, kartlägga och skydda kvarvarande områden med höga naturvärden är därför brådskande, särskilt i intensivt skötta landskap. I Norden har skogsbruket intensifierats sedan tidigt 1800-tal. Detta har resulterat i ett skifte från skogar formade av naturliga störningar - så som brand, vind och översvämningar - till skogar formade av skogsbruk. Därför har skogar med höga naturvärden blivit sällsynta, samtidigt som konnektiviteten mellan dem blivit begränsad.

Som ett svar på hotet mot biologisk mångfald har flera stora aktörer lagt om investeringsstrategier mot hållbarhet. Dock kräver detta utarbetade system för att bedöma biologisk mångfald. I detta projekt vill vi därför utveckla en modell för att prediktera naturvärden som kan användas tillsammans med andra verktyg som beskriver kolinlagring, sociala värden och ekonomiska värden för att hitta synergier och maximera nyttan med markanvändningen. Detta kan sedan ligga till grund för ett beslutsunderlag riktat till alla skogsägare, oavsett storlek på innehav eller målsättning med ägandet. I projektet har vi testat hur olika typer av data, som varierar i tillgänglighet, kan användas för att prediktera naturvärden för olika skogstyper i fyra olika landskap i Sverige. Till detta använde vi oss av i) öppna data, ii) skogsbruksplaner, och iii) fältbaserade naturvärdesbedömningar. För prediktion av naturvärde användes modellen *Random Forest* som är en typ av maskininlärning som kan hantera komplex ekologiska data. För att validera resultaten utfördes även en fältinventering inom två landskap i mellersta Sverige.

Den bästa modellen klarade av att identifiera 89 % av alla tallskogar som tidigare klassats med höga naturvärden utifrån naturvärdesbedömningar. I denna modell var skogsålder från skogsbruksplanen den variabel som bäst förklarade naturvärden. Tallskogar med en ålder mellan 105 och 119 hade enligt modellen en sannolikhet på 75 % att ha höga naturvärden. Träffsäkerheten för barrblandskog, granskog och lövblandad barrskog var betydligt lägre, troligen på grund av att de skogstyperna var mer sällsynta i urvalet av områden. Modellen presterar bättre med mer underlag eftersom den lättare kan se mönster och förutse naturvärden.

I denna studie visar vi att naturvärden i tallskogar kan förutses med en hög säkerhet. Vi visar även att beståndsålder – ensamt – kan förklara mycket av naturvärdet i en tallskog. Vår metod kan underlätta för skoglig planering och naturvård genom att identifiera tallskogar med höga naturvärden i ett tidigt skede innan fältbesök. Samtidigt kan det användas tillsammans med liknande verktyg som beskriver andra värden för att hitta synergier och maximera nyttan med markanvändningen. Liknande modeller kan vidareutvecklas för att andra skogstyper, vilket sedan kan användas för att planera grön infrastruktur och strategisk naturvård.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
Innehållsförteckning.....	4
1. Bakgrund.....	5
1.1. Projektets syfte	6
2. AP2 – Beskrivning av befintliga och utformning av anpassade värderingsmetoder för biologisk mångfald	8
2.1. Befintliga värderingsmetoder för biologisk mångfald.....	8
2.1.1 Vad är biologisk mångfald?	8
2.1.2 Varför mäter vi biologisk mångfald?	8
2.1.3 Hur mäts biologisk mångfald? – Ett internationellt perspektiv.....	8
2.1.4 Hur mäts biologisk mångfald i skog? - Ett nationellt perspektiv	9
2.1.5 Naturvärdesbedömning	10
2.1.6 Naturvärdesinventering	10
2.1.7 Digitala metoder för att prediktera naturvärden.....	11
2.2. Utformning av värderingsmetoder för biologisk mångfald	11
2.2.1 Studieområde och data.....	12
2.2.2 Urval av data.....	16
2.2.3 Responsvariabel.....	16
2.2.4 Modellen	17
2.2.5 Modellering.....	17
2.2.6 Utvärdering av modeller.....	18
2.2.7 Resultat.....	18
3. AP3 -Fältvalidering av modell för att prediktera naturvärden.....	25
3.1. Utförande	25
3.1.1 Tidsåtgång och kompetenskrav för de olika metoderna.....	26
3.1.2 Avvikelser mellan metoder.....	27
4. Diskussion – Utformning och validering av värderingsmetod för biologisk mångfald (AP2, AP3).....	28
4.1.1 Bäst prediktion för tallskogar	28
4.1.2 Skogsbruksplaner bidrar till bättre modeller	28
4.1.3 Beståndsålder förutser naturvärdet	29
4.2. Landskapsspecifika modeller är att föredra	30
4.3. Praktisk tillämpning – Hur kan en markägare använda modellen?	30
4.4. Slutsats	31
4.5. Uppdragsgivare	31
Referenser	32

1. Bakgrund

Den biologiska mångfalden minskar globalt. Takten som arter dör ut är snabbare än vad som förväntas i ett naturligt tillstånd (Díaz and Malhi 2022). Orsakerna bakom detta är bland annat förändrad och/eller mer intensiv markanvändning, fragmentering av naturliga miljöer och klimatförändringar (IPBES 2019). Förändrad markanvändning påverkar artsamhällen och minskar den lokala artrikedomen (Newbold et al. 2015, 2016), samtidigt som intensiteten på markanvändning ofta innebär en avvägning mellan biologisk mångfald och produktion (Beckmann et al. 2019). För att minska den mänskliga påverkan på biologisk mångfald är det därför viktigt att bevara och utveckla områden med höga naturvärden.

Som ett svar på hotet mot biologisk mångfald har flera stora aktörer lagt om investeringsstrategier mot hållbarhet, vilket sannolikt även kommer göras av fler aktörer i framtiden (Sollander et al. 2021). Idag finns modeller utarbetade för att kompensera och främja biodiversitet, exempelvis habitat banking som innebär att lämpliga miljöer restaureras och sedan erbjuds till exploatörer i behov av kompensering (Kruys et al. 2015). Denna typ av lösningar kräver utarbetade system för att bedöma biologiska värden.

I Norden växte ett storskaligt och extensivt skogsbruk fram under 1800-talet. Hög efterfrågan på skoglig råvara resulterade i att skog avverkades allt längre norrut. Samtidigt skedde även ett skifte i skogsskötsel – från selektiv- och dimensionsavverkning till trakthyggesbruk (Lundmark et al. 2013). I trakthyggesbruket gallras och röjs bestånd till största del underifrån, vilket skapar homogena och enskiktade bestånd. Vid en viss ålder avverkas skogen och därefter planteras en ny. Slutavverkning inom trakthyggesbruket resulterar i en snabb förändring av artsamhället (Stenbacka et al. 2010, Hjältén et al. 2012) och har en negativ påverkan på flera sällsynta och hotade arter (Hjältén et al. 2012, Rudolphi et al. 2014). Under stora delar av 1900-talet togs ingen hänsyn till naturvärden vid skogsbruk. Det var även vanligt med stora hyggen, intensiv markberedning och användning av kemiska bekämpningsmedel så som DDT och hormoslyr (Simonsson 2022).

Skogsbruket har gjort att skogar formade av naturliga störningar (exempelvis brand, vind och översvämning) blivit mer formade av skoglig skötsel (Östlund et al. 1997, Linder and Östlund 1998, Kuuluvainen and Aakala 2011, Berglund and Kuuluvainen 2021). Exempelvis uppskattas mängden död vara mellan 50 -120 m³ i naturliga skogar medan den är mellan 3 - 10 m³ i brukade skogar (Siitonen 2001). Även andra strukturer som är viktiga för biologisk mångfald har minskat, så som skoglig kontinuitet, silverved, skiktade skogar och gamla träd (Berg et al. 1994, Larsson Ekström et al. 2023). Detta har lett till ett variationsfattigt landskap där konnektiviteten mellan skogar med höga naturvärden är begränsad (Nordén et al. 2013, Svensson et al. 2020). Skogsbruk är idag ett hot mot flera skogslevande arter (Hyvärinen et al. 2019, SLU Artdatabanken 2020).

För att minska den negativa effekten av skogsbruk på biologisk mångfald behöver skogar med höga naturvärden (tydliga spår av naturliga störningar) kartläggas och sättas i ett rumsligt sammanhang. Idag finns det flera olika metoder för att bedöma naturvärden på beståndsnivå (exempelvis Swedish Institute for Standards 2023, Pilstjärna 2023). Dessa ställer olika krav på utföraren och varierar i tidsåtgång. Gemensamt är att samtliga metoder kräver ett fältbesök, vilket gör det resurskrävande att kartlägga naturvärden över stora arealer. På senare tid har satellitbilder och öppna källor med miljödata skapat nya

möjligheter att modellera grön infrastruktur i skogliga miljöer (e.g. Potapov et al. 2017, Sabatini et al. 2018, Bubnicki et al. 2024). I Norden finns studier som har kartlagt naturvärden i skogar på landskapsnivå, men dessvärre är de begränsade i sin möjlighet att prediktera naturvärden på beståndsnivå (Ørka et al. 2022, Bubnicki et al. 2024). Att modellera naturvärden på beståndsnivå skulle underlätta både strategisk planering av naturvård samtidigt som det kan hjälpa till att prioritera och minska antalet bestånd som behöver en fältbedömning. Bland annat är det möjligt att upptäcka var naturvärden finns aggregerade, hur konnektivitet mellan naturvärden kan förbättras samt vilka strukturer och element som är viktiga i ett landskap. Genom bättre prediktionsverktyg för kartläggning av troligt höga naturvärden på bestånds- och landskapsnivå finns möjlighet att prioritera naturhänsyn till de områden där det gör mest nytta. Ett sådant underlag kan tillsammans med andra underlag som beskriver ekonomiska och sociala värden användas för att bättre tillgodose alla skogens värden.

1.1. Projektets syfte

I detta projekt vill vi utveckla en modell som kan prediktera skogliga naturvärden på bestånd- och landskapsnivå. Projektet är en del av ett större forskningsprojekt där modellen är tänkt att användas tillsammans med andra verktyg som beskriver kolinlagring, sociala värden och ekonomiska värden för att hitta synergier och maximera nyttan med markanvändningen. Detta kan sedan ligga till grund för ett beslutsunderlag riktat till alla skogsägare, oavsett storlek på innehav eller målsättning med ägandet. På så sätt skapas en överblick och en möjlighet att värdera olika skötselriktningar, skapa synergier och minska konflikter mellan olika mål i brukandet av skog.

Att ta fram en modell för att beskriva naturvärden görs i två separata arbetspaket (AP2, AP3). I AP2 går vi igenom befintliga internationella och nationella värderingsmetoder för biologisk mångfald. Detta ger en förståelse för hur naturvärden mäts och vilken data som är viktigt vid utvecklingen av en modell. Mot bakgrund av AP2 utvecklar vi sedan en modell som ska kunna skalas upp för att bli heltäckande inom det svenska skogsbruket. Den baseras på tre typer av data: öppna data, data från skogsbruksplaner och data från fältbaserade naturvärdesbedömningar. Syftet med att använda olika typer av data är att testa om svårtillgängliga data (från skogsbruksplaner och naturvärdesbedömningar) bidrar till att skapa bättre modeller. Dessa modeller valideras sedan i fält i AP3.

I detta projekt använder vi oss av fyra landskap i Sverige. Resultatet från den mest säkra modellen valideras sedan i fält mot tre fältbaserade metoder för bedömning av naturvärden (Canopy forest monitor, naturvärdesinventering enligt svensk standard och Sveaskogs metod för naturvärdesbedömning, se avsnitt 2.3).

I projektet söker vi svar på följande frågor:

- i) Hur väl predikterar öppna datakällor naturvärden på beståndsnivå?
- ii) Kan data från skogsbruksplaner och fältbaserade naturvärdesbedömningar förbättra prediktionen av naturvärden?

- iii) Kan en modell som är utvecklad i ett landskap appliceras på ett annat landskap, med avseende på variabler som är viktiga för identifiering av naturvärden?
- iv) Hur är bestånd med höga naturvärden aggregerade på landskapsnivå?
- v) Hur förhåller sig modellen med lägst felmarginal till tre fältbaserade metoder för att uppskatta naturvärden?

2. AP2 – Beskrivning av befintliga och utformning av anpassade värderingsmetoder för biologisk mångfald

2.1. Befintliga värderingsmetoder för biologisk mångfald

2.1.1 Vad är biologisk mångfald?

Biologisk mångfald är ett komplext begrepp som berör variationsrikedom av ekosystem, arter och gener inom arter. Det kan också beskrivas som variation i sammansättning, struktur och funktion inom landskap, samhällen/ekosystem, arter och genetisk nivå (Noss 1990). Att fånga ett värde som mäter alla aspekter av biologisk mångfald är inte möjligt. Oftast mäter vi i stället naturvärden, vilket är något som ger förutsättningar för biologisk mångfald. Detta kan vara förekomst av hotade arter eller strukturer som är viktiga för arter så som gamla träd eller död ved.

2.1.2 Varför mäter vi biologisk mångfald?

Biologisk mångfald mäts framför allt inom miljöövervakning eller i anslutning till exploatering av natur. Genom att mäta biologisk mångfald kan områden med höga naturvärden undantas från exploatering, alternativt kompenseras genom att avsätta andra områden, så kallad ekologisk kompensation. Vid en ökad efterfrågan på ekologisk kompensation finns även möjligheter att identifiera och restaurera lämpliga habitat som sedan kan erbjudas till exploatörer som är i behov av att kompensera – så kallad habitat banking (Kruys et al. 2015). Det finns många metoder för att mäta biologisk mångfald och skatta behov av ekologisk kompensation. I nästa stycke (2.2) går vi igenom internationella metoder utifrån en vetenskaplig sammanställning med fokus på metoder för beräkning av ekologisk kompensation, *biodiversity offsetting metrics and methods* (Carreras Gamarra et al. 2018). Sedan tar vi ett nationellt fokus på metoder som används för att mäta biologisk mångfald i skog (2.3). Slutligen diskuterar vi hur vår modell kopplar till de metoder som idag finns för att mäta biologisk mångfald.

2.1.3 Hur mäts biologisk mångfald? – Ett internationellt perspektiv

The habitat hectares approach (HH) är en brett använd metod som mäter biologisk mångfald i förhållande till ett referensbestånd som bara formats av naturliga processer (Parkes et al. 2003). En poängsättning görs utifrån förekomst av strukturer och landskapskontexten. Varje variabel får en viktad poäng som summeras och multipliceras med den totala ytan på habitatet. Metoden (HH) har vidareutvecklats och tillämpas idag på flera håll, bland annat genom *Biodiversity significance index* (BSI). BSI tar även hänsyn till bevarandevärdet (conservation significance) av biotopen (Oliver et al. 2005). I denna metod ger en naturlig biotop som det finns gott om mindre poäng än en naturlig biotop som tidigare varit allmän men nu är mer sällsynt. *The metric for the biodiversity offsetting pilot in England* (MBOP) baseras också på HH men använder sig av koncepten "habitat distinctiveness" och "condition" (Department for Environment, Food and Rural Affairs 2025). Distinctiveness är ett

mått på habitatets värde och uppskattas genom att mäta artdiversitet, artrikedom, sällsynthet och om livsmiljön är viktig för sällsynta arter. *Condition* bedömer tillståndet på habitatet. Poängen fås genom en viktad sammanslagning av de båda parametrarna, tillsammans med arean på habitatet. *Significant environmental benefit* (SEB) är ytterligare ett mått som liknar HH men som även inkluderar ut ett bevarandevärde för enskilda, spridda träd som inte hör till ett större område (Government of South Australia 2005). Även *Module assessment method* (MAM) har stora likheter med HH (Morandau and Vilaysack 2012) och *SD VISta* (Verra 2024). Det senare är ett generellt ramverk som kan tillämpas i alla typer av miljöer och är utformat för företag som vill investera i biodiversitet. En poäng räknas ut enligt HH tillsammans med ett fristående biodiversity significance, vilket reflekterar områdets bidrag till Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework eller andra eventuella biodiversitetsmål som företaget har satt upp.

Andra metoder som inte har lika tydlig koppling till HH är bland annat *Uniform mitigation assessment method* (UMAM) som är utformad för våtmarker. Den består av en kvalitativ del som beskriver artsamhället och dess ekologiska funktion (Florida Department of State). Utifrån den kvalitativa delen görs en kvantitativ bedömning vilket ger en slutgiltig poäng. Poängsättning görs baserat på flera scenarion, både med eller utan exploatering och ekologisk kompensation. *Offset ratios* (OR) utgår från en klassning av sårbarhet för olika ekosystem som sträcker sig från "sårbar" till "akut hotad" (Department of Environmental Affairs and Development Planning 2007). Sårbarheten i kombination med flera andra variabler vägs sedan in för att räkna ut ett värde på biologisk mångfald. *Biotope valuation* (BV) värderar varje biotop utifrån kategorier som berör interna (artdiversitet, mänsklig påverkan, etc.) och externa (känslighet mot yttre störningar, sällsynthet av biotop, etc.) förhållanden (Ponizy 2011). Varje kategori poängsätts på en skala mellan 1–6, vilket summeras till ett slutgiltigt värde.

Det finns även andra metoder som har stort fokus på arter. *Habitat units* (HU) baseras på en lista av arter som är av ekonomisk eller ekologisk betydelse (US Fish and Wildlife Service 1980). Varje art får ett index som uppskattar det lokala habitatets lämplighet i förhållande till ett optimalt habitat. Det resulterande indexet multipliceras sedan med den totala arean på habitatet – och summeras för alla arter. Metoden är till stor del beroende av att hitta relevanta indikatorer som beskriver kvalitén på habitatet för varje enskild art. *Units of global distribution* (UD) bedömer risken för att en art utrotas genom en exploatering (Temple et al. 2012). Det baseras på mängden habitat eller individer av en art som påverkas av en åtgärd i förhållande till den totala mängden. Till exempel, om den globala utbredningen av en art är 1000 individer där 100 beräknas gå förlorade vid exploatering, så är förlusten lika med 10 enheter av den globala fördelningen.

2.1.4 Hur mäts biologisk mångfald i skog? - Ett nationellt perspektiv

I Sverige används Naturvärdesbedömningar (NVB) och naturvärdesinventering enligt svensk standard (NVI) som en proxy för att mäta biologisk mångfald i skog. I skogsbruket används framför allt NVB för att bedöma naturvärden, och det finns flera olika varianter av metoden (Pilstjärna 2023). Vid annan typ av exploatering som inkluderar markomvandling används sedan 2015 övervägande NVI. Nedan går vi först igenom ett urval av naturvärdesbedömningar för att sedan beskriva hur NVI används för bedömning av naturvärde och ekologisk kompensation.

2.1.5 Naturvärdesbedömning

En NVB bedömer strukturer som är viktiga för biologisk mångfald, så som beståndets skiktning, förekomst av gamla träd, död ved, död ved av speciella kvalitéer, naturvärdesträd och naturvårdsarter. Tillgången på strukturer påverkar vilken hänsyn som bör tas till naturvärden vid en skoglig åtgärd. Detta resulterar i att skogsbeståndet får en av följande målklasser – Produktion med generell hänsyn (PG), Produktion med förstärkt hänsyn (PF), Naturvård orört (NO) samt Naturvård med skötsel (NS). De två senare klasserna betyder att naturvärdet är så högt att ingen produktion bör bedrivas i beståndet.

Skogsbiologernas metod är en metod för NVB med regionala anpassningar som bäst lämpar sig för bestånd från 0,5 hektar upp till tiotals hektar (Drakenberg and Lindhe 1999). Här görs bedömningar utifrån en rad frågor som beskriver ståndorten och beståndet. Metoden fokuserar till stor del på själva beståndet och tar mindre hänsyn till det omgivande landskapet, men det finns ett kriterium kopplat till obrutet och väglöst landskap. I vissa regionala anpassningar tas även direkt hänsyn till mänsklig påverkan. Skogsbiologernas metod skiljer sig från andra metoder genom att det görs en kvalitativ bedömning av död ved och naturvärdesträd i stället för en kvantitativ bedömning i provytor. Metoden är en av få som naturvärdesbedömningar som utvärderats, där den har visat sig korrelera väl med förekomst av rödlistade arter (Hekkala et al. 2023a). *Sveaskogs metod* bygger till större del på provytor där naturvärdesträd och mängden död ved kvantifieras (Sveaskog 2023). Som komplement görs även bedömningar av variabler som berör bland annat artförekomst och skoglig kontinuitet. Varje bedömning får ett betyg mellan ett och tre. Antalet ettor och tvåor räknas ihop, vilket sedan resulterar i ett slutbetyg. Metoden tar hänsyn till sällsynthet av biotopen (bristbiotop), dock görs ingen jämförelse mot ett specifikt referensbestånd. En bedömning görs om beståndet har ett landskapsekologiskt värde, annars tas lite hänsyn till omgivande landskap. *Skogsbiologernas* och *Sveaskogs metod* har tillämpats och utvecklats av många andra aktörer. Här finns bland annat *Canopy forest monitor* vars fokus ligger på användarvänlighet och en tidseffektiv bedömning. *NVBx* är en förlängning av den senare metoden men fokuserar till större del på omgivande landskap och bristbiotoper. Den resulterar även i en 10-gradig betygsskala, i stället för målkasser. Även Skogsstyrelsen har tagit fram checklistor för inventering av nyckelbiotoper som till stor del liknar Sveaskogs metod, med både provytor och bedömning av biotopkaraktärer.

Alla de vedertagna metoderna för naturvärdesbedömning har många likheter, men skiljer sig också på flera punkter. Något som ofta saknas eller bara tas upp av ett fåtal metoder berör framför allt landskapsfaktorer, men också förekomst av nyckelarter och kvalitetsnedsättande faktorer (Pilstjärna 2023).

2.1.6 Naturvärdesinventering

Naturvärdesinventering (NVI) enligt svensk standard (Swedish Institute for Standards 2023) tillämpas i samband med olika typer av exploatering som inte är skogsbruk. Inventeringen kan utföras som en förstudie och/eller en fältinventering. I förstudien insamlas och bearbetas miljövariabler för att identifiera områden med potentiellt höga naturvärden. Detta ger en vägledning var den största delen av fältinventeringen bör läggas. Naturvärdet bedöms baserat på ett artvärde och ett biotopvärde för varje lokal. De två delarna klassas i sin tur på en femgradig betygsskala. Betyget för arter baseras på en (ej riktad) inventering och

datainsamling av värdearter. För biotopvärdet görs en bedömning av biotopens tillstånd (grad av negativ påverkan), sällsynthet och ekologiska funktion. Bedömningen resulterar i en naturvärdesklassning på en skala mellan 1–7, där "1" är högst naturvärde och "7" är negativt värde för biologisk mångfald. En separat bedömning görs även av det omgivande landskapet. Metoden är övergripande och täcker flera aspekter som är viktiga för biologisk mångfald. Generellt undantas områden med naturvärdesklass 1 (mycket högt naturvärde) och 2 (högt naturvärde) från exploatering, eller kompenseras för, medan vid naturvärdesklass 3 (påtagligt naturvärde) kan särskilda anpassningar och hänsyn tas.

Resultatet av en NVI kan användas vidare i Changing land use impact on biodiversity (CLIMB), som är en beräkningsmodell för biologisk mångfald (Ecogian 2024). CLIMB kan användas för att prediktera förväntade förändringar i biologisk mångfald för exempelvis ett område eller landskap som planeras påverkas av en exploatering. Ekologisk kompensation kan också tas med i beräkningen. I modellen beräknas först ett nuvärde av CLIMB-enheter (proxy för värde av biologisk mångfald) genom att multiplicera arealen med naturvärdet (poängsatt enligt naturvärdesklassningen från NVI) och ett landskapsvärde (inom eller utanför ett värdelandskap). Sedan görs en förändringsberäkning av CLIMB-enheter för både det påverkade området och det som används för kompensation. I en sådan beräkning görs bedömningar på 1) hur lång tid det tar att skapa/restaurera/förbättra en biotop till ett givet naturvärde, 2) hur svårt det är att skapa naturvärdet, 3) negativ påverkan på närliggande områden, 4) avstånd mellan kompensationsområdet och det påverkade området, men också 5) om åtgärden innebär att nya naturvärden skapas som inte annars hade funnits (additionalitet).

2.1.7 Digitala metoder för att prediktera naturvärden

Bortsett från fältbaserade metoder för att bedöma naturvärden finns även flera digitala metoder. Bubnicki et al. (2024) använde sig av Random Forest som är en algoritm för maskininlärning som predikterar naturvärden på bestånd- och landskapsnivå. I studien skapades en modell för hela Sverige som baserades på öppna data som beskriver landskap, topografi, skoglig struktur och socio-ekonomiska faktorer. Modellen fungerar väl för att beskriva naturvärden på landskapsnivå. Dock fokuserar den inte på sammanhängande enheter med liknande miljö och historik, så som bestånd, vilket skulle kunna ge en högre träffsäkerhet i att prediktera naturvärden.

I rutor med en storlek av 6,25 hektar använde Ruete et al. (2021) öppna miljödata tillsammans med artobservationer för att modellera artförekomst i ett landskap i centrala Sverige. Bland annat skapades en variabel för naturvärdesstrukturer (död ved och naturvärdesträd) utifrån befintliga beståndsdata. Modellen förutsåg förekomster av ett flertal arter och kunde påvisa förekomster av stora ansamlingar av naturvårdsarter. Dock är modellens utfall beroende av att det redan finns ett relativt högt antal artobservationer i ett landskap.

2.2. Utformning av värderingsmetoder för biologisk mångfald

Mot bakgrund av genomgången ovan så framkommer det att biologisk mångfald kan mätas och värderas på många olika sätt. Komponenter som oftast ingår i bedömningen är förekomst av viktiga strukturer för hotade arter, förekomst av vissa specifika arter eller

artgrupper, sällsynthet av biotop, arean av området samt kvalitet på omgivande landskap. Dessa komponenter kan prioriteras och vägas ihop på olika sätt i de olika metoderna. Syftet med värderingen av ett områdes betydelse för biologisk mångfald och hur resultatet är tänkt att användas bör vägleda valet av metod.

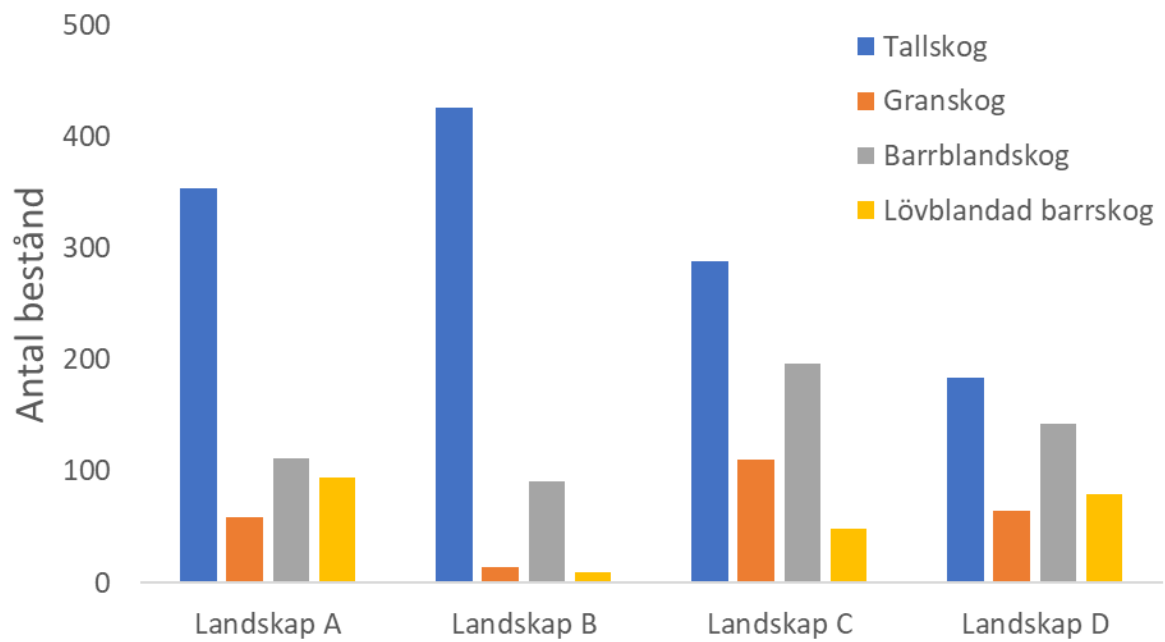
Många av variablerna som är viktiga för värdering av biologisk mångfald kan tydligt bedömas vid ett fältbesök. Att göra samma bedömning med en modell baserat på tillgängliga kartskikt med olika miljödata är svårare. Kvalitén och upplösningen (den rumsliga noggrannheten) för data behöver jämföras med den skala och detaljeringsgrad som krävs för bedömningen av exempelvis ett skogsbestånd av en viss storlek. Givet att fältdata samlas in vid både skogsbruksplanläggning och naturvärdesbedömning, så finns det en möjlighet att inkorporera fältdata med hög upplösning i modeller som predikterar biologisk mångfald.

I detta projekt utformar vi en egen värderingsmetod för biologisk mångfald som kan tillämpas på både bestånd- och landskapsnivå. Vår modell utgår från tillgängliga miljödata från öppna källor, skogsbruksplaner och naturvärdesbedömningar som beskriver markanvändning, skogens struktur, markstruktur och fuktighet (Tabell 1; Tabell 2). Naturvärdet i modellen kommer att klassas på en binär skala: produktionsskog eller skog med höga naturvärden. Ett syfte är att testa hur tillgången på data påverkar träffsäkerheten med modellen. Ett annat är att värdera hur generell modellen är över olika regioner och skogstyper.

2.2.1 Studieområde och data

Studien utfördes i fyra landskap i den boreala (landskap A, B, C) och boreonemorla (landskap D) delen av Sverige (Figur 1; Figur 2). Varje landskap består av cirka 10 000 hektar fördelat på mellan 470 - 643 bestånd (totalt 2 272). Landskap A, B, D ägs och förvaltas av Sveaskog, medan landskap C ägs och förvaltas av skogssällskapet.

Eftersom värdet av olika strukturer varierar mellan biotoper, så valde vi att dela upp bestånden i fyra skogstyper baserat på dominerande trädslag: Tallskog ($\geq 70\%$ krontäckning av tall), Granskog ($\geq 70\%$ krontäckning av gran), Barrblandskog ($\geq 70\%$ krontäckning av gran och tall sammanlagt), samt Lövblandad barrskog (varken lövträd eller barrträd utgör $\geq 70\%$ av krontäckningen där lövträd är $> 5\%$). Trädslagsklassningen baseras på indelningen i marktäckedata i öppna kartdata (Ahlkrona et al. 2019), och klassas enligt markägarens egen trädslagsblandning från skogsbruksplanen. För att minska antalet bestånd, antog vi att bestånd under 40 år har låga naturvärden och exkluderade dessa från analysen. För varje bestånd extraherade vi data från i) öppna datakällor (Tabell 1), ii) beståndsdata (Tabell 2), och iii) naturvärdesbedömningar (Tabell 2). Naturvärdesbedömningar fanns endast tillgängligt för 982 bestånd i de boreala landskapen.



Figur 1. Antal bestånd >40 år fördelat på skogstyper enligt marktäckedata (Ahlkrona et al. 2019) och de fyra landskapen som används i studien.



Figur 2. Fördelningen av de fyra landskapen (A,B,C,D) som studien utfördes i.

Tabell 1. Öppna data som användes för att prediktera naturvärden. För varje variabel finns en referens som beskriver i mer detalj hur variabeln togs fram.

Variabel	Källa
Torvdjup >30cm	Jonzén et al. 2016
Lutning, standardavvikelse (grader)	Jonzén et al. 2016
Genomsnittlig biomassa (ton/ha)	Jonzén et al. 2016
Genomsnittlig grundyta (m ² /ha) *	Jonzén et al. 2016
Grundyta, standardavvikelse (m ² /ha)	Jonzén et al. 2016
Avstånd till närmsta väg (meter)	Trafikverket
Markfuktighet	SLU (2020)
Aspect, variationskoefficient (grader)	Lidar: Roussel et al. 2020, Wu and Brown 2022
Ruggedness, variationskoefficient	Lidar: Roussel et al. 2020, Wu and Brown 2022
Höjd över havet, variationskoefficient (meter)	Lidar: Wu and Brown 2022
Genomsnittlig temperatursumma (°C)	Meineri and Hylander 2016, 2017
Antal kronor < 5 meter	Lidar: Wu and Brown 2022
Antal kronor > 5 meter	Lidar: Wu and Brown 2022
Genomsnittlig kronentropi	Lidar: Wu and Brown 2022
Räckvidd entropi av kronor	Lidar: Pebesma et al. 2015
Entropi krontäckning *	Lidar: Lecigne 2020
Genomsnittligt antal luckor (0,1 ha) per bestånd	Lidar: Silva et al. 2019
Rumslig fördelning av luckor (0,1 ha)	Lidar: Silva et al. 2019
Antal luckor per hektar *	Lidar: Silva et al. 2019
Areal öppna ytor (sjöar, fält, etc) *	Lidar: Silva et al. 2019
Kronareal, variationskoefficient	Lidar: Wu and Brown 2022
Kronhöjd, variationskoefficient *	Lidar: Wu and Brown 2022

* Borttagna på grund av kollinearitet

Tabell 2. Variabler från skogsbruksplaner som används för att prediktera naturvärden. Första kolumnen består av beståndsdata och andra av data som samlas in vid naturvärdesbedömning. Varje variabel finns beskrivna i Forskningsstiftelsen Skogsarbeten (1969).

Skogsbruksplan	Naturvärdesbedömning
Genomsnittlig grundyta (m ² /hektar)	Naturvärdesträd per hektar
Snittålder på beståndet	Stående död ved per hektar
Kornstorlek *	Liggande död ved per hektar
Markfuktighet	
Markvatten*	
Bärighet*	
Ytstruktur	
Frostrisk*	
Lutning*	
Latitud	
Volym per hektar (m ³ /hektar)**	
Genomsnittlig diameter (cm)**	
Genomsnittlig höjd (m)**	
* Saknas för landskap C	
** Borttagna på grund av kollinearitet	

2.2.2 Urval av data

Flera av de förklarande variablerna kan korrelera med varandra. Eftersom det kan resultera i skeva uppskattningar eller förväxlingsfaktorer, så utförde vi en *Sequential Regression Analysis* (Graham 1997, 2003, Dormann et al. 2013). I en sådan analys sorteras de förklarande variablerna först efter dess ekologiska relevans. Därefter utförs en regression mellan första och andra variabeln där residualerna representerar det oberoende bidraget av den andra variabeln. Samma procedur fortsätter med resterande variabler. Detta reducerar kollinearitet mellan variablerna (Dormann et al. 2013). Om det fortfarande fanns hög kollinearitet efter analysen, så exkluderade vi variablerna med minst ekologisk relevans. De kvarvarande variablerna användes sedan i analysen. Variabler som togs bort på grund av kollinearitet är markerade i Tabell 1 och Tabell 2.

2.2.3 Responsvariabel

Modeller som använder stora mängder data för att prediktera naturvärde behöver tränas utifrån kända naturvärden. Vi använde klassificering av skogsbestånd som var gjord av skogsägare i alla fyra landskap för att träna modellen. Klassificeringen var gjord utifrån naturvärdesbedömning med målklasserna PG, PF, NO samt NS. De två senare klasserna betyder att naturvärdet är så högt att ingen produktion bör bedrivas i beståndet, medan de lägre klasserna kan brukas. I vår modellering klassificerade vi därför bestånden som antingen produktionsskog (PG och PF) eller naturvärdesskog (NO och NS) och använde

beståndets naturvärde som en binär responsvariabel (0 = PG, PF; 1 = NO, NS). Naturvärdet modellerades som en funktion av de standardiserade, förklarande variablerna från miljödata och skogsdata (Tabell 1 och Tabell 2). Modellens utfall var en sannolikhet för höga naturvärden, som varierade mellan 0 och 1 för varje bestånd. För att sortera bort bestånd som avverkats efter att en NVB utförts och sannolikt har låga naturvärden, inkluderade vi bara bestånd med en snittålder >40 år.

2.2.4 Modellen

I denna studie tillämpade vi en Random Forest-klassificering (RF) vilket är en typ av maskininlärningsmetod. RF kan bland annat hantera invecklade mönster, rumslig korrelation och obalanserad data, vilket ofta är fallet för många ekologiska dataset (Valavi et al. 2021). För varje modell modellerade vi beståndets naturvärde som en funktion av de standardiserade, förklarande variablerna (Tabell 1 och Tabell 2). Varje variabel summerades till ett värde på beståndsnivå. Varje modell kördes i 10 000 steg med olika scenarion eller "träd" där modellen lär sig känna igen naturvärden för varje steg. Som resultat fick varje bestånd en sannolikhet för att vara 1 (NO, NS), samt hur mycket de enskilda variablerna bidrog till att prediktera naturvärdet. Modellens utfall var en sannolikhet för höga naturvärden, som varierade mellan 0 och 1 för varje bestånd.

2.2.5 Modellering

För att utvärdera hur olika typer av data påverkar prediktion av naturvärden på beståndsnivå testades totalt sex modeller per landskap och skogstyp (modell 1–6; Tabell 3). Utöver det testades en generell modell (modell 7) för varje skogstyp där data för alla landskap kombinerades. För detta utvärderade vi först modellerna 1–6 (se nedan) och använde oss sedan av den modell som predikterade naturvärden med störst säkerhet. I modell 7 lade vi även till ackumulerad temperatursumma (Meineri and Hylander 2016, 2017) för att fånga klimatiska variationer mellan områden.

Tabell 3. Översikt av olika typer av data som inkluderades i de olika landskapsspecifika modellerna.

Data/Modell	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4	Modell 5	Modell 6
Öppna data	X	X		X	X	X
Skogsbruksplan (alla variabler)		X				
Skogsbruksplan <u>bara beståndsålder</u>			X		X	X
Skogsbruksplan <u>utan beståndsålder</u>				X		
Naturvärdesbedömning						X

2.2.6 Utvärdering av modeller

För att utvärdera hur väl modellerna presterade på beståndsnivå jämförde vi modellens klassificering mot beståndets naturvärdesklassning. Detta resulterade i att varje modell fick ett mått på missklassificering. Den modell (modell 1-6) med lägst andel missklassificering var den som bäst predikterade naturvärden (frågeställning 1 och 2). Denna modell jämfördes sedan mot den generella modellen (modell 7) – som baseras på samma variabler men predikterar naturvärden i alla landskap (frågeställning 3). För att ytterligare utvärdera om betydelsen av de förklarande variablerna varierar mellan landskap (frågeställning 3) jämförde vi de 10 variabler med störst betydelse för naturvärden i modellen med lägst missklassificering. För detta utförde vi en *model selection*. Detta identifierar variabler som signifikant bidrar till att minska missklassificeringen. För detta användes ett mått: *High decrease Gini*, som mäter när en variabel tydligt används för att dela ett "träd" vid modellering med Random forest (se Valavi et al. 2021 för detaljerad beskrivning).

För att bedöma hur naturvärden är aggregerade på landskapsnivå (frågeställning 4) skapade vi kartor för varje landskap med den rumsliga fördelningen av bestånd med höga naturvärden.

2.2.7 Resultat

Tall var den dominerande skogstypen i alla fyra landskap (Figur 1), vilket reflekteras i säkerheten på modellprediktionerna (Tabell 4). Löv- och barrblandskog och granskog hade en högre andel missklassificeringar, medan den för tallskog var lägst (Tabell 4).

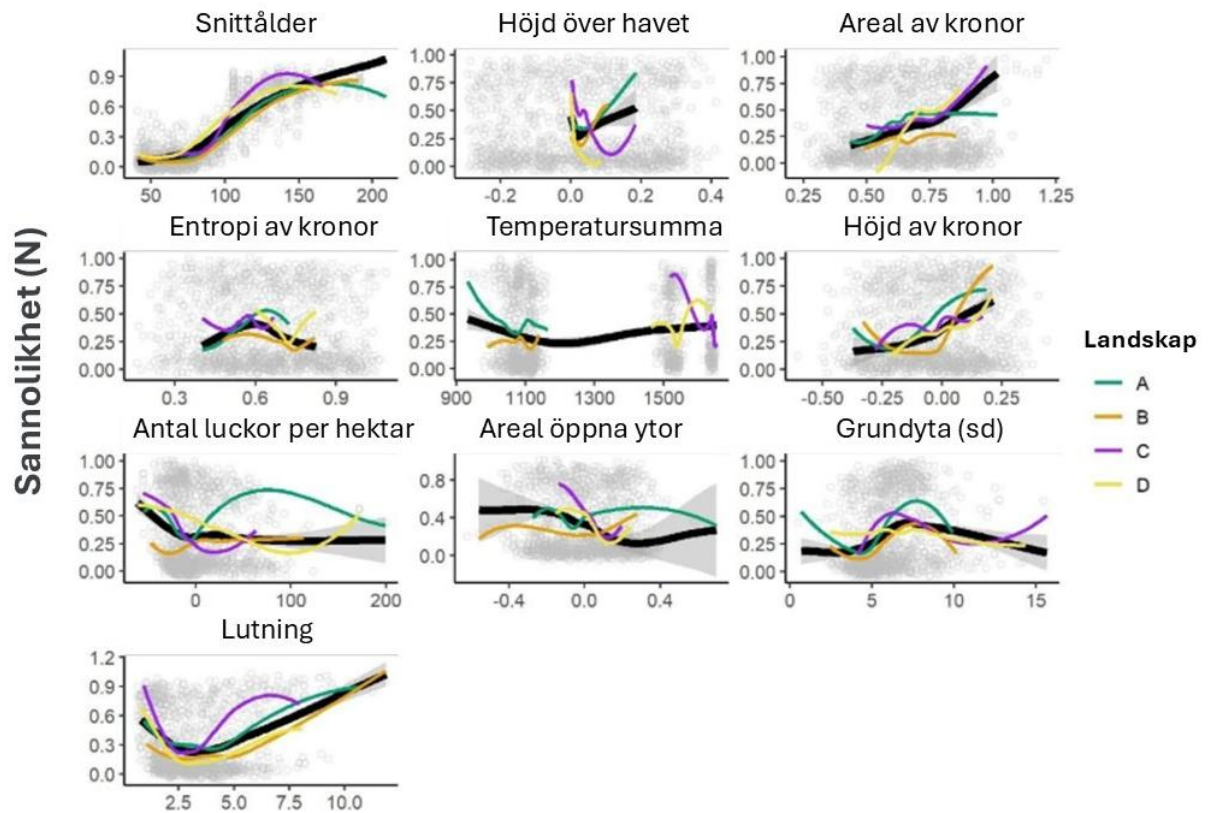
Eftersom tallskogar både är den dominerande skogstypen och har lägst missklassificeringar, så testade vi frågeställningarna 3 och 4 för denna skogstyp.

Beståndsnivå

För tallskogar resulterade modell 7 i lägst andel missklassificeringar i alla fyra landskap. Några lokala modeller (exempelvis modell 2 i landskap C) var marginellt bättre, men skillnaden var endast ett fåtal procent (Tabell 4). Modell 1 och modell 4, som saknar beståndsålder, hade betydligt högre missklassificering än resterande modeller. Detta indikerar att beståndsålder har en stor inverkan på modellens prestation. Bestånd med en beståndsålder mellan 105 – 119, beroende av landskap, har >75 % sannolikhet att ha höga naturvärden. Modell 6 med variabler från naturvärdesbedömningar (mängd död ved och naturvärdesträd) skiljer sig inte i missklassificering från andra modeller som inkluderar ålder.

Utöver beståndsålder identifierade vi ytterligare nio variabler som bidrar till att minska missklassificeringen, dock med betydligt mindre påverkan på modellen (Figur 3). Bland dessa finns beståndets grundyta, lutning och flera variabler som beskriver heterogenitet i form av höjd och struktur av trädkronor.

Modeller med enbart öppna data resulterade i en missklassificering mellan 20 och 40 % (frågeställning 1). Om data från skogsbruksplaner inkluderades blev missklassificeringen lägre, mellan 9 och 15 % (frågeställning 2). Framför allt på grund av att beståndsålder har inkluderats. Data från naturvärdesbedömningar gav inte någon bättre modell (frågeställning 2).



Figur 3. Sambandet mellan sannolikhet för höga naturvärden och de tio variabler som signifikant bidrar till att minska misssklassificeringen. För varje graf visas sambandet inom varje landskap (färgade linjer) och i alla landskap tillsammans (svart linje). Resultatet kommer från modell 7 (Tabell 3).

Tabell 4. Procent missklassificering för alla modeller (modell 1 – modell 7) i fyra olika skogstyper (Tallskog, Granskog, Barrblandskog och Lövblandad barrskog) och landskap (A, B, C, D). Färgen i varje cell representerar andel missklassificering från grön (låg) till röd (hög). I celler med grå färg finns för lite data för att skapa en modell. Naturvärdesbedömningar fanns inte tillgängligt för landskap C vilket betyder att modell 6 inte kunde köras där. Därför är dessa celler markerade med "NA".

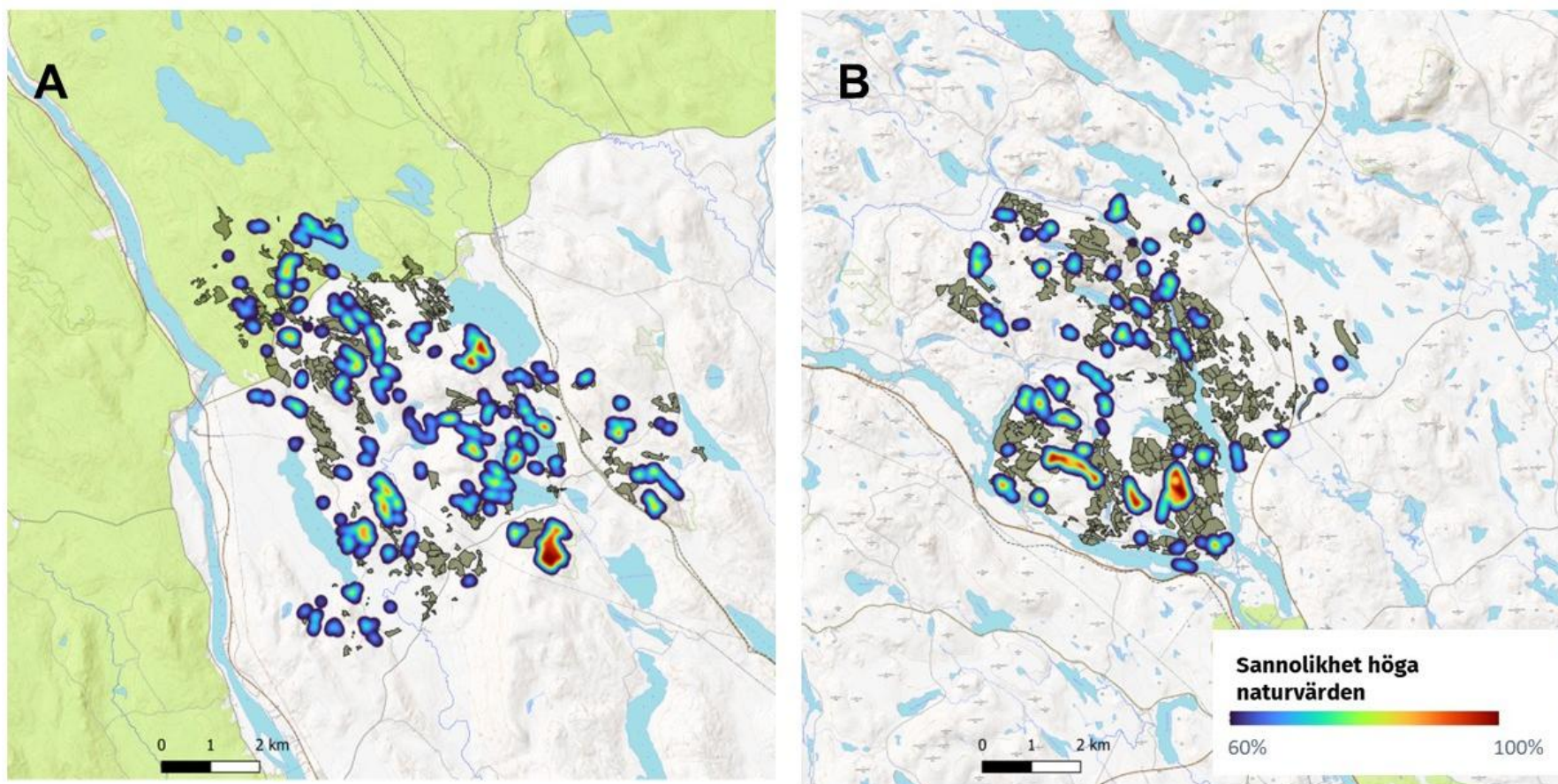
	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4	Modell 5	Modell 6	Modell 7
Tallskog							
A	20	14	15	29	13	10	13
B	40	17	19	41	14	14	12
C	20	6	7	10	9	NA	9
D	20	16	19	24	19	18	15
Barrblandskog							
A							
B	30	30	23	30	27	27	7
C	30	14	9	29	17	NA	26
D	30	20	35	20	20	25	55
Granskog							
A							
B	40	100	50	83	100	100	17
C	50	30	30	50	40	NA	60
D	10	60	43	57	57	57	70
Lövblandad barrskog							
A							
B	60					100	
C	20					NA	
D	20						

Landskapsskala

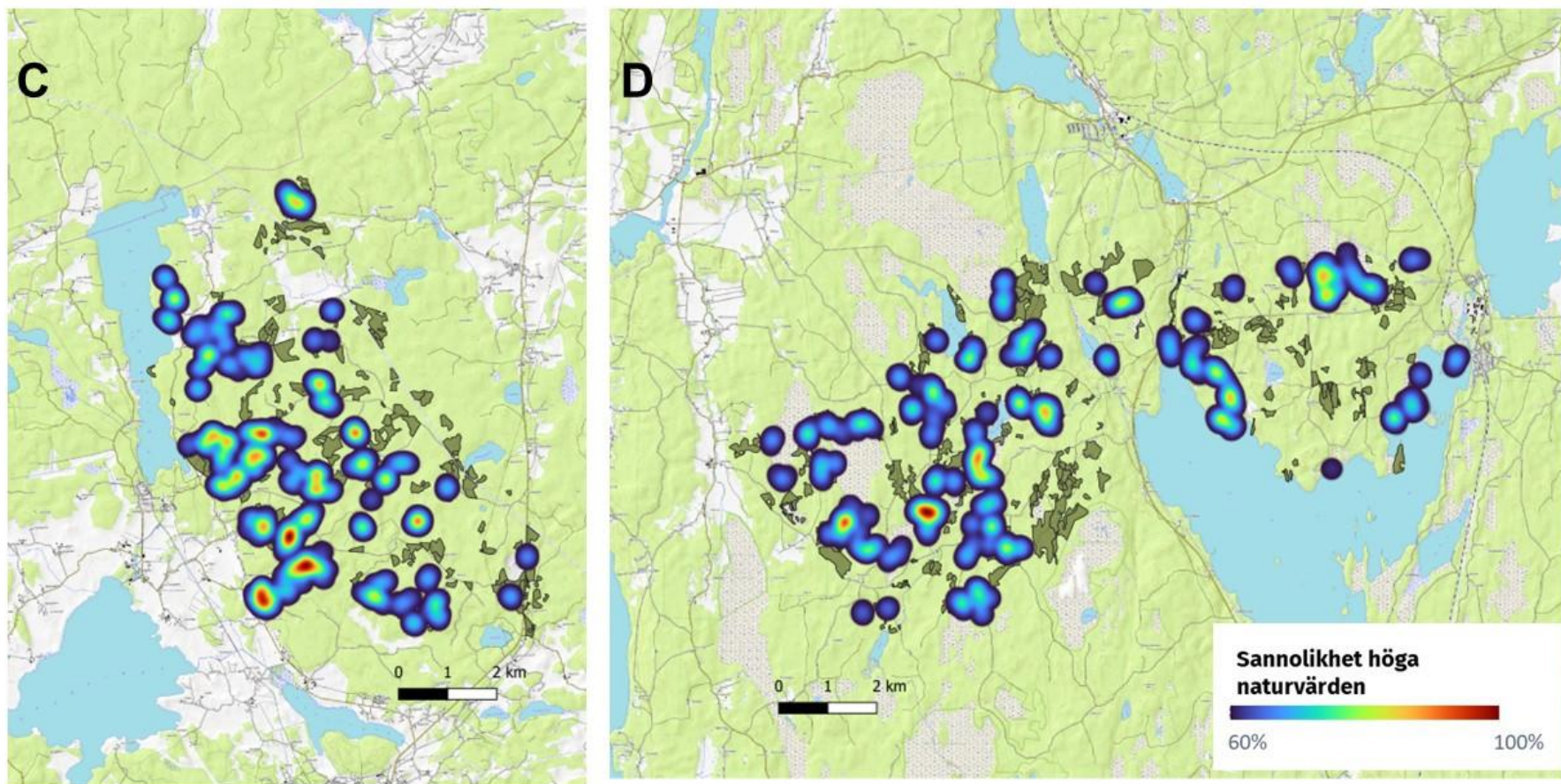
På landskapsnivå producerades fyra kartor som visar hur naturvärden kopplade till tall är fördelade inom de fyra landskapen (Figur 4 och Figur 5). I kartorna syns aggregeringar av höga naturvärden (röda områden). I de flesta landskap är naturvärden utspridda och aggregering kan observeras på en relativt liten skala om ca 1km². En tydlig aggregering på en större skala finns dock exempelvis i den sydvästra delen av landskap C där flera mindre områden med höga naturvärden ligger i nära anslutning till varandra (frågeställning 4). En sådan karta kan användas för rumslig planering av naturvård för att stärka och skapa bättre konnektivitet mellan värdekärnor i ett landskap, eller identifiera lämpliga områden för restaurering.

Flera av de variabler som förklarade naturvärden var gemensamt i de fyra landskapen, men det fanns även skillnader (Figur 6). Exempelvis var torvdjup och markfuktighet viktigt i landskap D och genomsnittlig entropi av kronor (mått på heterogenitet) och lutning viktigt i landskap A och B. Detta kan tolkas som att det på landskapsnivå finns en viss skillnad i struktur och sammansättning av tallskogar med höga naturvärden. Betydelse av torvdjup indikerar att landskapet karaktäriseras av höga värden kopplat till fuktiga skogar i anslutning till våtmarker, medan betydelse av heterogenitet kan tyda på att höga naturvärden är knutna till olikåldriga tallskogar på sluttande mark (höjd, kullar, åsryggar) i landskapet.

Landskapsspecifika modeller är därför att föredra, framför allt på grund av att de ger en mer detaljerad beskrivning av naturvärden på landskapsnivå, vilket kan användas för mer landskapsspecifik planering av naturvård. I den mån det är möjligt bör därför landskapsspecifika modeller prioriteras över modeller som sträcker sig över större geografiska områden (frågeställning 3).

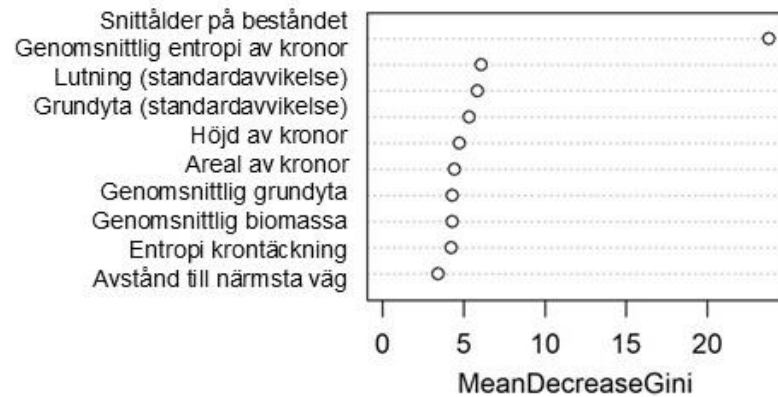


Figur 4. Rumslig fördelning av naturvärden kopplade till tallskogar >40 år i de två norra landskapen (A och B). Sannolikhet för höga naturvärden presenteras i en skala som går från ljusblå till röd, där röd indikerar högst sannolikhet. Tallskogar med en sannolikhet <60% visas utan gradient.

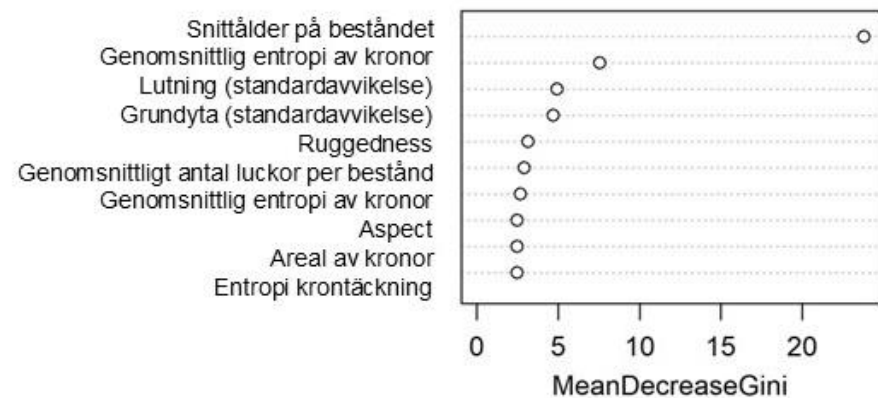


Figur 5. Rumslig fördelning av naturvärden kopplade till tallskogar i de två södra landskapen (C och D). Sannolikhet för höga naturvärden presenteras i en skala som går från ljusblå till röd, där röd indikerar högst sannolikhet. Tallskogar med en sannolikhet <60% visas utan gradient.

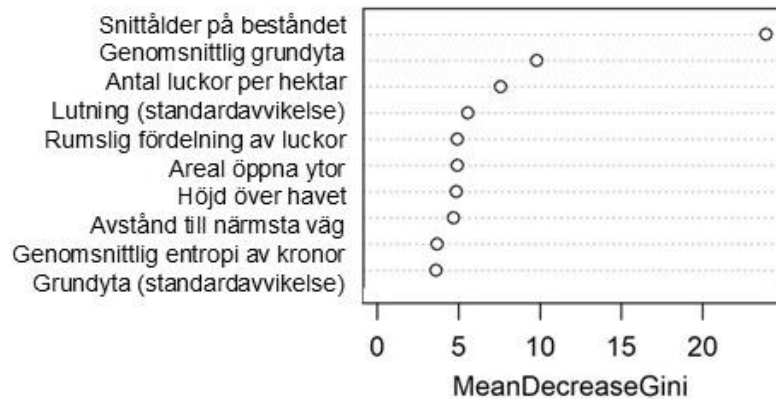
Landskap A



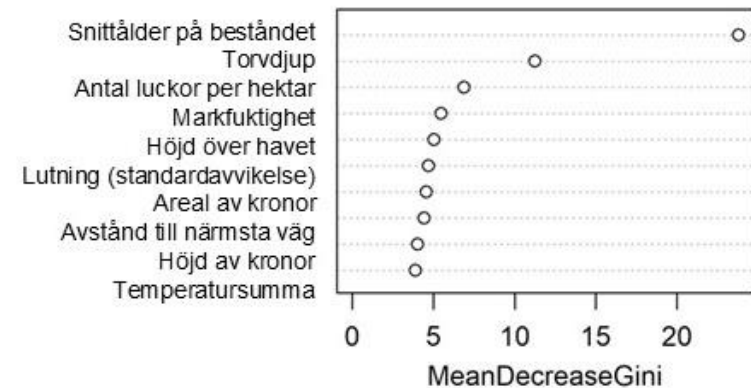
Landskap B



Landskap C



Landskap D



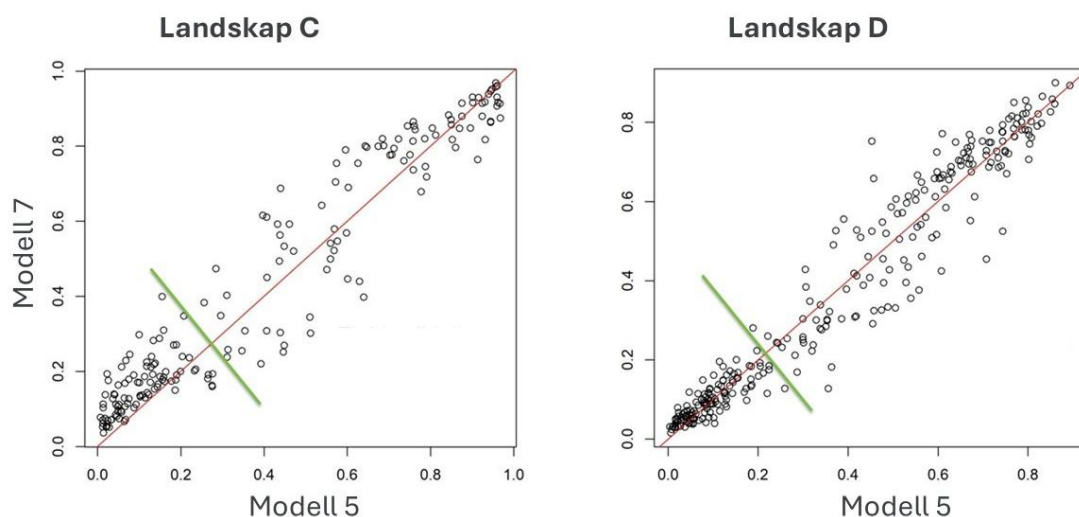
Figur 6. De tio variabler som bäst förklarade naturvärden (högst mean decrease Gini) för varje landskap (A-D). Resultaten är från den landskapsspecifika modell 5 (Tabell 4).

3. AP3 -Fältvalidering av modell för att prediktera naturvärden

3.1. Utförande

Vid utformningen av en värderingsmodell för biologisk mångfald visade modell 7 (baseras på öppna data och beståndsålder, ej landskapsspecifik) lägst missklassificering och bedöms därmed vara mest lämplig att prediktera naturvärden. För att testa hur väl modellen skulle fungera i praktiken validerades modellen mot tre olika fältmetoder som varierar i komplexitet och tidsåtgång: 1) naturvärdesinventering (NVI) enligt SIS-standard (Swedish Institute for Standards 2023), 2) Canopy forest monitor NVB metod för skog (Greensway 2025), samt 3) Sveaskogs NVB metod för skog (Sveaskog 2023). Se avsnitt 2.3.1 för beskrivning av dessa och andra metoder.

Modellen validerades mot 50 bestånd, fördelat på två områden (33 bestånd i landskap C och 17 bestånd i landskap D). Vi valde ut bestånd för validering där det fanns en högre osäkerhet för naturvärde (sannolikheten för högt naturvärde 20 - 80% enligt modellen). Detta urval gjordes eftersom det vid jämförelse mellan modell 7 och modell 5 (öppna data + beståndsålder från skogsbruksplan) syns tydligt att missklassificeringen är väldigt låg för bestånd med både de lägsta och de högsta naturvärdena, medan intermediära bestånd som ligger i gränzonen var betydligt svårare att prediktera (Figur 7). Därför bör en fältvalidering ge störst utslag för dessa bestånd. Fältinventeringen utfördes under maj-juli 2024 av kvalificerade inventerare med erfarenhet av metoderna samt inventering av naturvårdsarter.



Figur 7. Sannolikhet för höga naturvärden för modell 7 (Y-axel) och modell 5 (X-axel) i bestånd i landskap C och D. För bestånd med låg eller hög sannolikhet för höga naturvärden visar båda modellerna liknande sannolikhet (se exempelvis upp till den gröna linjen). För bestånd som har en sannolikhet mellan 20 – 80 % blir det betydligt större skillnad mellan modellerna.

För att jämföra modellresultat med de tre fältbaserade metoderna standardiserades samtliga resultat in i en tregradig skala (betyg 1–3; Tabell 5). Resultatet av de fyra metoderna jämfördes sedan mot varandra och tydliga avvikelser noterades. Som tydliga avvikelser

definierade vi bedömningar där en metod resulterade i det lägsta betyget medan den andra metoden visade det högsta betyget.

Tabell 5. Naturvärden översatta till en tregradig betygsskala som uppskattas visa samma naturvärde för alla fyra metoder (Modell 7, Canopy forest monitor, Sveaskogs, NVI). För varje metod redovisas vilka resultat som motsvarar klasserna i den tregradiga skalan.

Metod	Betyg 1	Betyg 2	Betyg 3
Modell 7	>75% sannolikhet	75–45% sannolikhet	<45% sannolikhet
Canopy forest monitor	Höga naturvärden	Gränsfall	Produktionsskog
Sveaskog	NO, NS	PF	PG
NVI	Klass 2	Klass 3	Klass 4

3.1.1 Tidsåtgång och kompetenskrav för de olika metoderna

För att uppskatta tidsåtgång och kompetenskrav för metoderna i fältvalideringen gjordes en kvalitativ jämförelse (Tabell 6). I fältmetoden Canopy forest monitor är största fokus på beståndets struktur. Den har lägst kompetenskrav och är snabbast att genomföra. Sveaskogs metod är långsammare, men har en mer utvecklad bedömning av artförekomst och kräver att ett flertal bedömningar repeteras för varje provyta. I en NVI utförs en något noggrannare artinventering tillsammans med en bedömning av biotopens tillstånd, sällsynthet och ekologisk funktion. Detta är den mest tidskrävande och kompetenskrävande inventeringsmetoden. Att bedöma tidsåtgång och svårighetsgrad för modell 7 är svårt. Det krävs kompetens för att bygga modellen men efter att detta arbete är genomfört tar det endast ett par dagar att få fram en modell som kan täcka stora arealer. Detta göra att svårighetsgraden är ganska hög, men tidsåtgången för att bedöma ett hundratal bestånd är väldigt lågt. För fältbaserade metoder ökar kostnader/tidsinvesteringen linjärt med antalet bestånd som behöver bedömas. För modelleringsbaserade metoder finns det en högre initial kostnad/tidsåtgång men när detta arbete är gjort kan antalet bestånd eller landskap utökas med en väldigt liten ökning av kostnaden. Därmed är det mer fördelaktigt att använda fältbaserade metoder om arealen eller antalet bestånd som ska bedömas är lågt, medan modeller blir mer kostnadseffektiva ju större områden som ska bedömas.

Tabell 6. Tre metoder för att bedöma naturvärden i skog. De fyra översta raderna redovisar om naturvärdet bedöms utifrån struktur, artförekomst, påverkan och landskapssammanhang (1=övergriplig, 2=medel, 3=detaljerad). De två sista raderna bedömer tidsåtgång (1=lite, 2=medel, 3=mycket) samt svårighetsgrad (1=lätt, 2=medel, 3=svår).

	Canopy forest monitor	Sveaskog	NVI
Struktur	3	3	3
Arter	1	2	3
Påverkan	-	-	3
Landskap	-	-	1
Tidsåtgång	1	2	3
Svårighetsgrad	1	1	3

3.1.2 Avvikelser mellan metoder

Antalet tydliga avvikelser (där en metod noterat högsta naturvärdet och en annan lägsta; Tabell 7) var lägre än 3% för samtliga jämförelser (frågeställning 5). Detta visar att överensstämmelsen är generellt god mellan olika fältmetoder och modellen. Högst felprocent var mellan de fältbaserade metoderna i jämförelse med modell 7. Felmarginalen hos modellen skiljde sig inte mellan de fältbaserade metoderna.

Tabell 7. En jämförelse av utfallet i metoder för naturvärdesbedömning efter en standardisering i betygsskalan. Tabellen visar andelen bedömningar där en metod noterat högsta naturvärdet och den andra det lägsta.

	Sveaskog	NVI	Modell 7
Canopy forest monitor	0%	0%	2%
Sveaskog		0%	2%
NVI			2%

4. Diskussion – Utformning och validering av värderingsmetod för biologisk mångfald (AP2, AP3)

Det finns ett flertal modeller som kan prediktera naturvärden på en global, kontinental eller nationell skala (Potapov et al. 2017, Sabatini et al. 2018, Bubnicki et al. 2024). I detta projekt har vi fokuserat på att skapa habitat-specifika modeller som kan förutse naturvärden på beståndsnivå. Genom att kombinera öppna data med skogsbruksplaner så visar vi att naturvärden för talldominerade skogar kan förutses med en säkerhet mellan 85 – 91 %, beroende på landskap (Tabell 4). Vi visar även att beståndsålder fångar mycket av den information som krävs för att klassa naturvärdet. Denna metod kan användas för att skapa lokala modeller för planering och prioritering av naturvård inom ett landskap. Likväl kan det användas för att jämföra naturvärden mellan landskap.

4.1.1 Bäst prediktion för tallskogar

Tallskogar med höga naturvärden predikterades med störst säkerhet. Detta beror på att det var den dominerande skogstypen i alla fyra landskap (Figur 1). Barrblandskog hade något fler observationer än granskog och lövblandad barrskog, vilket också speglades i modellernas säkerhet att prediktera naturvärden (Tabell 4). Om modellen applicerats över större arealer eller i landskap med en större mängd av de andra skogstyperna hade troligtvis även dessa skogstyper haft en större säkerhet. Modellen presterar bättre med mer underlag eftersom den lättare kan se mönster och förutse naturvärden. Därför bör även andra skogstyper kunna uppnå en lägre misssklassificering med ett större underlag.

4.1.2 Skogsbruksplaner bidrar till bättre modeller

Skogsbruksplaner är ett krav i skoglig certifiering (FSC 2019, PEFC 2023) och en stor andel skogsmark är certifierad i Norden. Exempelvis är 67 % av den produktiva skogsmarken i Sverige certifierad (Skogsstyrelsen 2025). Därför finns det stor potential att utöka den befintliga modellen med ytterligare data för att skapa modeller som sträcker sig över större geografiska områden och fler skogstyper. Idag finns modeller som kan klassa naturvärden på flera geografiska skalor (exempelvis Bubnicki et al. 2024). Vår modell fokuserar framför allt på att klassa naturvärden på beståndsnivå inom ett landskap, vilket kan underlätta planeringen genom att identifiera var naturvärden finns och var mest resurser ska läggas på inventering. En jämförelse av vår modell och den landskapsbaserade modellen av Bubnicki et al. 2024 visade en relativt dålig överensstämmelse på beståndsnivå (ca 50%). Generellt identifierade vår modell fler bestånd med höga naturvärden inom studieområden; många av dessa fångades inte upp av landskapsmodellen. En trolig förklaring är att landskapsmodellen av Bubnicki et al. 2024 identifierar naturvärden på högre rumsliga skalor vilket gör att småskalig variation i naturvärden inte fångas upp. I landskap som har starkt påverkats av skogsbruk och har generellt lägre naturvärden samtidigt som mindre områden eller enskilda bestånd fortfarande finns med höga naturvärden, kan det vara mindre lämpligt att använda modeller som är framtagna för större skalor. Vår modell ger i dessa fall bättre prediktioner.

En begränsning med skogsbruksplaner är att data samlas in på ett icke-systematiskt vis och att metoden kan variera både mellan och inom markägare. Exempelvis är beståndsålder väl dokumenterat i bestånd där en skoglig åtgärd planeras, framför allt där en avverkning skett i

närhet. I motsats är ålder i skogar med höga naturvärden bara uppskattad och uppdateras inte på samma basis som andra bestånd (personlig kommunikation Cecilia Odelberg, Sveaskog). Ytterligare en begränsning är att det kan finnas bestånd som fått målklassningen PG utan att det utförts en naturvärdesbedömning. Ofta blir bestånd per automatik klassade som produktionsbestånd (PG) och kan ändras först efter att en naturvärdesbedömning utförts. Detta gör att målklassningen i beståndsregister kan vara felaktigt för ett antal bestånd. Dessutom har målklassningarna PF och NS inte alltid en tydlig koppling till naturvärde, utan klassar bara skötseln. Trots dessa felkällor visar vi ändå att data från skogsbruksplaner ger större säkerhet i prediktionerna än bara öppna data, vilket framför allt beror på ålder (Figur 6). Dessutom visar vår fältvalidering att prediktioner från modellen bara slår helt fel i 2 % av bedömningarna i fält (Tabell 7). Beståndsdata är till en viss grad felaktigt men storleken på data gör att det fortfarande kan användas för att ge en tillräckligt god prediktion av naturvärden för att kunna användas för planering och som underlag för att veta när det är värt att göra ytterligare insatser.

Information från naturvärdesbedömningar (mängden död ved och naturvärdesträd) bidrog dock inte till en lägre missklassificering. Sannolikt beror detta på att data från naturvärdesbedömningar endast var tillgängligt på nära hälften av bestånden (466 av 1,252 i talldominerade bestånd). Detta kan bidra till begränsningar för att modellen ska kunna lära sig något statistiskt robust och/eller att informationen redan är representerad av andra variabler, exempelvis ålder.

4.1.3 Beståndsålder förutser naturvärdet

Beståndsålder från skogsbruksplaner fångar en stor del av variationen som krävs för att klassa naturvärdet. Förekomst av gamla träd och beståndsålder är bra indikatorer för biologisk mångfald i den boreala skogen (Wiersma and McMullin 2022, Hekkala et al. 2023b, Handegard et al. 2024). Det är en proxy av skoglig kontinuitet vilket är viktigt för många skogliga naturvårdsarter (Nitare 2019), framför allt de som har en lång generationstid, låg reproduktionsförmåga och begränsade möjligheter att kolonisera nya platser (Nordén et al. 2014). Noterbart är att skogar med höga naturvärden generellt var yngre i södra än norra Sverige (område C och D; Figur 2). Detta är sannolikt ett resultat av metoden för naturvärdesbedömningar där det som klassas som 'gammal skog' har en lägre ålder i södra än norra Sverige. Även riksskogstaxeringen definierar gammal skog som ≥ 120 år i södra Sverige och ≥ 140 år i norra Sverige (Sveriges lantbruksuniversitet 2023). Detta beror på att skogen i södra Sverige har en längre och intensivare historia av brukande, vilket har resulterat i lägre medelålder.

Modeller som inte inkluderade beståndsålder var sämre på att prediktera naturvärden, men det fanns ändå variabler med ett samband. Bestånd med en stor variation i lutning visade sig ha ett positivt förhållande till naturvärden. Tidigare undersökningar har visat att gammal skog är överrepresenterad i områden med en lutning >20 grader (Sveriges lantbruksuniversitet 2023). Sannolikt beror det på sådana områden historiskt har varit svåra att bruka. Variabler som indikerar heterogen skog så som variationskoefficient i kronarea och kronhöjd, standardavvikelse i grundyta och genomsnittlig entropi av kronorna hade också ett positivt förhållande till naturvärde.

Det finns en hypotes om att rumslig heterogenitet främjar diversitet av arter via flera mekanismer, exempelvis genom att öka antalet nischer som gör att arter kan samexistera (Stein et al. 2014 och referenser däri). I tempererade skogar har det påvisats att heterogenitet har ett positivt eller puckelformat samband med biodiversitet (Heidrich et al. 2020). Exempelvis har vertikal heterogenitet ett positivt samband med diversitet av fåglar, svampar och flera funktionella grupper av insekter. I den boreala delen av Sverige har det även påvisats ett samband mellan skoglig heterogenitet och förekomst av naturvårdsarter (rödlistade-, signal- och fridlysta arter; Hekkala et al. 2023). I kontrast till detta karakteriseras bestånd som sköts med trakthyggesbruk av en homogen skog med ett likåldrigt trädskikt (Kuuluvainen and Gauthier 2018). Därför kan heterogenitet inom ett bestånd indikera höga naturvärden och begränsad påverkan från skogsbruk.

4.2. Landskapsspecifika modeller är att föredra

Skillnaden i missklassificering mellan den landskapsspecifika modellen (modell 5) och den generella modellen (modell 7) var marginell (Tabell 5), vilket indikerar att båda modellerna fungerar väl för att prediktera naturvärden i tallskogar. Fördelen med den landskapsspecifika modellen är att den ger en mer detaljerad beskrivning av naturvärden inom det specifika landskapet (Figur 3; Figur 6). Exempelvis anses torvdjup vara viktigt i landskap D, vilket kan betyda att landskapet till stor del består av tallskogar på fuktig eller blöt mark. Baserat på sådan information kan sedan specifika planer för naturvård tas fram. Att direkt överföra en modell från ett närliggande landskap till ett där modellen inte använts kan fungera till viss del, men en landskapsspecifik modell är att föredra eftersom vissa variabler varierar i betydelse mellan landskap (frågeställning 3).

Baserat på den framtagna modellen är det möjligt att jämföra naturvärden mellan landskap. Detta kan göras bland annat genom att jämföra arealer med potentiellt höga naturvärden och konnektivitet mellan områden i landskapet. Konnektivitet beaktar antal områden med höga naturvärden, dess storlek och hur de ligger i förhållande till varandra. Det finns många olika mått på konnektivitet (Kindlmann and Burel 2008) som behöver anpassas efter artgrupp. Arter har olika krav på omgivande landskap (Angelstam et al. 2004) vilket gör att förekomsten av vissa strukturer har olika betydelser (exempelvis fukt, silverved eller skoglig kontinuitet). Eftersom data om strukturer som är viktiga för biologisk mångfald är begränsad i modellen, bör detta samlas in i de områden som identifierats som höga naturvärden. Därefter kan lämpligheten för arter jämföras på landskapsnivå.

4.3. Praktisk tillämpning – Hur kan en markägare använda modellen?

Fältvalideringen visade att modellen till stor grad klarade av att känna igen områden med höga naturvärden och skiljde sig inte nämnvärt från fältbaserade metoder (Tabell 7). Detta trots att de fältbaserade metoderna tar hänsyn till fler strukturer i sin bedömning. Vid en jämförelse mellan endast de tre fältbaserade metoderna var felmarginalen på samma nivå (Tabell 7). I denna studie kan vi därför inte se några tecken på att det är fördelaktigt att använda den metod som tar längst tid och är mest komplex (naturvärdesinventering enligt SIS-standard) om syftet är att identifiera områden med skogliga naturvärden. Dock krävs ett

fältbesök för att bekräfta att naturvärden finns där men även vilken typ av naturvärden (exempelvis förekomst av silverved, mängd död ved, skoglig kontinuitet).

Att tillämpa modellen på landskapsnivå innebär en stor tidsbesparing och kan i ett första skede ge översikt över var i landskapet potentiella naturvärden och fältinventering bör ske. I kombination med andra verktyg som beskriver sociala och ekonomiska värden är det möjligt att hitta synergier för att maximera nyttan med markanvändningen. Modellen kan peka på lämpliga områden som kan användas för skogliga avsättningar, ekologisk kompensation, men även områden med restaureringspotential. Om naturvärden utvecklas i de senare områdena kan de på sikt användas för ekologisk kompensation, så kallad habitat banking. Modellen kan även ge vägledning för utveckling av ökad konnektivitet i landskapet.

4.4. Slutsats

Skogsbruksplaner i kombination med öppna data kan användas för att prediktera naturvärden i tallskog. Sannolikt kan den även utvecklas för flera andra skogstyper. Den mest säkra modellen (modell 7) har en låg missklassificeringsgrad och stämmer till stor del överens med fältbaserade metoder. I modellen är beståndsålder den variabel som till stor del fångar upp den variation som krävs för att prediktera naturvärden. Att utveckla variabler som predikterar ålder på en mindre geografisk skala kan därför vara till stor hjälp för att prediktera naturvärden genom modellering. I ett senare skede är det möjligt att bygga på med kompletterande modeller som predikterar artförekomst, bedömer landskapsvärdet, bevarandevärdet på biotopen (exempelvis om beståndet är en kalk- eller sandtallskog). Det är även möjligt att vidareutveckla modeller för att prediktera naturvärde på flera betygsskalor eller en betygsskala med fler steg.

Vår ansats är ett viktigt komplement till andra kartor som predikterar naturvärden på landskapsnivå. Tillsammans med dessa kartor är det möjligt att öka säkerheten i bedömningar av naturvärden på distans och därifrån underlätta och effektivisera planerandet av grön infrastruktur och strategiskt naturvårdsarbete.

För att konstandseffektivt bedöma naturvärden rekommenderar vi att tillämpa modellen över ett landskapsområde. Inom den fastighet där höga naturvärden sannolikt finns bör en fältinventering utföras, dock behöver inte den mest komplexa metoden användas (naturvärdesinventering enligt SIS-standard) för att klassa naturvärden.

4.5. Uppdragsgivare

Denna studie har genomförts inom projektet "Alla världens skog – metoder för inventering och värdering av skogens olika nyttor" på uppdrag av Skogforsk med finansiering från BIO+programmet, Energimyndigheten (projektnummer 2022-00584), samt projektparterna Mellanskog, Skogssällskapet och Sveaskog.

Referenser

- Ahlkrona, E., C. Cristvall, C. Jönsson, A. Mattisson, and B. Olsson. 2019. Nationella marktäckedata 2018 basskikt. Naturvårdsverket.
- Angelstam, P., J.-M. Roberge, A. Löhmus, M. Bergmanis, G. Brazaitis, M. Dönn-Breuss, L. Edenius, Z. Kosinski, P. Kurlavicius, and V. Lärmanis. 2004. Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation: a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins*:427–453.
- Beckmann, M., K. Gerstner, M. Akin-Fajiye, S. Ceauşu, S. Kambach, N. L. Kinlock, H. R. P. Phillips, W. Verhagen, J. Gurevitch, S. Klotz, T. Newbold, P. H. Verburg, M. Winter, and R. Seppelt. 2019. Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. *Global Change Biology* 25:1941–1956.
- Berg, Å., B. Ehnström, L. Gustafsson, T. Hallingbäck, M. Jonsell, and J. Weslien. 1994. Threatened Plant, Animal, and Fungus Species in Swedish Forests: Distribution and Habitat Associations. *Conservation Biology* 8:718–731.
- Berglund, H., and T. Kuuluvainen. 2021. Representative boreal forest habitats in northern Europe, and a revised model for ecosystem management and biodiversity conservation. *Ambio* 50:1003–1017.
- Bubnicki, J. W., P. Angelstam, G. Mikusiński, J. Svensson, and B. G. Jonsson. 2024. The conservation value of forests can be predicted at the scale of 1 hectare. *Communications Earth & Environment* 5:1–17.
- Carreras Gamarra, M. J., J. P. Lassoie, and J. Milder. 2018. Accounting for no net loss: A critical assessment of biodiversity offsetting metrics and methods. *Journal of Environmental Management* 220:36–43.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs. 2025. The Statutory Biodiversity Metric. Page 85. London, UK.
- Department of Environmental Affairs and Development Planning. 2007, January 1. Provincial Guideline on Biodiversity Offsets. Republic of South Africa, Provincial Government of the Western Cape, Department of Environmental Affairs & Development Planning, Cape Town.
- Díaz, S., and Y. Malhi. 2022. Biodiversity: Concepts, Patterns, Trends, and Perspectives. *Annual Review of Environment and Resources* 47:31–63.
- Dormann, C. F., J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carre, J. R. G. Marquez, B. Gruber, B. Lafourcade, P. J. Leita, T. Munkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell, and S. Lautenbach. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27–46.
- Drakenberg, B., and A. Lindhe. 1999. Indirekt naturvärdesbedömning på beståndsnivå—en praktiskt tillämpbar metod. *Skog & Forskning* 2:60–66.
- Ecogian. 2024, December 19. CLIMB 1.3 En modell för beräkning av biologisk mångfald - användarhandbok. Ecogian.
- Florida Department of State. (n.d.). Uniform Mitigation Assessment Method. Rule Chapter: 62-345.
- Forskningsstiftelsen Skogsarbeten. 1969. Terrängtypsschema för skogsarbete.
- FSC. 2019, October 18. FSC-standard för skogsbruk i Sverige. Forest Stewardship Council.
- Government of South Australia. 2005. Guidelines for a Native Vegetation Significant Environmental Benefit Policy For the clearance of native vegetation associated with the minerals and petroleum industry. Government of South Australia, Department of Water, Land and Biodiversity Conservation.
- Graham, M. H. 1997. Factors determining the upper limit of giant kelp, *Macrocystis pyrifera* Agardh, along the Monterey Peninsula, central California, USA. *Journal of experimental marine biology and ecology* 218:127–149.
- Graham, M. H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84:2809–2815.
- Greensway. 2025, January 1. Greensway - NVB-appen Canopy Forest Monitor. <https://greensway.se/digital-plattform/nvb-appen/>.
- Handegard, E., I. Gjerde, R. Halvorsen, R. Lewis, K. O. Storaunet, M. Sætersdal, and O. Skarpaas. 2024. How important is Forest Age in explaining the species composition of Near-natural Spruce Forests? *Forest Ecology and Management* 569:122170.
- Heidrich, L., S. Bae, S. Levick, S. Seibold, W. Weisser, P. Krzystek, P. Magdon, T. Nauss, P. Schall, A. Serebryanyk, S. Wöllauer, C. Ammer, C. Bässler, I. Doerfler, M. Fischer, M. M. Gossner, M. Heurich, T. Hothorn, K. Jung, H. Kreft, E.-D. Schulze, N. Simons, S. Thorn, and J. Müller.

2020. Heterogeneity–diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests. *Nature Ecology & Evolution* 4:1204–1212.
- Hekkala, A.-M., M. Jönsson, S. Kärvmö, J. Strengbom, and J. Sjögren. 2023a. Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators* 148:110069.
- Hekkala, A.-M., M. Jönsson, S. Kärvmö, J. Strengbom, and J. Sjögren. 2023b. Habitat heterogeneity is a good predictor of boreal forest biodiversity. *Ecological Indicators* 148:110069.
- Hjältén, J., F. Stenbacka, R. B. Pettersson, H. Gibb, T. Johansson, K. Danell, J. P. Ball, and J. Hilszczański. 2012. Micro and Macro-Habitat Associations in Saproxylic Beetles: Implications for Biodiversity Management. *PLOS ONE* 7:e41100.
- Hyvärinen, E., A. Juslén, E. Kemppainen, A. Uddström, and U. M. Liukko. 2019. The 2019 Red List of Finnish Species. Ministry of the Environment & Finnish Environment Institute, Helsinki.
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Page (S. Díaz, J. Settele, E. S. E. S. Brondízi, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas, Eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Jonzén, J., M. Nilsson, H. Olsson, S. Larsson, L. Nilsson, and A. Persson. 2016. Skogliga grunddata. Fakta. Skog.
- Kindlmann, P., and F. Burel. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape ecology* 23:879–890.
- Kruys, N., J. Blanck, A. Enetjärn, S. Preuss, S. Enetjärn, U. Boman, K. Andersson, and L. Möller. 2015. Habitat Banking - framtider för marknadsbaserade lösningar för biologisk mångfald 2030. Page 82. Enetjärn Natur, Kairos Future.
- Kuuluvainen, T., and T. Aakala. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica* 45.
- Kuuluvainen, T., and S. Gauthier. 2018. Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems* 5:26.
- Larsson Ekström, A., J. Sjögren, L. B. Djupström, G. Thor, and T. Löfroth. 2023. Reinventory of permanent plots show that kelo lichens face an extinction debt. *Biological Conservation* 288:110363.
- Lecigne, B. 2020. VoxR: Trees geometry and morphology from unstructured TLS data. R package, web-site.
- Linder, P., and L. Östlund. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. *Biological Conservation* 85:9–19.
- Lundmark, H., T. Josefsson, and L. Östlund. 2013. The history of clear-cutting in northern Sweden – Driving forces and myths in boreal silviculture. *Forest Ecology and Management* 307:112–122.
- Meineri, E., and K. Hylander. 2016, August 10. Data from: Fine-grain, large-domain climate models based on climate station and comprehensive topographic information improve microrefugia detection. Dryad.
- Meineri, E., and K. Hylander. 2017. Fine-grain, large-domain climate models based on climate station and comprehensive topographic information improve microrefugia detection. *Ecography* 40:1003–1013.
- Morandeau, D., and D. Vilaysack. 2012, January 1. Compensating for damage to biodiversity: an international benchmarking study. Collection “Études et documents” of the Economy, Evaluation and Integration of Sustainable Development Service at the General Commission for Sustainable Development, France.
- Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. L. Hill, S. Contu, C. L. Gray, J. P. W. Scharlemann, L. Börger, H. R. P. Phillips, D. Sheil, I. Lysenko, and A. Purvis. 2016. Global patterns of terrestrial assemblage turnover within and among land uses. *Ecography* 39:1151–1163.
- Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Börger, D. J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverria-Londoño, M. J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M. L. K. Harrison, T. Alhusseini, D. J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D. L. P. Correia, C. D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H. R. P. Phillips, D. W. Purves, A. Robinson, J. Simpson, S. L. Tuck, E. Weiher, H. J. White, R. M. Ewers, G. M. Mace, J. P. W. Scharlemann, and A. Purvis. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50.

- Nitare, J. 2019. Skyddsvärd skog : naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Nordén, B., A. Dahlberg, T. E. Brandrud, Ö. Fritz, R. Ejrnaes, and O. Ovaskainen. 2014. Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience* 21:34–45.
- Nordén, J., R. Penttilä, J. Siitonen, E. Tomppo, and O. Ovaskainen. 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *Journal of Ecology* 101:701–712.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4:355–364.
- Oliver, I., A. Ede, W. Hawes, and A. Grieve. 2005. The NSW Environmental Services Scheme: Results for the biodiversity benefits index, lessons learned, and the way forward. *Ecological Management & Restoration* 6:197–205.
- Ørka, H. O., M.-C. Jutras-Perreault, E. Næsset, and T. Gobakken. 2022. A framework for a forest ecological base map – An example from Norway. *Ecological Indicators* 136:108636.
- Östlund, L., O. Zackrisson, and A.-L. Axelsson. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1198–1206.
- Parkes, D., G. Newell, and D. Cheal. 2003. Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management & Restoration* 4:S29–S38.
- Pebesma, E., B. Graeler, and M. E. Pebesma. 2015. Package 'gstat.' Comprehensive R Archive Network (CRAN):1–0.
- PEFC. 2023. Skogsbruksstandard. Page 31. Program for Endorsement of Forest Certification (PEFC).
- Pilstjärna, M. 2023. Naturvärdesbedömning i FSC-certifierat skogsbruk - En jämförelse av metoder. Page 40. WWF.
- Ponizy, L. 2011. Possibilities of economic valuation of the planned land use changes in terms of the natural environment. *Problemy Ekologii Krajobrazu*.
- Potapov, P., M. C. Hansen, L. Laestadius, S. Turubanova, A. Yaroshenko, C. Thies, W. Smith, I. Zhuravleva, A. Komarova, S. Minnemeyer, and E. Esipova. 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances* 3:e1600821.
- Roussel, J.-R., D. Auty, N. C. Coops, P. Tompalski, T. R. Goodbody, A. S. Meador, J.-F. Bourdon, F. De Boissieu, and A. Achim. 2020. lidR: An R package for analysis of Airborne Laser Scanning (ALS) data. *Remote Sensing of Environment* 251:112061.
- Rudolphi, J., M. T. Jönsson, and L. Gustafsson. 2014. Biological legacies buffer local species extinction after logging. *Journal of Applied Ecology* 51:53–62.
- Ruete, A., C. Campbell, and O. Widenfalk. 2021. Analys av artförekomster kring Gåsberget värdestrakt. Page 18. Greensway AB, Greensway AB, Uppsala.
- Sabatini, F. M., S. Burrascano, W. S. Keeton, C. Levers, M. Lindner, F. Pötzschner, P. J. Verkerk, J. Bauhus, E. Buchwald, O. Chaskovsky, N. Debaive, F. Horváth, M. Garbarino, N. Grigoriadis, F. Lombardi, I. Marques Duarte, P. Meyer, R. Midteng, S. Mikac, M. Mikoláš, R. Motta, G. Mozgeris, L. Nunes, M. Panayotov, P. Ódor, A. Ruete, B. Simovski, J. Stillhard, M. Svoboda, J. Szwagrzyk, O.-P. Tikkanen, R. Volosyanchuk, T. Vrska, T. Zlatanov, and T. Kuemmerle. 2018. Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions* 24:1426–1439.
- Siitonen, J. 2001. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*:11–41.
- Silva, C. A., R. Valbuena, E. R. Pinagé, M. Mohan, D. R. de Almeida, E. North Broadbent, W. S. W. M. Jaafar, D. de Almeida Papa, A. Cardil, and C. Klauber. 2019. ForestGapR: An r Package for forest gap analysis from canopy height models. *Methods in Ecology and Evolution* 10:1347–1356.
- Simonsson, P. 2022. Debatten som skärpte naturhänsynen och ledde fram till miljöcertifieringen. *Skogshistoriska Sällskapet Årsskrift 2022*:94–103.
- Skogsstyrelsen. 2025, January 1. Statistik om frivilliga avsättningar och certifierad areal. <https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/statistik-efter-amne/frivilliga-avsattningar-och-certifiering/>.
- SLU. 2020. SLU Markfuktighetskarta. Vektor, Institutionen för Skogens Ekologi och Skötsel, SLU.
- SLU Artdatabanken. 2020. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020. SLU Artdatabanken.
- Sollander, E., G. Janse, S. Karlsson, and D. Ståhlberg. 2021. Omvärldsanalys 2020/21. Page 25. Skogsstyrelsen.

- Stein, A., K. Gerstner, and H. Kreft. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* 17:866–880.
- Stenbacka, F., J. Hjältén, J. Hilszczański, and M. Dynesius. 2010. Saproxylic and non-saproxylic beetle assemblages in boreal spruce forests of different age and forestry intensity. *Ecological Applications* 20:2310–2321.
- Sveaskog. 2023, April 13. Sveaskog. <https://www.sveaskog.se/vart-skogsbruk/att-forvalta-skogslandskapet/sveaskogs-naturvardesbedomning/>.
- Svensson, J., J. W. Bubnicki, B. G. Jonsson, J. Andersson, and G. Mikusiński. 2020. Conservation significance of intact forest landscapes in the Scandinavian Mountains Green Belt. *Landscape Ecology* 35:2113–2131.
- Sveriges lantbruksuniversitet. 2023. Skogsdata 2023 Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från SLU Riksskogstaxeringen. Page 168. Umeå.
- Swedish Institute for Standards. 2023. SS 199000:2023, Naturvärdesinventering (NVI) - Kartläggning och värdering av biologisk mångfald - Krav och vägledning. Svensk standard.
- Temple, H. J., S. Anstee, J. Ekstrom, J. D. Pilgrim, J. Rabenantoandro, J. B. Ramanamanjato, F. Randriatafika, and M. Vincelette. 2012. Forecasting the path towards a Net Positive Impact on biodiversity for Rio Tinto QMM. IUCN, Gland, Switzerland. Available at.
- US Fish and Wildlife Service. 1980, January 1. Habitat Evaluation Procedures (HEP). Division of Ecological Services, Department of the Interior, Washington D.C.
- Valavi, R., J. Elith, J. J. Lahoz-Monfort, and G. Guillera-Aroita. 2021. Modelling species presence-only data with random forests. *Ecography* 44:1731–1742.
- Verra. 2024, October 29. SD ViSta Nature Framework, v1.0. Verra.
- Wiersma, Y. F., and R. T. McMullin. 2022. Are calicioids useful indicators of boreal forest continuity or condition? *Biodiversity and Conservation* 31:1647–1664.
- Wu, Q., and A. Brown. 2022. whitebox:“WhiteboxTools” R frontend. R package version 2.