

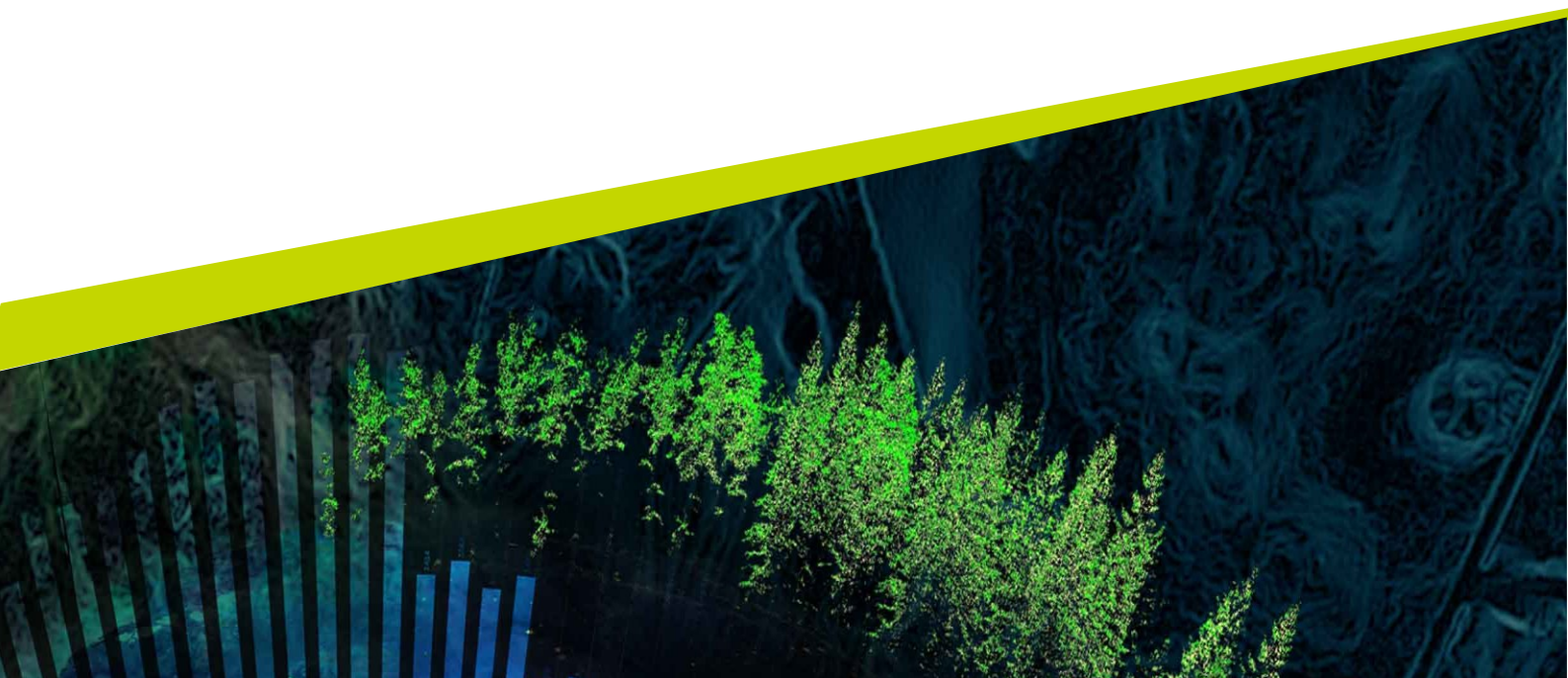


Hur ser tjäderhönornas hem- och kärnområden ut under häckningsperioden?

En landskapsanalys

Vilhelm Tafvelin och Hugo Hellström

Kandidatarbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Skogsvetarprogrammet
Kandidatarbete i skogsvetenskap • 2026:07
Umeå 2026



Hur ser tjäderhönornas hem- och kärnområden ut under häckningsperioden?

En landskapsanalys

Vilhelm Tafvelin och Hugo Hellström

Handledare: Frauke Ecke, SLU Umeå, institutionen för vilt, fisk och miljö
Bitr. handledare: Fredrik Stenbacka, SLU Umeå, institutionen för vilt, fisk och miljö
Examinator: Therese Löfroth

Omfattning: 15 hp
Nivå och fördjupning: Grundnivå, (G2E)
Kurstitel: Självständigt arbete i Skogsbruksvetenskap
Kurskod: EX1015 VT2026
Program/utbildning: Skogsvetarprogrammet
Kursansvarig inst.: Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Utgivningsort: Umeå
Utgivningsår: 2026
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel: Kandidatarbeten i Skogsvetenskap
Delnummer i serien: 2026:07

Nyckelord: Tjäder, *Tetrao urogallus*, tjäderhöna, hemområde, kärnområde, häckning, kyckling, predation, habitatval, habitatfragmentering, skogsbruk, habitat, skogstyp, paraplyart, GPS, landskapsanalys, boreal skog, Biased Random Bridge.

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Sammanfattning

Tjädern (*Tetrao urogallus*) är en tallskogsberoende art vars populationer minskar i stora delar av Europa, till stor del på grund av habitatförlust och låg häckningsframgång. Trots detta är kunskapen om tjäderhörnas habitatkrav under häckningsperioden bristfällig. I detta arbete analyserades 16 GPS-märkta tjäderhönor i Ljusdals kommun under häckningsperioderna 2023–2025 genom att jämföra habitatsammansättningen i hörnas hem- och kärnområden med slumpmässigt placerade provtytor inom studieområdet. Hem- och kärnområdena estimerades med Biased Random Bridge-metoden och definierades som 95%- respektive 50%- isopleter av utnyttjandegradienten. Därefter analyserades 13 landskapsvariabler med Wilcoxon rank-sum test med Holm-korrektion för multipla tester. Inga signifikanta skillnader påvisades för någon variabel, men tendenser observerades på både hem- och kärnområdesnivå. Inom kärnområdena observerades tendenser för högre triviallövandel ($p=0,06$) och inom hemområdena observerades tendenser för en högre andel tallskog enligt marktäckedata ($p=0,08$) jämfört med de slumpmässigt utplacerade provtytorna. Vidare uppvisade markfuktigheten ett konsekvent mönster med högre medelvärden i både hem- och kärnområdena jämfört med provtytorna. Den uteblivna statistiska signifikansen förklaras sannolikt av studieområdets homogena landskapssammansättning och begränsade stickprovsstorlek snarare än av en faktisk avsaknad av habitatpreferenser. De observerade tendenserna mot högre andel tallskog, fuktiga miljöer och triviallöv är biologiskt välgrundade och utgör ett viktigt underlag för evidensbaserad skogsförvaltning och bevarandearbete.

Nyckelord: Tjäder, *Tetrao urogallus*, tjäderhöna, hemområde, kärnområde, häckning, kyckling, predation, habitatval, habitatfragmentering, skogsbruk, habitat, skogstyp, paraplyart, GPS, landskapsanalys, boreal skog, Biased Random Bridge.

Abstract

The Western capercaillie (*Tetrao urogallus*) is a boreal forest specialist experiencing population declines across much of Europe, largely driven by habitat loss and low breeding success. Despite this, knowledge of habitat requirements for breeding hens remains limited. In this study, 16 GPS-tagged capercaillie hens in Ljusdal municipality, Sweden, were analysed during the breeding seasons of 2023–2025 by comparing habitat composition within home ranges and core areas to randomly placed reference plots within the study area. Home ranges and core areas were estimated using the Biased Random Bridge method and defined as the 95% and 50% isopleths of the utilisation distribution, respectively. Thirteen landscape variables were subsequently analysed using Wilcoxon rank-sum tests with Holm correction for multiple comparisons. No significant differences were detected for any variable, but tendencies were observed at both home range and core area level. Within core areas, tendencies for higher proportions of deciduous forest were observed ($p = 0.06$), and within home ranges, tendencies for higher proportions of pine forest cover, as derived from land cover data, were observed ($p = 0.08$), compared to the randomly placed reference plots. Furthermore, soil moisture showed a consistent pattern of higher mean values in both home ranges and core areas compared to the reference plots. The lack of statistical significance is likely explained by the homogeneous landscape composition of the study area and the limited sample size, rather than an actual absence of habitat preferences. The observed tendencies of higher proportions of pine forest, higher soil moisture and deciduous forest are biologically well-founded and constitute an important basis for evidence-based forest management and conservation of capercaillie populations.

Keywords: Capercaillie, *Tetrao urogallus*, capercaillie hen, home range, core area, breeding, chick, predation, habitat selection, habitat fragmentation, forestry, habitat, forest type, umbrella species, GPS, landscape analysis, boreal forest, Biased Random Bridge.

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	6
Figurförteckning	7
Förkortningar	8
1. Inledning	9
1.1 Syfte och frågeställning	9
1.2 Bakgrund	9
2. Metod	12
2.1 Studiematerial och GPS-data	12
2.2 Hemområdesestimering	13
2.3 Studieområde	15
2.4 Provytor	17
2.5 Val av habitatvariabler	18
2.6 Extraktion av landskapsvariabler	21
2.7 Statistisk analys	22
3. Resultat	23
4. Analys	29
5. Diskussion	31
5.1 Tolkning av tendenser	31
5.2 Felkällor och begränsningar	31
5.3 Implikationer för skogsbruk	33
5.4 Slutsatser	34
Referenser	35
Populärvetenskaplig sammanfattning	37
Tack	38

Tabellförteckning

Tabell 1. Habitatvariabler använda i landskapsanalysen med datakälla, upplösning och beräknat mått. NMD = Nationella Marktäckedata.....	18
Tabell 2. Statistik för Kärnområdena (50%) i relation till provytorna. Medelvärden för hela studieområdet presenteras i kolumnen längst till höger.	23
Tabell 3. Statistik för Hemområdena (95%) i relation till provytorna. Medelvärden för hela studieområdet presenteras i kolumnen längst till höger.	26

Figurförteckning

Figur 1. Karta över hem- och kärnområde (95% och 50% isopleter, Biased Random Bridge) för tjäderhöna tu_x0_23_008 (Tetrao urogallus) under häckningssäsongen 2023 med tillhörande GPS-punkter och rede. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).....	14
Figur 2. Karta över studieområdets utbredning och position vid Kårböle, Ljusdals kommun. Bandområdet som exkluderades från studieområdet är markerat. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.) och OpenStreetMap Standard (OpenStreetMap contributors u.å.).	16
Figur 3. Karta över hem- och kärnområden (95% och 50% isopleter, Biased Random Bridge) för tjäderhönor (Tetrao urogallus) under häckningsperioden säsongerna 2023–2025 samt motsvarande provytor i södra änden av studieområdet. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.) och OpenStreetMap Standard (OpenStreetMap contributors u.å.).	17
Figur 4. Karta över markfuktighetsindex (MFI, 0-240) inom studieområdet. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).	19
Figur 5. Karta över marktäckeklasser inom studieområdet baserat på nationella marktäckedata, basskikt (2018) Redovisade klasser är de som inkluderades i analysen. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).	20
Figur 6. Kronslutenhet (%) för vegetationsskiktet 0,5–5 m (vänster) och 5-45 m (höger) inom studieområdet. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).	21
Figur 7. Boxplot som illustrerar Kärnområden (50%) i relation till provytorna.....	24
Figur 8. Boxplot som illustrerar Hemområden (95%) i relation till provytorna.....	27

Förkortningar

BRB	Biased Random Bridge
DOP	Dilution of Precision
GPS	Global Positioning System
HO	Hemområde
KO	Kärnområde
MFI	Markfuktighetsindex
RMS	Root mean square
SLU	Sveriges Lantbruksuniversitet
UD	Utnyttjandedistribution

1. Inledning

Tjädern (*Tetrao urogallus L.*) är den största arten i underfamiljen skogshöns (*Tetraoninae*) och förekommer i stora delar av det norra boreala barrskogsbältet från Skottland i väst till Sibirien i öst (Kirwan et al., 2026). I Sverige förekommer tjädern i större skogsområden över i princip hela landet upp till fjällens björkregion (SLU Artdatabanken, 2026). Arten är en utpräglad barrskogsfågel och är starkt beroende av god tillgång på blåbär (*Vaccinium myrtillus*) för bete under barmarkssäsongen samt tall (*Pinus sylvestris*), vars barr utgör det huvudsakliga födointaget under vinterhalvåret (SLU Artdatabanken, 2026).

Tjäderns habitatkrav är tämligen omdiskuterade i vetenskapliga kretsar. En rad studier betonar vikten av skog i det senare utvecklingsstadiet med låg fragmenteringsgrad i anslutning till spelplatserna (Storch, 1993; Pakkala et al. 2003). Detta står i kontrast till andra studier, där ett exempel har påvisat en positiv korrelation mellan tjädertäthet i landskapet och proportionen skog i gallringsstadiet. Samma studie visade även en negativ korrelation mellan andelen skog i det äldre utvecklingsstadiet och tjädertäthet (Miettinen et al. 2008).

1.1 Syfte och frågeställning

Syftet med detta arbete är därför att utöka kunskapen kring tjäderhörnornas hemområden under häckningsperioden, med fokus på skogstyp, slutenhet och fuktighet, vilket kan ligga till grund för förbättrade strategier för bevarande och skogsförvaltning. Frågeställningen är: Selektar tjäderhörnor aktivt för specifika landskapselement under häckningsperioden, och skiljer sig deras hem- och kärnområden från det omgivande landskapet avseende skogstyp, trädslag, slutenhet och fuktighet?

1.2 Bakgrund

Tjäderns hotbild är komplex och drivs av en kombination av habitatförlust, predation och miljöförändringar. Det moderna skogsbruket pekas ut som en av de främsta drivande faktorerna bakom tjäderns nedgång i Fennoskandien och centrala Europa (Storch, 1993; Miettinen et al. 2008). Tjädern anses lida av fragmentering av skogslandskapet och förlust av lämpliga livsmiljöer vilket har lett till att arten minskar i stora delar av Europa (Storch, 1993). Hög kycklingdödlighet är en annan

stor faktor som begränsar populationens tillväxt. Dödligheten bland kycklingarna är mycket hög under den första tiden och i vissa fall dör så många som 57% under den första levnads månaden (Wegge & Kastdalen, 2007). Ett ökat tryck från predatorer, särskilt räv (*Vulpes vulpes*) och kråka (*Corvus corone*), ses som ett betydande hot mot häckningsframgången, framför allt i fragmenterade landskap (Baines et al. 2004). Ytterligare en orsak till tjädernas tillbakagång är minskningen av blåbärsris som är en avgörande komponent i tjädernas livsmiljö, till följd av eutrofiering (övergödning) av skogsmark (Storch, 1993).

Tjädernas häckningsbiologi är starkt kopplad till specifika skogshabitat och styrs av faktorer som spelplatser, markvegetation och väderförhållanden. Häckningssäsongen inleds med spelet på våren vilket är när tupparna samlas på bestämda spelplatser för att visa dominans och tävla om hönorna (Hjorth, 1994). Hönorna besöker dessa spelplatser för parning och placerar efter parningen sitt bo på marken, ofta i kantzoner mellan gammelskog och hyggen eller i områden med tät markvegetation som ger bra skydd (Storch, 1994). Ruvningen påbörjas oftast i slutet av maj och kullen består i genomsnitt av 6,4 ägg (Storch, 1994). Kläckningen sker vanligtvis 27-28 dagar efter äggläggning i juni (Hjorth, 1994).

Kycklingarna är boflyktare och lämnar boet nästan omedelbart efter kläckning. Under de första månaderna ökar avståndet som kullen rör sig dagligen i takt med att kycklingarna blir äldre (Storch, 1994). Blåbärsris är en helt avgörande faktor för kycklingarnas överlevnad eftersom det bidrar med både skydd mot predatorer och utgör en viktig livsmiljö för de insekter som kycklingarna äter (Storch, 1993; Storch, 1994).

Kycklingarnas diet förändras snabbt under de första veckorna. Från början är kycklingarna helt beroende av ryggradslösa djur i form av framför allt fjärilslarver, men även andra insekter. Vid 3–4 veckors ålder börjar kycklingarna gradvis gå över till växtföda, framför allt blad och skott från blåbärsris (Hjorth, 1994).

För hönor med kycklingar är hemområdet från kläckning till sensommar i genomsnitt 148 hektar (Storch, 1994). Under de två första veckorna efter kläckning är området betydligt mindre, i genomsnitt 24 hektar, för att sedan öka i takt med att kycklingarna växer (Storch, 1994). De mest intensivt besökta delarna av hemområdet benämns hädanefter kärnområdet, och definieras som 50 %-isopleten av utnyttjandedistributionen enligt BRB-metoden, och sammanfaller ofta med platsen för redet (Storch, 1994).

Traditionellt har tjäderforskning och bevarandearbete fokuserat på tupparna och spelplatserna, medan studier av häckande hönor och deras kullar beskrivs som bristfälliga trots deras stora betydelse för populationens överlevnad (Storch, 1994). Eftersom den generella populationsminskningen i hög grad beror på låg häckningsframgång är det vetenskapligt nödvändigt att förstå de habitatrelationer som styr höornas och kullarnas överlevnad (Storch, 1994; Wegge & Kastdalen, 2007; Baines et al., 2004). Tjädern kan dessutom ses som en paraplyart för

skogsekosystemet, och genom att analysera och skydda den landskapstyp tjäderhönorna behöver under häckningsperioden kan även den biologiska mångfalden i tajgaskogen främjas på ett långsiktigt sätt (Pakkala et al. 2003).

2. Metod

2.1 Studiematerial och GPS-data

Denna landskapsanalys baseras på rumsliga rörelsedata i form av GPS-positioner insamlade från tjäderhönor som fångats (försöksdjursetiskt tillstånd Dnr A6-2022), och försetts med GPS-sändare (OrniTrack-E30 4G transmitter, Ornitela, UAB, Vilnius, Litauen; vikt 30g) under fältsäsongerna 2023 och 2024. Det insamlade datamaterialet omfattar häckningssäsongerna 2023, 2024 och 2025.

GPS-punkterna filtrerades sedan för att endast omfatta det som definierades som häckningsperioden. Detta avgränsades till perioden mellan tjäderhönornas intagande av rede (boplats) och att den allmänna jakten på tjäder börjar i Sverige (25 augusti).

Startdatumet var individspecifikt för tjäderhönorna och identifierades genom att analysera datumet då GPS-punkter befann sig inom en buffertzona om 10 meter runt inventerade tjäderreden för samma individ. Bufferten på 10 meter motiverades utifrån GPS-positionernas horisontella noggrannhet. Datamaterialet hade en median-DOP (mått på GPS-satelliternas spridning, lågt värde indikerar bättre noggrannhet) på 1,10, vilket under typiska skogsförhållanden uppskattningsvis motsvarar ett horisontellt RMS-fel på 2–3 meter. En buffert om 10 meter bedömdes därför täcka >95 % av positionsfelen och säkerställde även att rörelser inom redets direkta omgivning inkluderades i analysen.

För två individer resulterade analysen av startdatum i datum som bedömdes ekologiskt orimliga enligt vedertagen häckningsfenologi för tjädern i norra Sverige. Datumerna i fråga var 1 januari och 22 april, vilket bedöms som högst osannolikt då äggläggningen hos tjäder i norra Sverige vanligtvis påbörjas i mitten av maj (Hjorth 1994). Analysen inkluderade även hönor utan bekräftade häckningar, eftersom syftet var att beskriva habitatkraven under häckningssäsongen, inte enbart för häckande hönor. I dessa fall identifierades periodens startdatum som medelvärdet av startdatum för bekräftade häckningar inom samma säsong. Detta ansågs som ett ekologiskt förankrat antagande för samtliga tjäderhönor i studieområdet. För två tjäderhönor identifierades omläggningar efter att första boplatsen prederats, i dessa fall skapades en ny punkt för redet vid omläggningens position och samma buffertanalys som tidigare tillämpades för att identifiera startdatum.

Valet av slutdatum grundades i hypotesen att jakt medför externa störningsmoment som kan ge missvisande rörelsemönster. Datumet 25 augusti sammanfaller även med den ungefärliga period då tjäderkycklingar börjar uppnå självständighet och hönans häckningsbeteende gradvis upphör, vilket markerar ett naturligt ekologiskt slut på häckningsperioden (Hjorth, 1994). I ett fall avled en

individ innan periodens slutdatum. I detta fall sattes slutdatumet till dödsdatumet, då GPS-data efter dödsdatumet inte återspeglar tjäderns aktiva habitatval. I ett fall dödades en höna av en predator kort efter intagandet av redet. Denna höna exkluderades därmed från analysen, då dataunderlaget inte bedömdes tillräckligt för att ingå i hemområdesestimeringen.

2.2 Hemområdesestimering

Utifrån det filtrerade GPS-materialet estimerades hönornas hemområden för varje individ och respektive säsong. Hemområdena estimerades med Biased Random Bridge-metoden (BRB) (Benhamou 2011). BRB är en kernel-baserad metod som modellerar djurens rörelse genom att ta hänsyn till djurens övergripande riktning (advektion) samt den slumpmässiga variationen i djurens rörelser (diffusion). Detta ger mer realistiska hemområdesestimater än andra metoder som behandlar positioner som oberoende punkter (Benhamou 2011; Tétreault & Franke 2017). Metoden bedömdes som lämplig dels för att datamaterialets loggningsintervall på 1–3 timmar ger tillräckligt täta positioner för att modellera rörelsemönster mellan successiva punkter, dels för att tjädern under häckningsperioden har tydligt centralplatsbeteende kring redet, vilket är ett rörelsemönster som BRB är särskilt utformat för att hantera (Benhamou 2011; Tétreault & Franke 2017).

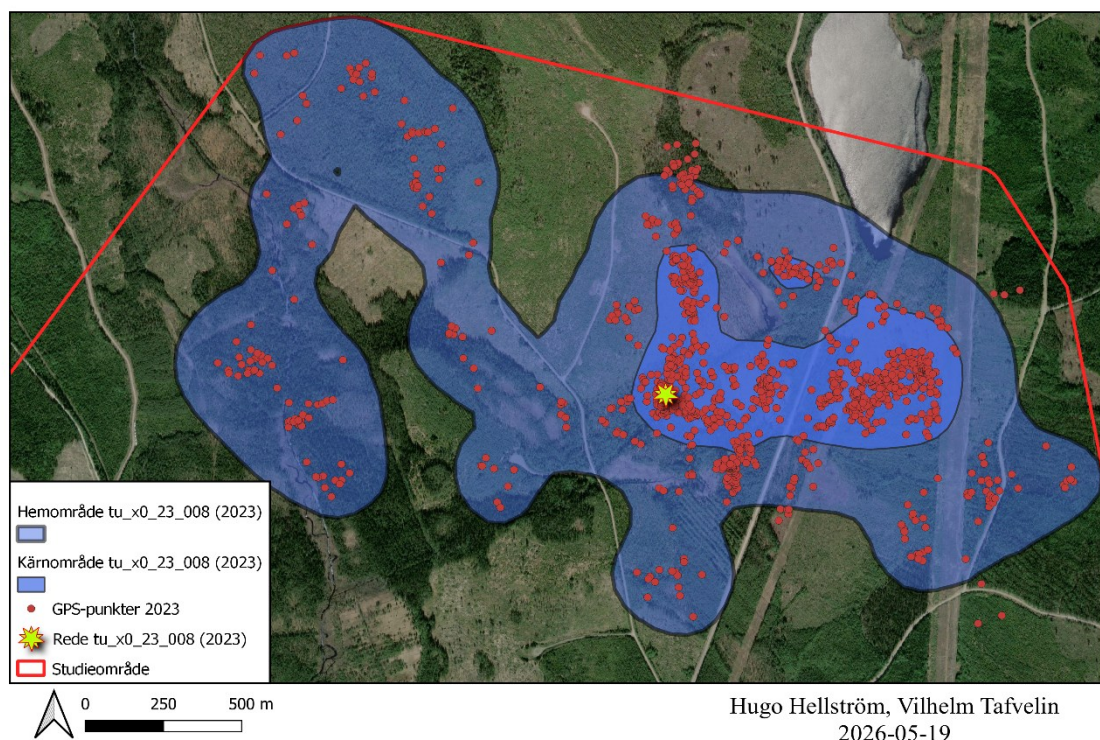
Hemområdesestimering gjordes i R (version 4.4.2; R Core Team, 2024) där paketet `adehabitatLT` (version 0.3.29; Calenge C, 2025) användes för att strukturera GPS-positioner till tidsstämplade trajektorier medan `adehabitatHR` (version 0.4.22; Calenge C, 2024) användes för att estimeras hemområdena med BRB. Metoden krävde att parametrarna T_{max} , L_{min} och H_{min} specificeras (Benhamou 2011). T_{max} fungerar som en övre tidströskel för att garantera homogena rörelser. Det används för att filtrera bort tidsgap mellan punkter som överskrider tidströskeln (Benhamou 2011). Detta behövs för att bibehålla homogen advektion och diffusion, vilket är ett grundantagande för BRB. T_{max} sattes till 6h vilket ansågs lämpligt eftersom medianvärdet för loggningsintervallet var 1h, då innebär ett T_{max} på 6h att 99% av successiva positioner registreras inom intervallet. Segment som överstiger värdet på 6h ansågs inte representera kontinuerlig förflyttning och exkluderades därmed från hemområdesestimeringen.

L_{min} representerar det minsta avståndet mellan successiva positioner som definierar att djuret rör sig (Benhamou 2011). Ett avstånd kortare än L_{min} betyder därmed att djuret vilar eller gör minimal förflyttning på en plats. Lämpligt L_{min} styrs i hög grad av GPS-positionernas noggrannhet, samt vad som definieras som stationärt beteende (Benhamou 2011). I detta fall sattes L_{min} till 10 meter, dels baserat på datamaterialets GPS-noggrannhet (2–3 m), dels eftersom förflyttningar

under detta avstånd med 1–3 timmar loggningsintervall indikerar stationärt beteende.

Hmin representerar utjämningsparametern för varje GPS punkt. Det vill säga hur mycket osäkerhet som varje punkt behandlas med (Benhamou 2011). Hmin sattes till 25 m, detta värde överstiger det uppskattade positioneringsfelet (2–3 m) med god marginal, samt geomaterialets pixelstorlek (10 m).

Hemområden definierades som 95% isopleten (konturlinje som innesluter 95% av sannolikhetsmassan) av utnyttjandedistributionen (UD), vilket motsvarar det område där individen uppehåller sig 95% av sin aktiva tid. Kärnområdet definierades som 50% isopleten och motsvarar de mest intensivt nyttjade delarna av hemområdet. Definitionerna av hem- och kärnområden är i enlighet med tidigare hemområdesforskning (Tétreault & Franke 2017). Isopleterna exporterades som polygoner för landskapsanalys i QGIS (version 3.20.3).

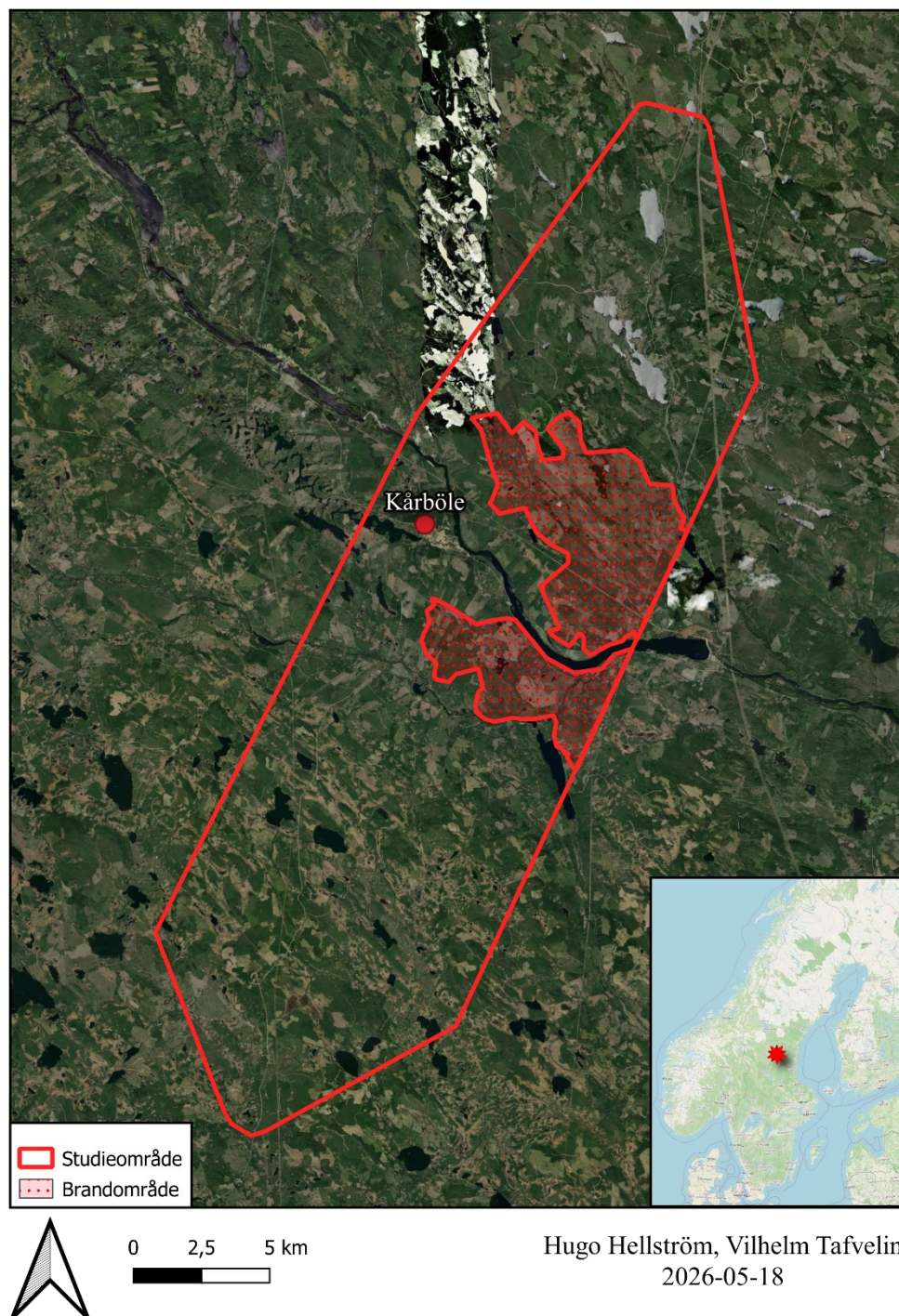


Figur 1. Karta över hem- och kärnområde (95% och 50% isopleter, Biased Random Bridge) för tjäderhöna *tu_x0_23_008* (*Tetrao urogallus*) under häckningssäsongen 2023 med tillhörande GPS-punkter och rede. Bakgrundsiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).

2.3 Studieområde

Studieområdet är beläget i Ljusdals kommun i Hälsingland, Sverige (centrumpunkt WGS84 61,94°N, 15,32°E). Området avgränsades med funktionen Convex hull i QGIS, baserat på samtliga hemområdets (95% isopleter) utbredning. Detta resulterade i ett område med arean 37 796 ha.

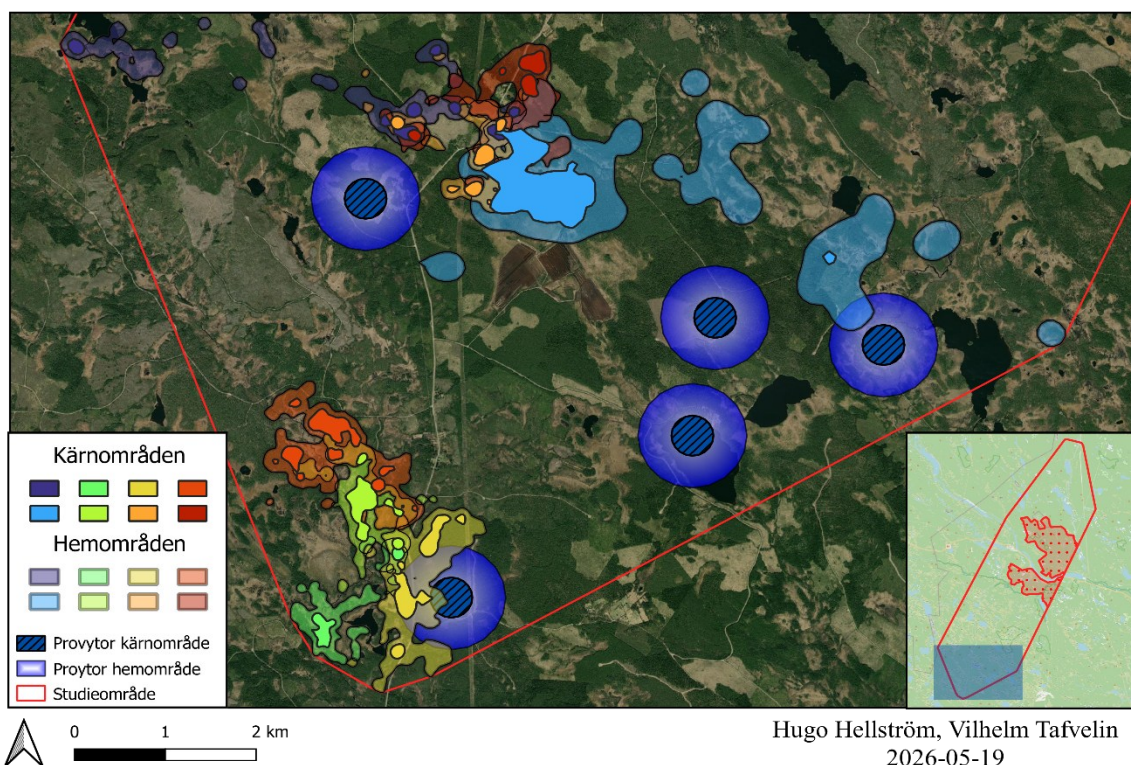
Inom polygonen identifierades ett brandhärjat område från skogsbranden 2018 med hjälp av kartmaterial från Ljusdals kommun (Ljusdals kommun 2018) och exkluderades från studieområdets polygon. Detta gjordes då nyligen brandhärjad mark saknar de skogsstrukturer tjädern kräver under häckningsperioden (Storch, 1993). Den slutgiltiga arean efter brandområdets exkludering blev 32 203 ha. Studieområdets landskapssammansättning presenteras i resultatavsnittet.



Figur 2. Karta över studieområdets utbredning och position vid Kårböle, Ljusdals kommun. Brandområdet som exkluderades från studieområdet är markerat. Bakgrundsiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.) och OpenStreetMap Standard (OpenStreetMap contributors u.å.).

2.4 Provytor

För att möjliggöra jämförelser mellan tjädernas nyttjade områden och det tillgängliga landskapet genererades slumpmässiga referensytor inom studieområdet. Två punkter slumpades ut per individ (2 x 16 individer, n = 32 punkter) i QGIS ("Random Points in Polygon"). Därefter skapades två cirkulära buffertzoner runt varje punkt med olika area. Den ena arean representerar genomsnittsarean för hemområdena (108 ha) och den andra representerar genomsnittsarean för kärnområdena (18 ha). Dessa provytor refereras härnäst till som HO-provytor och KO-provytor.



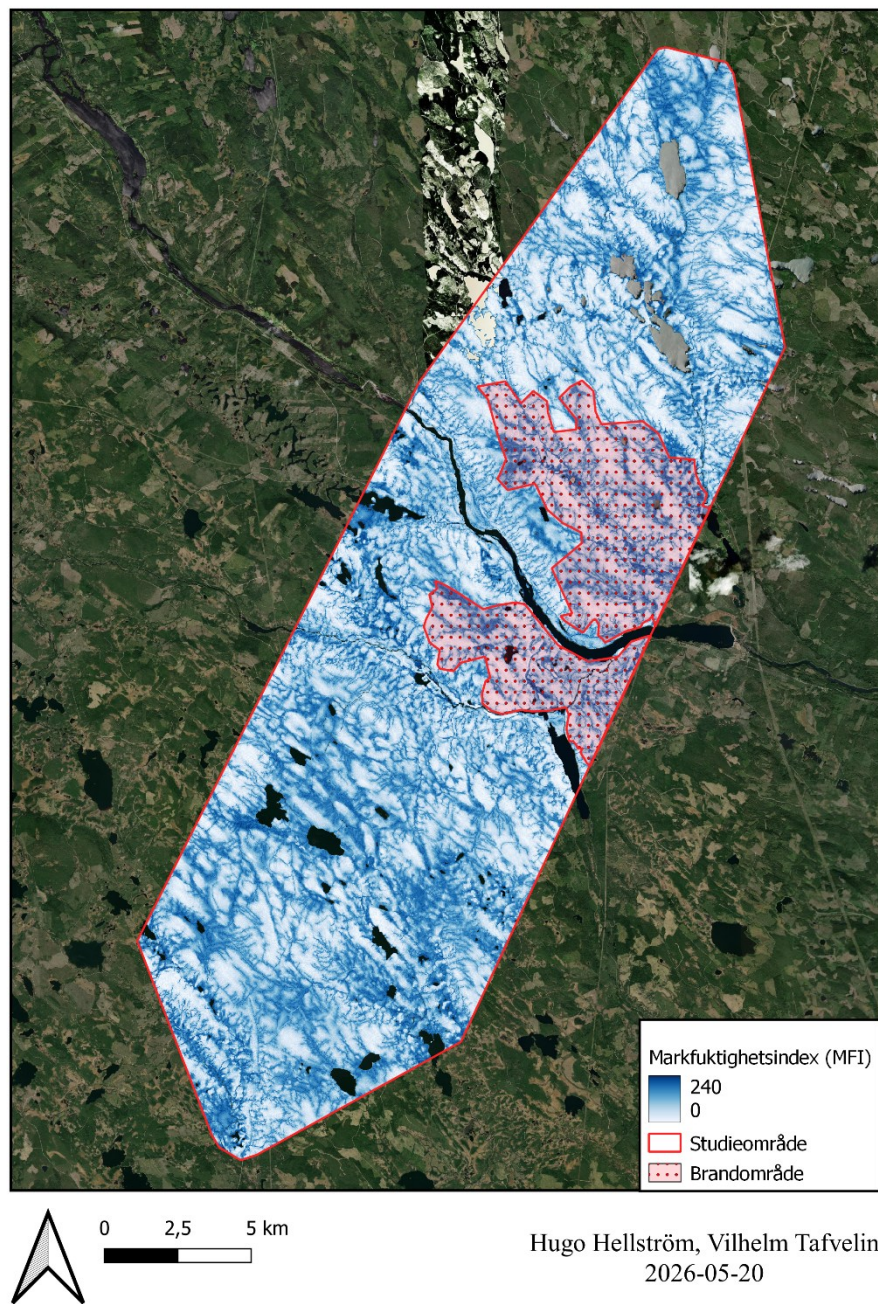
Figur 3. Karta över hem- och kärnområden (95% och 50% isopleter, Biased Random Bridge) för tjäderhönor (*Tetrao urogallus*) under häckningsperioden säsongerna 2023–2025 samt motsvarande provytor i södra änden av studieområdet. Bakgrundsiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.) och OpenStreetMap Standard (OpenStreetMap contributors u.å.).

2.5 Val av habitatvariabler

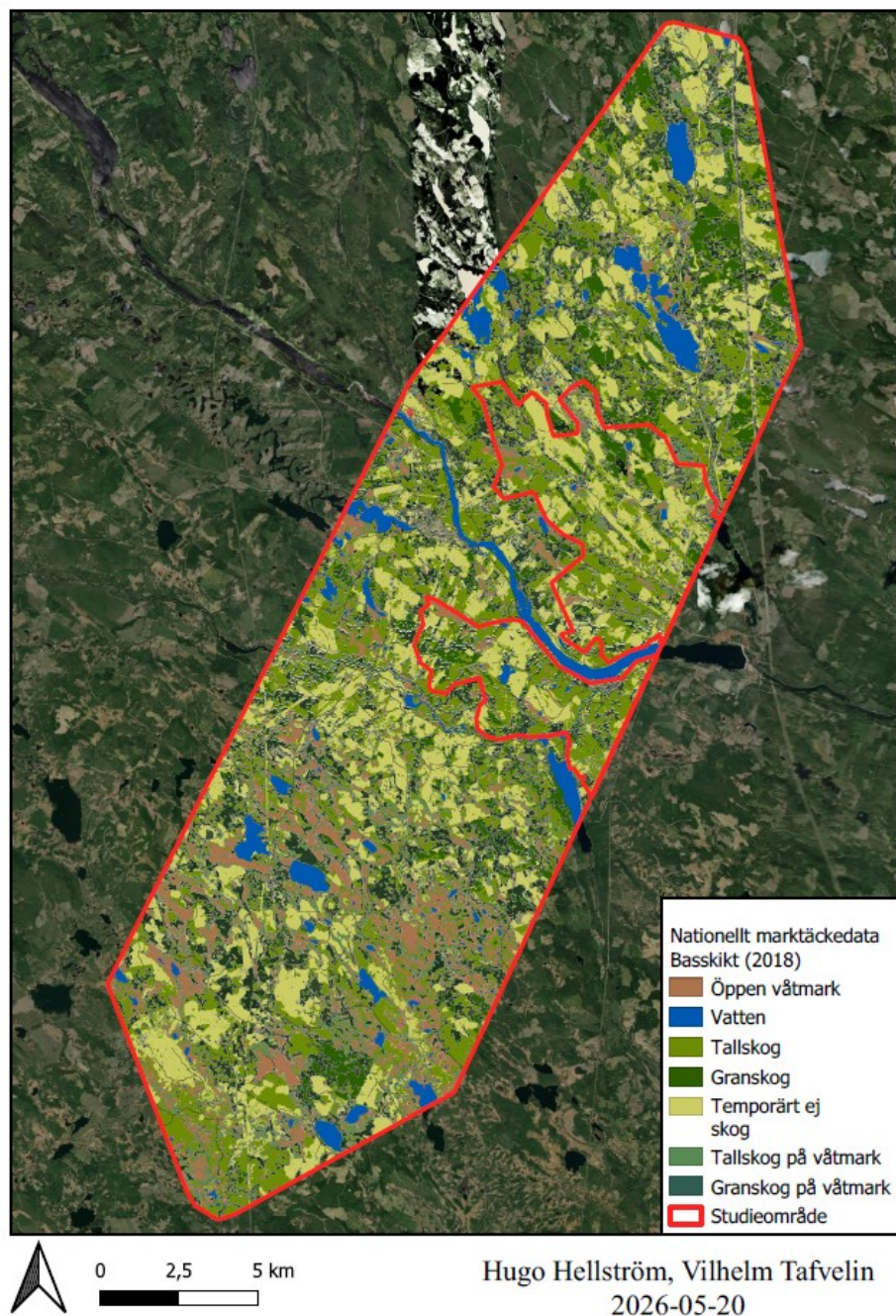
Habitatvariablerna valdes utifrån tidigare forskning och vedertagen kunskap om tjäderns habitatkrav. Markfuktighet inkluderades i analysen då fuktigare skogsmark har identifierats som en viktig habitatkomponent för tjädern (Braunisch & Suchant 2007; Wegge et al. 1990). Trädslagsammansättning inkluderades då tjädern är starkt associerad med talldominerade skogar, och eftersom det även argumenterats för att tjäderhönor med kycklingar gynnas av örtrika granskogar (Wegge et al. 1990). Andelen contortatall (*Pinus contorta*) inkluderades för att undersöka om tjädern selekterar för eller mot contortabestånd, då contortaskogarnas enformiga bestånd med lägre fältskiktsartrikedom jämfört med inhemsk tallskog (Engelmark et al. 2001) bedöms erbjuda lägre habitatkvalitet för en stor del av den svenska faunan. Triviallövskog inkluderades i analysen som ett mått på skogens successionsgrad och störningshistorik, då en högre andel ofta brukar betyda yngre eller störd skog (Braunisch & Suchant 2007; NMD 2018, Naturvårdsverket 2020). Tjädern och dess kycklingar är extremt känsliga för predation och gott skydd är viktigt för deras överlevnad (Wegge & Kastdalen 2007). Därför analyserades skogens slutenhet, både i buskskiktet (0,5-5 m) och trädskiktet (5-45 m). Andelen tallskog, granskog, tallskog på våtmark, granskog på våtmark, våtmark och temporärt ej skog användes för att undersöka tjäderns preferenser för olika marktäckeklasser (NMD 2018, Naturvårdsverket 2020).

Tabell 1. Habitatvariabler använda i landskapsanalysen med datakälla, upplösning och beräknat mått. NMD = Nationella Marktäckedata.

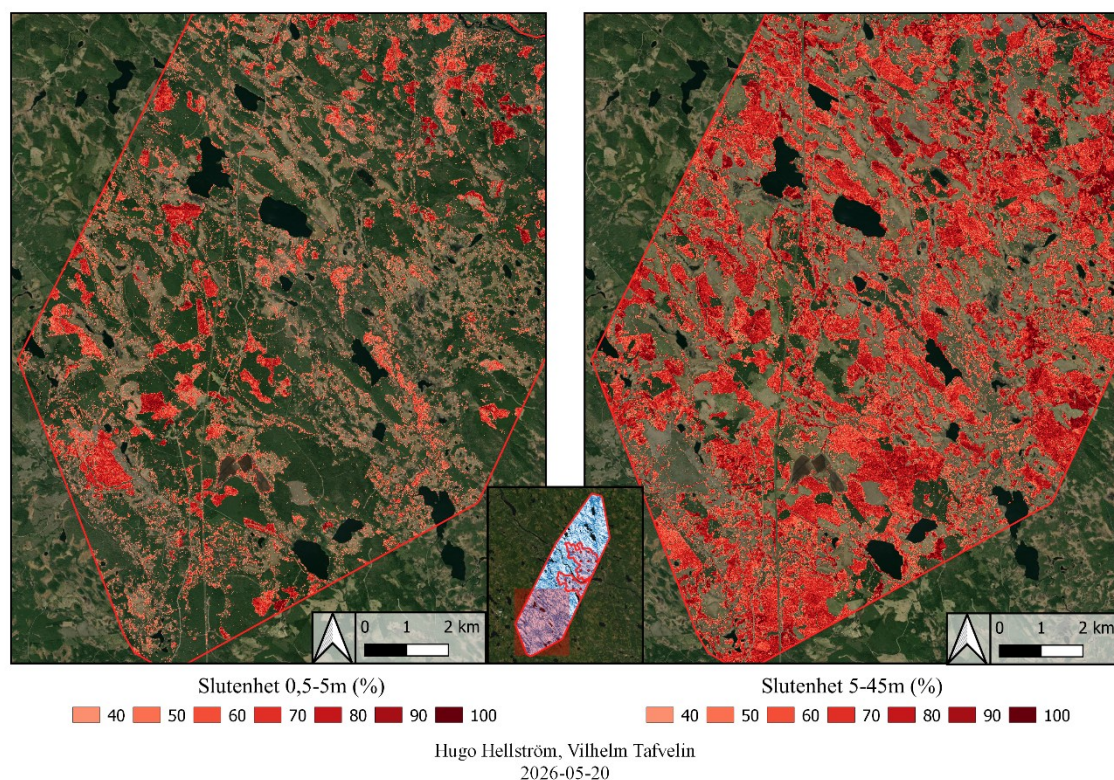
Variabel	Datakälla	Upplösning	Mått
Markfuktighetsindex (MFI)	Metria 2019	10 m	Medelvärde
Indikation tall, gran, contorta, triviallöv	NMD2023 tillägsskikt trädslag (Naturvårdsverket 2026)	10 m	Medelvärde
Krontäckning 0,5–5 m och 5–45 m	NMD tillägsskikt objekthöjd och -täckning (Naturvårdsverket 2020)	10 m	Medelvärde
Andel tallskog, granskog, tallskog på våtmark, granskog på våtmark, öppen våtmark, temporärt ej skog	NMD2018 basskikt (Naturvårdsverket 2020)	10 m	Andel (%)



Figur 4. Karta över markfuktighetsindex (MFI, 0-240) inom studieområdet. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).



Figur 5. Karta över marktäckeklasser inom studieområdet baserat på nationella marktäckedata, basskikt (2018) Redovisade klasser är de som inkluderades i analysen. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).



Figur 6. Kronslutenhet (%) för vegetationsskiktet 0,5–5 m (vänster) och 5–45 m (höger) inom studieområdet. Bakgrundskiktet utgörs av Esri World Imagery (Esri u.å.).

2.6 Extraktion av landskapsvariabler

Hemområden, kärnområden och deras motsvarande provvytor analyserades genom zonstatistik i QGIS där landskapsvariablerna extraherades enligt måtten i tabell 1. För individer med hemområden från flera säsonger beräknades ett medelvärde av variablerna över alla säsonger, vilket gjordes för att hålla observationerna oberoende och undvika pseudoreplikation. Detta reducerade antalet observationer från 23 (antalet unika hem- och kärnområdespar) till 16 (antalet tjädrar).

2.7 Statistisk analys

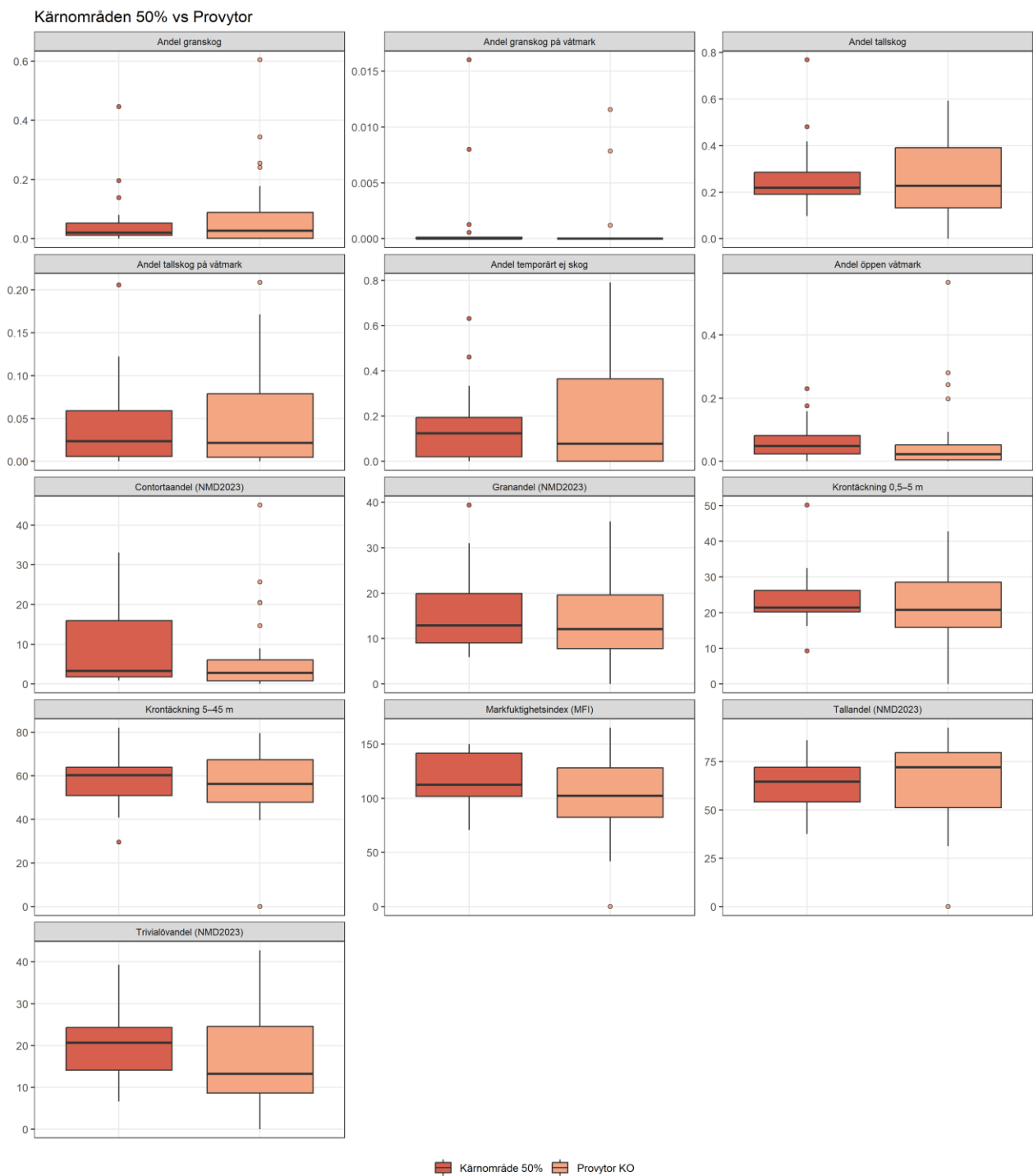
Skillnader mellan tjädrarnas nyttjade ytor (hem- och kärnområden) och provvytorna testades med Wilcoxon rank-sum test (Mann-Whitney U-test) för oberoende stickprov. Testet genomfördes separat för kärnområde mot KO-provytor samt hemområde mot HO-provytor. P-värdena justerades med Holm-metoden och en signifikansnivå på $\alpha = 0,05$ användes (Holm 1979). Analyserna utfördes i R (version 4.4.2) med funktionerna *wilcox.test* samt *p.adjust*.

3. Resultat

Resultatet påvisar inga signifikanta skillnader mellan tjäderhönornas kärnområden (50%-isoplet) och de slumpmässigt utplacerade provytorna för någon av de 13 analyserade landskapsvariablerna efter Holm-korrektion (Tabell 2, Figur 7). Däremot visar resultatet vissa tendenser. Den variabel som uppvisade det lägsta p-värdet var triviallövandel med ett p-värde på 0,0615 och $w = 342$. Kärnområdena tenderade att ha en högre triviallövandel ($21,35 \pm 9,4\%$) jämfört med de slumpmässigt utvalda provytorna där triviallövandelen var $16,14 \pm 11,36\%$. Dessutom uppvisar contorta-andelen ($9,39 \pm 11,16$) ett högre medelvärde jämfört med provytorna ($6,21 \pm 9,61$).

Tabell 2. Statistik för Kärnområdena (50%) i relation till provytorna. Medelvärden för hela studieområdet presenteras i kolumnen längst till höger.

Variabel	Kärnområde 50% (medel ± SD)	Provytor (medel ± SD)	W	p	p (Holm)	Signifikans	Studieområde
Markfuktighetsindex (MFI)	116.47 ± 25.02	102.99 ± 36.89	312	0,2248	1	ns	104,26
Contortaandel (NMD2023)	9.39 ± 11.16	6.21 ± 9.61	312	0,2248	1	ns	6,13
Triviallövandel (NMD2023)	21.35 ± 9.4	16.14 ± 11.36	342	0,0615	0,7994	ns	18,23
Granandel (NMD2023)	15.85 ± 9.46	14.9 ± 9.42	270	0,7678	1	ns	16,22
Tallandel (NMD2023)	63.19 ± 13.68	65.27 ± 20.23	211	0,3304	1	ns	64,44
Krontäckning 0,5–5 m	23.74 ± 8.85	22.58 ± 10.05	284	0,5475	1	ns	26,08
Krontäckning 5–45 m	57.71 ± 12.64	55.79 ± 15	262	0,9043	1	ns	56,13
Andel öppen våtmark	0.07 ± 0.07	0.06 ± 0.12	315	0,1997	1	ns	0,10
Andel granskog på våtmark	0 ± 0	0 ± 0	296	0,1594	1	ns	0,00
Andel granskog	0.07 ± 0.11	0.08 ± 0.13	243	0,7829	1	ns	0,07
Andel tallskog på våtmark	0.04 ± 0.06	0.05 ± 0.05	236	0,6684	1	ns	0,05
Andel tallskog	0.27 ± 0.16	0.26 ± 0.16	269	0,7846	1	ns	0,26
Andel temporärt ej skog	0.16 ± 0.18	0.19 ± 0.23	270	0,7671	1	ns	0,22



Figur 7. Boxplot som illustrerar Kärnområden (50%) i relation till provytorna.

Resultatet för hemområdena påvisade inte heller några signifikanta skillnader mellan tjäderhörnornas hemområden (95%-isoplet) och provytorna för någon av de 13 analyserade variablerna efter Holm-korrektion (Tabell 3, Figur 8). Den variabel som var närmast statistisk signifikans var andelen tallskog med ett p-värde på 0,08 och $w = 336$, där hemområdena tenderade att ha en högre andel tallskog ($0,30 \pm 0,10$) jämfört med de slumpmässigt utvalda provytorna ($0,23 \pm 0,11$), redovisat som proportion av total area.

Tabell 3. Statistik för Hemområdena (95%) i relation till provytorna. Medelvärden för hela studieområdet presenteras i kolumnen längst till höger.

Variabel	Hemområde 95% (medel ± SD)	Provytor (medel ± SD)	W	p	p (Holm)	Signifikans	Studieområde
Markfuktighetsindex (MFI)	115.07 ± 21.79	108.65 ± 23.1	295	0,3998	1	ns	104,26
Contortaandel (NMD2023)	6.75 ± 7.52	6.34 ± 8.09	241	0,7512	1	ns	6,13
Triviallövandel (NMD2023)	20.94 ± 9.3	18.08 ± 6.55	305	0,2888	1	ns	18,23
Granandel (NMD2023)	15.37 ± 10.08	16.42 ± 8.12	222	0,4638	1	ns	16,22
Tallandel (NMD2023)	63.96 ± 11.67	64.19 ± 11.85	256	1	1	ns	64,44
Krontäckning 0,5–5 m	24.29 ± 3.25	24.41 ± 6.94	285	0,5331	1	ns	26,08
Krontäckning 5–45 m	56.1 ± 8.09	56.57 ± 10.26	240	0,7346	1	ns	56,13
Andel öppen våtmark	0.09 ± 0.07	0.08 ± 0.1	277	0,6539	1	ns	0,10
Andel granskog på våtmark	0 ± 0	0 ± 0	201	0,2159	1	ns	0,00
Andel granskog	0.06 ± 0.12	0.09 ± 0.11	202,5	0,2464	1	ns	0,07
Andel tallskog på våtmark	0.07 ± 0.05	0.05 ± 0.04	295	0,3998	1	ns	0,05
Andel tallskog	0.3 ± 0.1	0.23 ± 0.11	336	0,0821	1	ns	0,26
Andel temporärt ej skog	0.18 ± 0.11	0.19 ± 0.15	279	0,6227	1	ns	0,22



Figur 8. Boxplot som illustrerar Hemområden (95%) i relation till provytorna.

Sammantaget påvisades inga signifikanta skillnader, varken på kärnområdes- (50%) eller hemområdesnivå (95%), mellan tjäderhörnarnas hem- och kärnområden och de slumpmässigt utplacerade provytorna för någon av de 13 analyserade landskapsvariablerna efter korrektion för multipla tester. Däremot kunde tendenser observeras för triviallövandel inom kärnområdena ($p = 0,06$) och andel tallskog inom hemområdena ($p = 0,08$). Vidare kunde ett högre medelvärde för contortandel på kärnområdesnivån urskiljas jämfört med provytorna.

Markfuktighetsindexet uppvisade högre medelvärden i både hem- och kärnområdena jämfört med provytorna, ett mönster som återkom på båda skalorna utan att nå statistisk signifikans.

4. Analys

Syftet med landskapsanalysen var att undersöka om tjäderhönorna aktivt väljer habitat som skiljer sig från det omgivande landskapet under häckningsperioden. Resultatet ger inget statistiskt stöd för att tjäderhönorna aktivt selekterar för specifika landskapselement, varken på kärnområdes- eller hemområdesnivå. En trolig förklaring till de uteblivna signifikanta skillnaderna är att studieområdet som helhet är relativt homogent (se tabell 2 och 3), med en hög och jämnt fördelad talldominans (tallandelen i studieområde på 64,4% skiljer sig mindre än 2 procentenheter från samtliga grupper). När landskapet är homogent minskar variationen mellan grupperna, vilket försvårar statistisk detektion av habitatpreferenser även om sådana skulle finnas. Detta tyder på att tjäderhönorna selekterar på en finare rumslig skala än vad landskapsanalysen lyckas fånga.

Trots avsaknaden av statistisk signifikans påvisar resultatet ändå tydliga tendenser i materialet. Att triviallövandelen tenderar att vara högre inom kärnområdena ($p = 0,06$) skulle kunna återspegla en miljö där mer skydd och lämplig föda finns tillgängligt. Eftersom studieperioden sträcker sig över tiden från att hönorna går på rede till dess att jakten inleds den 25 augusti förändras också kycklingarnas diet under studieperioden. Från början utgörs kosten av insekter, men övergår successivt alltmer till örter och växter som ofta återfinns i skogar med inslag av triviallöv (Storch, 1994; Hjorth 1994). En högre triviallövandel i kärnområdena kan därmed spegla tillgången på tät markvegetation som kan bidra med skydd under hela häckningsperioden samt lämplig växtföda för både hönor och kycklingar senare under häckningsperioden.

På liknande sätt antyder den högre andelen tallskog i hemområdena ($p = 0,08$) att tjäderhönorna föredrar tallskog, vilket är förväntat av en tallskogsberoende art. Blåbärsris är viktigt ur både skydds- och födosynpunkt, återfinns i de flesta tallskogar (Storch 1993). Att tendensen syns på hemområdesnivå men inte på kärnområdesnivå kan tyda på att tallskogen utgör en viktig del av det övergripande hemområdet, medan kärnområdet i högre grad präglas av mer tät vegetation med inslag av triviallöv.

En högre contorta-andel på kärnområdesnivån uppvisas vilket ej syns inom hemområdesnivån. Eftersom $p = 0,22$ och w -värdet inte indikerar något tydligt mönster är detta något som kan ha uppkommit genom slumpen. Med bara 16 individer i urvalet och slumpmässig variation kan sådana skillnader uppkomma utan att det finns något biologiskt mönster bakom. Denna förklaring är trolig givet det höga p -värdet. Contortaskogens enformiga bestånd med lägre artrikedom i fältskiktet bedöms generellt erbjuda lägre habitatkvalitet för tjäder (Engelmark et al. 2001). Det finns alltså inget biologiskt stöd för att tjäderhönorna aktivt skulle söka sig till contortabestånd, vilket ytterligare tyder på ett resultat som uppkommit

av slumpen. Ett motargument till detta är att resultatet inte heller talar för att tjäderhönorna skulle undvika contortaskog, vilket tjäderhönorna rimligtvis borde göra ifall habitatkvalitén var sämre än i det övriga landskapet.

Krontäckningen var en variabel som på både hem- och kärnområdesnivån skiljde sig minimalt från provytornas värden, både för 0,5–5 meter och 5–45 meters höjd. En teori om varför resultatet ser ut som det gör är att tjädern söker skydd på en mindre skala än vad trädkronorna kan bidra med. Storch (1993) beskriver hur tjäderhönor tenderar att skydda sig från predation genom att gömma sig i den täta markvegetationen. Trädkronornas slutenhet på både 0,5–5 meter och 5–45 meters höjd skulle därmed bidra med ett skydd på för stor skala som tjäderhönorna inte kan dra nytta av, och därför syns inga trender i resultatet.

Vad gäller markfuktigheten syns ett konsekvent mönster där både kärnområden och hemområden uppvisar högre medelvärden än provytorna och studieområdet som helhet, trots att skillnaderna inte når statistisk signifikans. Fuktigare miljöer är ofta kopplade till högre insektsförekomst och tätare markvegetation (Braunisch & Suchant 2007), vilket kan vara särskilt fördelaktigt under häckningsperioden när kycklingarna är beroende av insekter som huvudsaklig föda. Att detta mönster återkommer på båda skalorna talar för att det rör sig om en verklig biologisk trend snarare än slumpmässig variation, men det kan inte styrkas statistiskt med det tillgängliga datamaterialet.

Resultaten kan även ha påverkats av metodologiska faktorer. Det begränsade antalet individer minskar den statistiska styrkan och ökar risken för att verkliga skillnader inte detekteras. Denna problematik förstärks ytterligare av att Holm-korrekturen för 13 simultana tester justerar p-värdena uppåt, vilket gör det svårare för måttliga tendenser att nå statistisk signifikans (Holm, 1979). Den stora spridningen inom grupperna — illustrerad av de relativt höga standardavvikelserna i förhållande till medelvärdet i tabellerna — bidrar också till att skillnaderna mellan hemområden och provytor döljs. Ytterligare en begränsning är att de valda landskapsvariablerna inte fångar upp alla habitataspekter som kan vara relevanta för tjäderhönor under häckning, såsom markvegetationens sammansättning och avstånd till störningskällor, vilket hade kunnat ge ett mer nyanserat resultat.

5. Diskussion

5.1 Tolkning av tendenser

Resultaten från landskapsanalysen visade inga signifikanta skillnader mellan tjäderhönornas hem- och kärnområden och det omgivande landskapet, vilket till synes kan strida mot tidigare forskning som betonar tjäders starka koppling till specifika skogshabitat (Storch 1993; Storch 1994; Hjorth 1994). Tendenserna för högre tallskogsandel inom hemområdena och högre triviallövandel inom kärnområdena pekar dock i biologiskt förväntade riktningar, och avsaknaden av statistisk signifikans behöver inte nödvändigtvis innebära att habitatpreferenser saknas — snarare kan det återspegla begränsningar i studiens upplägg och det tillgängliga datamaterialet. Tjädern är starkt associerad med tallskog enligt Hjorth (1994), och fungerar dessutom som en paraplyart för många andra arter inom taigan. Tendensen för högre tallskogsandel inom hemområdena är därmed biologiskt förväntat. Med ett större urval hade det eventuellt varit möjligt att statistiskt belägga denna tendens, då tallandelen i studieområdet (64,4%) är nästan identisk med hem- och kärnområdenas (64,0% respektive 63,2%; se tabell 2 och 3).

Vidare tenderar tjäderhönorna att föredra en högre triviallövandel jämfört med de slumpmässigt utvalda provytorna inom kärnområdena. Enligt Hjorth (1994) består tjäderhönornas kärnområden av en mångfald av biotoper i småskalig mosaik som erbjuder bra skydd och ett varierat och brett utbud av föda. Då kärnområdena innehåller en betydande andel triviallöv uppnås just detta, vilket gör att tendenserna som syns återigen speglar befintlig litteratur. Fuktigheten hade högre medelvärden i både hem- och kärnområdena vilket stämmer väl överens med litteraturen och tidigare forskning (Braunisch & Suchant 2007; Wegge et al. 1990). Fuktiga platser erbjuder ofta gott skydd samt en rik födokälla i form av insekter, vilket är livsviktigt för kycklingarna (Hjorth 1994). Därmed är det förväntat att tjäderhönorna föredrar denna habitattyp i sina hemområden under häckningsperioden.

5.2 Felkällor och begränsningar

Att tendenser vi ser som stöds av befintlig litteratur inte statistiskt kan säkerställas beror troligen på studiens design och datamaterialets begränsningar. Med ett större antal hönor i analysen hade säkrare slutsatser kunnat dras. Dessutom är det bara hönorna som försetts med GPS-sändare som syns i landskapsanalysen. Ett stort

antal omärkta tjäderhonor förekommer sannolikt inom studieområdet men inkluderas inte i analysen. Studieområdet är relativt homogent, vilket rimligtvis betyder att tjäderhönorna kan hittas inom nästan hela studieområdet, bortsett från brandområdet eftersom det inte utgör lämpligt habitat för tjäderhönorna under häckningsperioden. Många av de slumpmässigt utvalda provytorna torde sammanfalla med faktiska hem- och kärnområden för tjäderhonor men som i analysen behandlas som slumpmässigt outnyttjat habitat. Hemområdena i studieområdet är koncentrerade till toppen och botten, medan det är en tydlig geografisk lucka i mitten av studieområdet, där tjädertätheten troligtvis är liknande.

Valet av slumpmässigt placerade provytor motiverades av att endast en liten andel av tjädrarna inom studieområdet inkluderades i analysen. Hade samtliga tjäderhonor inom området ingått i analysen hade det varit rimligt att använda hela studieområdet som referens, men då analysen bygger på ett stickprov ansågs det mer korrekt att basera provytorna på de faktiska tjädrarnas hem- och kärnområden.

GPS-sändarnas noggrannhet kan anses vara en felkälla. I vissa fall kan brus i datamaterialet uppstå som kan ge felaktiga punkter. Detta har motverkats i största möjliga mån genom att punkter som bedömts vara ekologiskt orimliga exkluderats ur datamaterialet. Ytterligare en felkälla är att GPS-sändarna är solcellsdrivna vilket leder till att långa perioder utan sol, eller perioder då tjäderhönorna uppehåller sig i tät vegetation utan att utsätta solcellen för ljus inte inkluderas i datamaterialet. Detta innebär att täta, slutna skogstyper kan vara underrepresenterade i datamaterialet, eftersom hög krontäckning både försämrar GPS-signalen och minskar solcellens förmåga att ladda sändaren. En ytterligare begränsning är att landskapsanalysen baseras på fjärranalys vilket betyder att landskapsdatamaterialet inte är bekräftat i fält. Det går med andra ord inte att garantera att datamaterialet är helt korrekt, utan det är en uppskattning av skogstypen med en viss felmarginal.

En annan möjlig felkälla är parametervärderna vid BRB-estimeringen. Parametrarna valdes med hjälp av befintlig litteratur och tjäderns ekologi men kan anta andra värden som skulle kunna ge ett något annorlunda resultat. Värderna av parametrarna ger olika stora hem- och kärnområden vilket påverkar utfallet av habitatvalet inom dem. De GPS-försedda tjädrarna fångades från bil längs grusvägar, vilket kan innebära att individer i svårtillgängliga områden underrepresenteras, men då grusvägar finns jämnt fördelade över studieområdet anses risken som liten. Det är även ett känt häckningsbeteende för tjäderhonor att beta längs grusvägar under häckningsperioden. GPS-sändarna och stressen från fångstmomentet har en oklar påverkan på tjäderhönornas beteende och rörelsemönster, om GPS-försedda hönors beteende inte motsvarar naturligt beteende så återspeglar inte GPS-datamaterialet naturligt habitatval. För återkommande individer beräknades medelvärden över de olika säsongernas hem- och kärnområden, vilket kan dölja mellanårsvariation i datat. Eftersom endast ett urval av studieområdets tjäderhonor försågs med GPS-sändare kan slumpmässigt

utplacerade provytor sammanfalla med faktiska tjäderhabitat, vilket minskar skillnaden mellan grupper och försvårar detektionen av habitatpreferenser. Basskiktet för markanvändning (NMD 2018) är från 2018 medan GPS-datamaterialet är från 2023–2025. Detta ger en tidsmässig skillnad där förändring i skogslandskapet inte beaktas.

5.3 Implikationer för skogsbruk

Även om resultatet inte kan styrkas statistiskt pekar tendenserna i en riktning som har tydlig koppling till skogsbruk och naturvård. Tallskogar, fuktiga miljöer och skogar med inslag av triviallöv är alla skogstyper som riskerar att påverkas negativt av skogliga åtgärder, med potentiella konsekvenser för tjäders häckningsframgång. Detta gör det särskilt viktigt att ta hänsyn till tjäderhönornas behov vid skogliga åtgärder inom och i anslutning till kända häckningsområden. Fuktiga områden är viktiga för en mångfald av organismer och påverkas ofta negativt av skogsbruket under barmarkssäsongen, vilket gör att åtgärder på fuktig mark bör utföras under vinterhalvåret för att minimera störningar under häckningsperioden. Dikning bör undvikas inom och i anslutning till kända häckningsområden, då fuktiga marker återkommande uppvisar högre medelvärden inom tjäderhönornas hem- och kärnområden. På samma vis indikerar resultaten att tjädern gynnas vid bevarande av triviallöv i skogslandskapet. För att gynna tjädern är det alltså fördelaktigt vid skogsbruksåtgärder att lämna lövträd och tänka på att bevara eller gynna en varierad struktur i skogslandskapet.

Vidare är kantzoner kring fuktstråk och andra våtmarker av betydelse att skapa och bevara eftersom de bidrar med både skydd och föda för tjädrarna (Storch 1994). Den täta och varierade vegetationen i kantzoner erbjuder gott skydd mot predatorer vilket är av särskild betydelse under häckningsperioden då både hönor och kycklingar är utsatta för predation. (Storch 1994).

För att få starkare slutsatser skulle framtida studier behöva inkludera fler individer och ett större studieområde, eftersom ett större urval ökar den statistiska styrkan och minskar risken för att verkliga skillnader förbises. Utöver detta rekommenderas framtida studier att inkludera fler habitatparametrar såsom skogens ålder och närhet till störningskällor, eftersom ytterligare faktorer sannolikt påverkar tjäderhönornas val av hem- och kärnområden under häckningsperioden.

5.4 Slutsatser

Sammantaget tyder denna studie på att tallskog, fuktiga miljöer och inslag av triviallöv utgör återkommande tendenser i tjäderhönornas hem- och kärnområden under häckningsperioden. Dessa habitattyper riskerar alla att påverkas negativt av modernt skogsbruk, och även om resultaten inte kan styrkas statistiskt med det tillgängliga datamaterialet ger tendenserna ett viktigt bidrag till kunskapen om tjäderhönornas ekologi och utgör en grund för framtida studier och förvaltningsåtgärder.

Referenser

- Baines, D., Moss, R. & Dugan, D. (2004). Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology*. 41 (1), 59–71. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00875.x>
- Benhamou, S. (2011). Dynamic Approach to Space and Habitat Use Based on Biased Random Bridges. *PLoS ONE*. 6 (1), e14592. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014592>
- Braunisch, V. & Suchant, R. (2007). A model for evaluating the 'habitat potential' of a landscape for capercaillie *Tetrao urogallus*: a tool for conservation planning. *Wildlife Biology*. 13 (4), 21–33. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[21:AMFETH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[21:AMFETH]2.0.CO;2)
- Calenge C (2024). *_adehabitatHR: Home Range Estimation_*. R package version 0.4.22, <https://CRAN.R-project.org/package=adehabitatHR>
- Calenge C (2025). *_adehabitatLT: Analysis of Animal Movements_*. R package version 0.3.29, <https://CRAN.R-project.org/package=adehabitatLT>
- Engelmark, O., Sandström, E. & Kolmodin, U. (2001). A landscape perspective on the establishment of exotic tree plantations: lodgepole pine (*Pinus contorta*) in Sweden. *Forest Ecology and Management*. 141 (3), 143–151. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00496-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00496-5)
- Esri (u.å.). World Imagery [Bakgrundsskikt]. Hämtad 2026-04-24 från <https://www.esri.com/>
- Hjorth, I. (1994). Tjädern. Skogsstyrelsen.
- Holm, S. (1979). A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*. 6 (2), 65–70. <https://www.jstor.org/stable/4615733>
- Kirwan, G. M., de Juana, E. & Goodman, D. D. (2026). Western Capercaillie (*Tetrao urogallus*), version 1.1. I: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A., de Juana, E., Ahmed, R. & Keeney, B. K. (red.), *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology. <https://doi.org/10.2173/bow.wescap1.01.1> [2026-04-29]
- Ljusdals kommun (2018). Kartor — lägesbilder under bränderna. <https://www.ljusdal.se/samhallegator/krisochsakerhet/arkiveradkrisinformation/informationombranderna2018/omradeskartor/kartorlagesbilderunderbranderna.4.688e2cb41648bdc3dd174f77.html> [2026-05-20]
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A. & Niemelä, P. (2008). Large-scale landscape composition and capercaillie (*Tetrao urogallus*) density in Finland. *Annales Zoologici Fennici*. 45 (3), 161–173. <https://doi.org/10.5735/086.045.0301>

- Naturvårdsverket (2020). Nationella Marktäckedata (NMD). Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se> [2026-04-15]
- Naturvårdsverket (2026). NMD2023 tilläggsskikt trädslag. Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se> [2026-04-15]
- OpenStreetMap contributors (u.å.). OpenStreetMap Standard [Kartunderlag]. Hämtad 2026-05-15 från <https://www.openstreetmap.org/>
- Pakkala, T., Pellikka, J. & Lindén, H. (2003). Capercaillie Tetrao urogallus – a good candidate for an umbrella species in taiga forests. *Wildlife Biology*. 9 (4), 309–316. <https://bioone.org/journals/wildlife-biology/volume-9/issue-4/wlb.2003.019/Capercaillie-Tetrao-urogallus---a-good-candidate-for-an/10.2981/wlb.2003.019.full>
- R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- SLU Artdatabanken (2026). Artfakta: tjäder (Tetrao urogallus).
<https://artfakta.se/taxa/100138> [2026-04-15]
- Storch, I. (1993). Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? *Oecologia*. 95 (2), 257–265. <https://doi.org/10.1007/BF00323498>
- Storch, I. (1994). Habitat and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. *Biological Conservation*, 70(3), 237–243.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90168-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90168-6)
- Storch, I. (1995). Annual home ranges and spacing patterns of capercaillie in Central Europe. *Journal of Wildlife Management*. 59 (3), 392–400.
<https://www.jstor.org/stable/3808953>
- Tétreault, M. & Franke, A. (2017). Home range estimation: examples of estimator effects. I: Anderson, D. L., McClure, C. J. W. & Franke, A. (red.), *Applied raptor ecology: essentials from Gyrfalcon research*. ss. 207–242. The Peregrine Fund, Boise.
- Wegge, P., Gjerde, I., Kastdalen, L., Rolstad, J. & Storaas, T. (1990). Does forest fragmentation increase the mortality rate of capercaillie? *Transactions of the Congress of the International Union of Game Biologists*. 19, 448–453.
- Wegge, P. & Kastdalen, L. (2007). Pattern and causes of natural mortality of capercaillie, *Tetrao urogallus*, chicks in a fragmented boreal forest. *Annales Zoologici Fennici*. 44, 141–151.
- Åhlen, P.-A., Willebrand, T., Sjöberg, K. & Willebrand, M. H. (2013). Survival of female capercaillie *Tetrao urogallus* in northern Sweden. *Wildlife Biology*. 19 (4), 368–373. <https://doi.org/10.2981/13-025>

Populärvetenskaplig sammanfattning

Tjädern är en symbol för det boreala skogslandskapet och en av Sveriges mest karaktäristiska skogsfåglar, men arten minskar i stora delar av Europa till följd av habitatförlust och låg häckningsframgång. Trots detta är kunskapen om tjäderhönornas livsmiljö under häckningsperioden förvånansvärt bristfällig.

I denna studie följdes 16 GPS-försedda tjäderhönor i Ljusdals kommun under häckningssäsongerna 2023–2025. Utifrån GPS-data kartlades hönornas hem- och kärnområden och habitatsammansättningen av dessa jämfördes sedan med slumpmässigt utplacerade provytor inom studieområdet.

Resultaten visade en svag tendens att tjäderhönornas hemområden innehåller mer tallskog och att kärnområdena präglas av en högre andel lövträd jämfört med de slumpmässigt utplacerade provytorna, vilket stämmer väl överens med tjäders kända habitatkrav. Även markfuktigheten tenderar att vara högre inom hönornas hem- och kärnområden vilket gynnar både födotillgången och bidrar med skydd mot predatorer, två avgörande faktorer för kycklingarnas överlevnad. Resultatet nådde inte statistisk signifikans, vilket sannolikt speglar studieområdets homogena landskapskaraktär och det begränsade antalet observationer, snarare än en faktisk avsaknad av habitatpreferenser.

Resultaten pekar i biologiskt förväntade riktningar och understryker vikten av att bevara tallskog, lövrika miljöer och fuktiga skogspartier inom och i anslutning till tjäderhönornas hem- och kärnområden under häckningsperioden. Sammantaget utgör studien ett värdefullt underlag för en mer tjädervänlig skogsförvaltning.

Tack

Vi vill rikta ett stort tack till vår handledare professor Frauke Ecke för hjälp i utformningen av arbetet och stödet under arbetets gång. Vi vill även tacka biträdande handledare Fredrik Stenbacka för tillhandahållandet av datamaterial samt praktisk hjälp under arbetets gång. Slutligen vill vi tacka Hilda Edlund för handledning i framställandet av hem- och kärnområden samt den statistiska analysen.

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Du hittar en länk till SLU:s publiceringsavtal på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>.

☒ JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

☐ NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.