

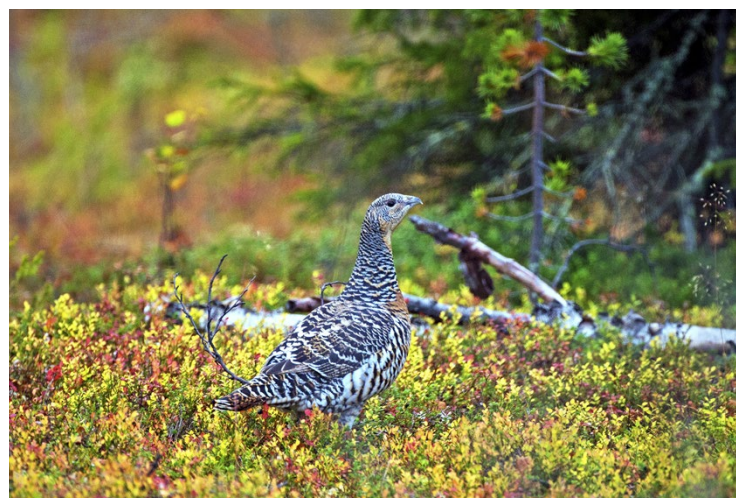
# Tjäder

En förvaltningsinriktad kunskaps-  
sammanställning och analys av  
inventeringsmetoder

---

Rolf Brittas, Endre Hofstad Hansen,  
Torfinn Jahren, Marius Kjøsberg,  
Mikkel Andreas Jørnsøn Kvasnes,  
Eric Ringaby, Maria Hörnell-Willebrand

RAPPORT 7156 | AUGUSTI 2024



# Tjäder

En förvaltningsinriktad kunskapssammanställning  
och analys av inventeringsmetoder

av Rolf Brittas, Endre Hofstad Hansen, Torfinn Jahren, Marius Kjøsberg,  
Mikkel Andreas Jørnson Kvasnes, Eric Ringaby och Maria Hörnell-Willebrand

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7156-1

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Mårten Dahlfors/Johnér samt Bengt Ekman/TT

# Förord

Tjädern i Sverige klassificeras idag som en livskraftig art, men det finns olika tankar om, och i så fall hur, tjädern påverkas av bland annat hur vi brukar vår skog, över tid gått från trakthyggesbruk till kalhygge, från stor andel gammelskog till högre andel ungskog. Förändringar som väcker frågor om bland annat hur ett mer fragmenterat landskap kan påverka tjäderpopulationerna eller hur förekomsten av lämpliga kycklingbiotoper påverkas. Andra frågor som ställs inom förvaltningen är hur tjädern påverkas av ett föränderligt klimat, påverkan från etablering av vindkraftsparker, vilken roll storleken på tjäderspelen kan ha samt vilka inventeringsmetoder som lämpar sig var i landet.

I Sverige läggs redan idag betydande resurser på att på olika sätt ta hänsyn till tjädern utifrån aktuella frågor. Men samtidigt är kunskapen om vilken typ av insatser som görs, hur de genomförs samt effekterna av dem relativt begränsad. Som en del i att försöka samla och uppdatera den kunskap som finns idag, samt identifiera var kunskapsbehov finns, tog Naturvårdsverket med stöd i sin Strategi för svensk viltförvaltning, under våren 2023 fram ett uppdrag; ”Tjäder – En förvaltningsinriktad kunskapssammanställning och analys av inventeringsmetoder”. Høgskolen i Innlandet upphandlades och genomförde uppdraget under hösten 2023.

Syftet med uppdraget är att bygga vidare på en förvaltning som är aktuell och evidens- och forskningsbaserad. Rapporten ger en bild av hur dagens förvaltning av tjäder ser ut, vilken kunskap den bygger på, samt vilka kunskapsbehov som finns. Det är även angeläget att i hög grad integrera aktuell och kvalitetssäkrad vetenskaplig kunskap i förvaltningsprocessen för att säkerställa en hållbar förvaltning av tjädern, något som är en del av Naturvårdsverkets inriktningsmål som uttrycks i Strategi för svensk viltförvaltning.

Rapporten är skriven av Endre Hofstad Hansen, Torfinn Jahren, Marius Kjøsberg, Mikkel Andreas Jørnson Kvasnes och Maria Hörnell-Willebrand, samtliga anställda vid Høgskolen i Innlandet, samt de av Høgskolen i Innlandet kontrakterade konsulterna Eric Ringaby samt Rolf Brittass. Under arbetets gång har Mikkel Andreas Jørnson Kvasnes agerat koordinator för uppdraget och varit främsta kontaktperson gentemot Naturvårdsverket. Författarna ansvarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer i rapporten.

Kerstin Hultman-Boye och Malin Åhl har fungerat som redaktörer på Naturvårdsverket under processen.

Arbetet har finansierats via Naturvårdsverkets anslag för åtgärder för värdefull natur.

Stockholm Maj 2024

Mona HansErs  
Enhetschef Viltanalysenheten

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	5
<b>Summary</b>	8
<b>1. Inledning</b>	11
<b>2. Tjäders ekologi och roll i ekosystemet</b>	12
2.1 Ekosystemtjänster som kan relateras till tjädern	12
2.2 Populationsutveckling	12
2.2.1 Inventeringar	13
2.2.2 Jaktstatistik	22
2.2.3 Sammanfattning om trender och övergripande förändringar	24
2.3 Predation	24
2.4 Skogsbruk	26
2.5 Jaktens effekter	28
2.6 Annan markanvändning	29
2.6.1 Vindkraft	29
2.6.2 Kraftledning	32
2.6.3 Vägar	32
2.7 Klimatförändringar	33
2.8 Kunskapsluckor	34
<b>3. Förvaltning av tjädern</b>	36
3.1 Inledning	36
3.1.1 Lagstiftning om artskydd	36
3.1.2 Nationella myndigheters vägledning	38
3.1.3 Riktlinjer inom företag och organisationer	38
3.1.4 Tjäderleken – i fokus inom förvaltningen	38
3.1.5 Hänsynsåtgärder som inte är begränsade till spelmiljöer	45
3.1.6 Hänsyn till tjädern vid vindkraftutbyggnad	52
3.1.7 Konflikter inom förvaltningen	52
3.1.8 Förvaltning av tjäderbestånden på länsnivå	57
3.1.9 Miljöhänsyn avseende tjäder i Norge och Finland	59
3.2 Slutsatser och rekommendationer	61
3.2.1 Vägledning om artskydd	61
3.2.2 Förvaltningsåtgärder på länsnivå	62
<b>4. Utvärdering av inventeringsmetoder</b>	63
4.1 Övervakningsbehov hos tjäder i Sverige	63
4.1.1 Förvaltningsmål och inventeringar av tjäder i dag	63
4.2 Inventeringsmetoder för tjäder och andra skogshöns	64
4.2.1 Inventeringsmetoder som används i dag	64
4.2.2 Integrerade populationsmodeller	69
4.2.3 Rekommendationer avseende regionala/lokala inventeringar	69
<b>5. Slutseminarium – sammandrag</b>	71
5.1 Tack till	73
<b>6. Källhänvisning</b>	74

# Sammanfattning

Denna kunskapssammanställning om tjäder har skrivits på uppdrag av Naturvårdsverket och är baserad på vetenskapligt granskad litteratur som publicerats i internationella vetenskapliga tidskrifter, samt på data från inventeringar och avskjutningsstatistik. Vi har i liten utsträckning tagit med grå litteratur som inte faktagranskats vetenskapligt.

Tjädern klassificeras som livskraftig i Sverige och globalt, men vissa lokala populationer minskar i delar av Europa. Historiskt sett har skogsavverkningen i våra boreala skogar förändrats, och det finns oro för att modernt skogsbruk kan vara en potentiell risk för tjädern. Förvaltningen av tjädern i Sverige påverkas av nationella och internationella lagar, domar och vägledningar, men det finns brister avseende evidensbaserade utvärderingar av dagens styrmedel för förvaltningen av tjädern. Även om det svenska tjäderbeståndet för närvarande är stabilt finns behov av att integrera vetenskaplig kunskap bättre i förvaltningsprocessen för att säkerställa en hållbar förvaltning av tjädern.

I rapporten går vi igenom lagstadgat artskydd för förvaltning av tjädern samt vägledningar för skogsbruk i Sverige, Norge och Finland. Lokala förvaltningsaspekter, hänsynsregler vid vindkraftverk och konflikter, som kompensation för avverkning, tas också upp. Landet över har markexploatering utlöst konflikter som har avgjorts i domstol. Texten ger exempel på rättsprocesser och andra rättsliga åtgärder som har ägt rum under det senaste decenniet.

I uppdraget från Naturvårdsverket ingick även utvärdering och analys av olika typer av inventeringar för tjädern. Inom ett långsträckt land som Sverige, med stor variation vad gäller såväl naturliga förutsättningar som jakttraditioner, skiljer sig övervakningsbehovet för tjäder mellan olika delar av landet. Det finns inget som tyder på att avskjutningen av tjäder är för stor i Sverige idag, och data visar generellt att tjädern, med några undantag, har en stabil eller ökande populationsutveckling. Övervakningsbehovet för en art är i hög grad kopplat till vilka förvaltningsmål som har fastställts för arten eller populationen. Att inventera tuppar på spel är svårt och kan lätt ge felaktiga resultat om man studerar en trend över längre tid eftersom det finns ett antal erkända problem med spelinventeringar. Ett större fokus på inventeringar som tar hänsyn även till hönor och kycklingar bör övervägas i stället. Vi rekommenderar att man i norra delen av Sverige etablerar fler områden som inventeras med metoden Distance Sampling. I södra delen av Sverige, där det finns färre tjädrar, föreslår vi att Svensk fågeltaxering får i uppdrag att undersöka om ytterligare inventering av standardrutterna genomförd senare på året kan ge bättre och tillräcklig kunskap över tjäderpopulationens utveckling.

En viktig del av arbetet med rapporten har varit att identifiera kunskapsluckor som kräver framtida forskning. Sammanfattningsvis har följande kunskapsluckor identifierats:

- **Tjäderreporter i Artportalen** (<https://www.artportalen.se/>). Det finns över 100 000 observationer av tjäder i Artportalen. Dessa data skulle kunna ge information om förändringar i tjäderns utbredningsområde över tid. Då observationerna inte är validerade och beroende av enskilda personers intresse att rapportera, måste en djupare analys göras. En sådan analys är krävande och bör delas upp per region och decennium för att få fram en tidsserie av geografiska förändringar.

- **Skogslandskapet.** Det behövs även bättre kunskap om sambanden mellan skogslandskapet och effekterna av predation, födotillgång och lokalklimat. Bättre metoder för att kartlägga skogsstruktur och livsmiljöer på landskapsnivå skulle också förbättra möjligheterna att ta fram underlag för förvaltning av tjädern.
- **Jaktens effekter.** För att praktiskt förvalta tjädern i områden med jakt bör ytterligare kunskapsunderlag tas fram genom vetenskapliga experiment. Sådana studier kan förväntas ge värdefull kunskap om förhållandet mellan jaktansträngning, jägareffektivitet och populationsnivåer.
- **Vindkraftens påverkan på tjäder.** En del av vindkraftsutbyggnaden de senaste åren har skett i skogar där det tidigare fanns få andra permanenta störningar och ingrepp. Mänskliga ingrepp och aktiviteter i sådana områden kan därmed underlätta för ökad närvaro av arter som har hög tolerans för mänsklig aktivitet, som till exempel rödräv som är en viktig predator på tjäder. För arter som gynnas av ingreppen kan ett vindkraftverk utgöra ett nytt habitat eller en förbättring av habitatet. Det finns begränsad kunskap om detta ämne och vi känner inte till några sådana studier som har en tydlig relevans för tjädern. Behovet av kunskap om denna typ av frågeställningar blir mer och mer aktuella ju mer man bygger ut vindkraften.
- **Beteendeförändringar.** För fåglar antas att undanträngning på grund av störningar (till exempel på grund av ökad mänsklig aktivitet, ljud och visuella effekter) kan vara en viktig negativ konsekvens av vindkraftverk. Detta kan leda till en effektiv förlust av livsmiljöer som sträcker sig långt bortom de fysiska ingreppen. Det finns få vetenskapliga studier inom detta område och enbart en från Sverige.
- **Kollisioner.** Hönsfåglar generellt sett är särskilt utsatta för kollisioner med människoskapade strukturer. Det är inte känt för oss att några detaljerade studier har gjorts om kollisionsrisken för tjäder vid vindkraftverk, men vi känner till att kollisioner har inträffat.
- **Kraftledning.** Kraftledningar framhålls ofta som en betydande dödsorsak för hönsfåglar. Det beror inte nödvändigtvis på att kraftledningar är så mycket värre än andra strukturer relativt sett. Men, jämfört med telekommunikationstorn, viltstängsel, renstängsel, bostäder och vindturbiner har kraftledningar en mycket stor rumslig spridning som därtill förekommer i alla typer av svensk natur. Med cirka 160 000 km i Sverige utgör luftledningar betydande strukturer som sträcker sig över stora landområden. Hur zonen under och runt kraftledningar påverkar tjäder är också dåligt känt.
- **Vägar.** Det finns ett mycket omfattande nätverk av skogsbilvägar och andra vägar i skogsområdena i Sverige. Dessa vägar kan utgöra en möjlig fara genom risken för kollisioner om det är mycket trafik. De kan även bidra till ökad predation genom att underlätta för rödrävar, möjligen även rovfåglar. Samtidigt kan det finnas positiva effekter av detta vägnät, eftersom skogsbilvägar medför en förbättring av livsmiljön för tjäder genom ökad näringstillgång, särskilt under vårperioden. Studier behövs för att kartlägga påverkan och betydelsen av olika typer av vägar för tjädern.
- **Klimatförändringar.** Trots att klimatförändringarna förväntas påverka nordliga arter oproportionellt mycket, finns det få empiriska studier av arter som tjädern och om hur klimatförändringarna kan tänkas påverka arten. Mer detaljerade mätningar av snöns beskaffenhet, parallellt med intensiva studier av fåglarnas

kondition och häckningsframgång, krävs för att kunna verifiera ett eventuellt samband mellan snöförhållanden och hönsfåglarnas kondition. Studier visar att varmare väder på våren kan ha en positiv effekt på tjäderns häckningsframgång. Således kan man tänka sig att klimatförändringar kan ha en positiv effekt på tjädern. Men effekten kommer sannolikt också att bero på den fortsatta utvecklingen och på omfattningen av klimatförändringarna. Å andra sidan finns indikationer på att klimatförändringarna kan leda till att vi oftare upplever vintrar med dåliga snöförhållanden för skogshöns och smågnagare. Detta kan i så fall påverka häckningsframgången och överlevnaden negativt. Innan man drar slutsatser om möjliga samband i detta avseende anser vi att mer forskning bör genomföras i stor skala.

- **Överlevnad.** Det är kostsamt att fånga och märka tjäder, där studier på juveniler (ungfåglar) är de allra svåraste, då dödligheten i denna åldersgrupp är högst. Data om spridningsavstånd för juveniler är viktiga för att förstå populationernas genetiska struktur, populationsregleringsprocesser och landskapsekologins effekter på metapopulationsdynamiken. Det betyder att denna information är viktig i alla ovanstående studier.
- **Kumulativa effekter** av kunskapsluckorna ovan.



# Summary

This knowledge compilation on capercaillie has been written on behalf of the Swedish Environmental Protection Agency and is based on scientifically peer-reviewed literature and data from various monitoring programs and harvest statistics. To a minor extent we have included grey literature that has not been peer-reviewed scientifically.

The capercaillie is classified as viable in Sweden and globally, but some local populations are declining in parts of Europe. The management of the capercaillie in Sweden involves significant resources, but there is relatively poor knowledge about which measures are taken and their effects. Historically, approaches and intensities of forest management in our boreal forests has changed, and there are concerns that modern forestry could be a potential risk to the capercaillie. The management of the forest in Sweden is influenced by national and international laws, court decisions and government guidelines, but there is a lack of evidence-based evaluation of the effects on the capercaillies. Even if the Swedish capercaillie population is currently stable, there is a need to better integrate scientific knowledge into the management process to ensure sustainable management of the population.

In this report, we also go through statutory species protection for the management of the forest as well as guidelines for forestry in Sweden, Norway and Finland. Local management aspects, rules of consideration for wind turbines and conflicts, such as compensation for logging, are also addressed. Across the country, land exploitation has sparked conflicts that have been settled in court. The text provides examples of lawsuits and other legal actions that have taken place over the past decade.

The assignment from the Swedish Environmental Protection Agency also included evaluation and analysis of various types of monitoring methods focused on capercaillie. With great variation in terms of both natural conditions and hunting traditions in Sweden, the need for monitoring of the capercaillie differs depending on where in the country you are. There is nothing to indicate that harvest levels of capercaillie is too large in Sweden today and the data generally shows that the populations, with a few exceptions, has a stable or increasing population trend. The monitoring need for a species is largely linked to the management goals that have been established for the species or population. Counting males on leks is difficult and can easily produce inaccurate results if you study a trend over a longer period of time and there are a number of recognized problems with lek counts. A greater focus on monitoring programs that also take hens and chickens into account should be considered instead. We recommend establishing more monitoring areas in the northern part of Sweden that and the use of the Distance Sampling method. In the southern part of Sweden, where there the capercaillie density is lower, we propose an assignment to Svensk fågeltaxering to investigate whether a more intensive count carried out later in the year of the standard routes can provide better and sufficient knowledge of the development of the capercaillie population.

An important part of the work on the report has been to identify knowledge requiring future research. The following knowledge gaps have been identified:

- **Artportalen** (<https://www.artportalen.se/>). There are over 100,000 observations of capercaillie sightings in Artportalen. These data could provide information on changes in the spatial distribution of the Swedish capercaillie population over time. As the observations are not validated and depend on the interest of individuals to report, a deeper analysis must be made. Such an analysis is demanding and should be broken down by region and decade to make a time series of geographical changes.
- **The forest landscapes.** Better knowledge is also needed about the connections between the forest landscape and the effects of predation, food availability and local climate. Better methods for mapping forest structure and habitats at the landscape level would also improve the possibilities of producing data for practical management of the forest.
- **Effects of hunting.** To practically manage the capercaillie populations in hunted areas, this should be developed through scientific experiments to gain knowledge of the relationship between hunting effort, hunter efficiency and population levels for capercaillie hunting.
- **The impact of wind power** on capercaillie. Some of the wind power expansion in recent years has taken place in forests where previously there were few other permanent disturbances and interventions. Human interventions and activities in such areas can facilitate the increased presence of species that have a high tolerance for human activity, such as the red fox, which is an important predator of capercaillies. For species that benefit from the interventions, a wind turbine can constitute a new habitat or an improvement of the habitat. There is limited knowledge on this subject, and we are not aware of any such studies that have a clear relevance for the capercaillie. developed.
- **Behavioural changes.** For birds, displacement due to disturbances (for example due to increased human activity, noise, and visual effects) is assumed to be an important negative consequence of wind turbines. This can lead to an effective loss of habitat that extends far beyond the physical constructions. There are few scientific studies on this and only one from Sweden.
- **Collisions.** Galliformes birds in general are particularly vulnerable to collisions with man-made structures. We are not aware that any detailed studies have been done on the collision risk of capercaillie and wind turbines, but we know that collisions have occurred.
- **Power lines.** Power lines are often cited as a significant cause of death for chickens. It is not necessarily because power lines are that much worse than other structures relatively speaking. But compared to telecommunications towers, game fences, reindeer fences, homes and wind turbines, power lines have a very large spatial distribution and in addition they occur in all types of Swedish nature. With approximately 160,000 km in Sweden, power lines (overhead lines, both central, regional and local) constitute significant structures that stretch over large areas of land. How the zone under and around power lines affects capercaillies is also poorly known.
- **Roads.** There is a very extensive network of forest vehicle roads and other roads in forest areas in Sweden. On the negative side, roads represent a possible danger through collisions if there is a lot of traffic and this can make it easier for red

foxes, possibly also birds of prey to predate on capercaillies. On the positive side, forest roads represent an improvement of the habitat for capercaillies through increased food availability. Studies are needed to map the impact and importance of different types of roads for the capercaillie.

- **Climate change.** Although climate change is expected to affect northern species disproportionately, there are few empirical studies of species such as capercaillie and how climate change might affect the species. More detailed measurements of the nature of the snow in parallel with intensive studies of the birds' condition and nesting success are required to be able to verify a possible connection between snow conditions and the birds' condition. Studies show that warmer weather in the spring can have a positive effect on the nesting success of the capercaillies. Thus, one can imagine that climate change can have a positive effect on the capercaillie. But the effect will likely also depend on the continued development and on the extent of climate change. On the other hand, there are indications that climate change may lead to more frequent winters with poor snow conditions for Galliformes species and small rodents. In that case, this can have a negative effect on breeding success and survival. Before drawing conclusions about possible relationships in this regard, we believe that more research should be carried out, also at larger spatial scales.
- **Survival.** It is costly to catch and tag birds, where studies on juveniles are the most difficult as the mortality in that age group is the highest. Data on juvenile dispersal distances are important for understanding the genetic structure of populations, population regulation processes, and the effects of landscape ecology on metapopulation dynamics. This information is valid for all studies above.
- **The cumulative effects** of the knowledge gaps above.

# 1. Inledning

Det är angeläget att vi har en förvaltning av tjäder som bygger på aktuell evidensbaserad kunskap från forskning och övervakning. Det finns ett stort behov av att ta fram en samlad bild av dagens förvaltning av tjädern och den kunskap som förvaltningen bygger på. Det är vidare angeläget att klarlägga ytterligare behov av kunskap till stöd för förvaltningen.

Tjädern (*Tetrao urogallus*) är den största av skogshönsarterna med en utbredning i de boreala och tempererade zonerna i västra Palearktis. Tjädern klassas som livskraftig (LC) i Sverige och är varken hotad eller rödlistad (Anderson m.fl., 2020; SLU Artdatabanken, 2020). Tjädern klassas även som livskraftig på IUCN´s rödlista på global nivå (BirdLife International, 2016), men många lokala populationer i väst- och centraleuropeiska länder är små och minskande, och därmed uppförda på nationella rödlistor (Storch, 2007).

I Sverige läggs betydande resurser på att på olika sätt ta hänsyn till tjädern – i samband med skogsbruksåtgärder eller vid annan exploatering. Samtidigt finns det relativt dålig kunskap över vilka insatser som görs, hur de genomförs samt effekterna av dessa.

Fennoskandiska boreala skogar har brukats i århundraden. Med stora regionala skillnader har förvaltningen övergått från selektiv avverkning till kalhyggen (Rautio m.fl., 2016). Generellt sett motsvarar denna förändring färre bestånd av ojämn ålder och högre variation i trädhöjder, samt fler bestånd av jämn ålder och lägre variation (Esseen m.fl., 1992). I och med att trakthyggesbruket på 1950-talet i allt större omfattning började ersätta en del av blädningsepokens olikåldriga skogar med hyggen, var det en allmän uppfattning att tjädern var starkt knuten till medelålders och äldre skogsbestånd. Många befarade att ”det moderna skogsbruket” var ett hot mot tjädern (Hjorth 1992, 1994 samt Ram m.fl., 2017).

Tjädern är en arenaspelande art där mycket fokus inom förvaltningen lagts på inventering av tjäderspel, trots att hanar sällan är en begränsande faktor för populationsutveckling (se t.ex. Sachot m.fl., 2006). Att inventera tuppar på spel är svårt och kan lätt ge felaktiga resultat om man studerar en trend över längre tid (Ottosson m.fl., 2012). Det finns ett antal erkända problem med spelinventeringar. Det kan även leda till att man lägger stora resurser på åtgärder som inte gynnar arten.

Den svenska tjäderförvaltningen styrs till stor del av nationella och internationella lagar, domar och vägledningar från myndigheter. Mycket av den kunskap som finns i den vetenskapliga litteraturen används inte som underlag i förvaltningen eller i juridiska processer. Även om det går bra för det svenska tjäderbeståndet för närvarande, kan ett fokus på fel aspekter under fel tidpunkt leda till att vi missar händelser som kan ha en negativ inverkan på det svenska tjäderbeståndet i framtiden.

Denna kunskapssammanställning har skrivits på uppdrag av Naturvårdsverket och är baserad på vetenskapligt granskad litteratur som publicerats i internationella vetenskapliga tidskrifter och data från inventeringar och avskjutningsstatistik. Litteratursökningen gjordes i Web of Science med sökfrasen ALL=((capercaillie OR urogallus) AND (Sweden OR Scandinavia OR Norway OR Finland)). Sökningen gav 252 träffar. Vi har i liten utsträckning tagit med grå litteratur som inte faktagranskats vetenskapligt.

## 2. Tjädersns ekologi och roll i ekosystemet

### 2.1 Ekosystemtjänster som kan relateras till tjädern

Som primärkonsumenter utgör tjädern en del av näringskedjan där de ibland kan vara en viktig del av födan för olika rovfåglar och däggdjur. Tjädern innehar således en stödjande funktion i näringskedjan där de fungerar som viktig resurs för högre trofiska nivåer.

I de nordiska länderna är skogsfågeljakt en populär jaktform med lång kulturhistoria. Jakten utövas på olika sätt, men gemensamt för sådan jakt är att jägarens kostnader för jakt, utrustning, hund och boende, vanligtvis överstiger det faktiska värdet av den resurs som tas ut ur skogen. Jakten har därför ett rekreations- och upplevelsevärde för jägaren utöver själva nedläggningen av viltet, och den kan vara ekonomiskt viktig lokalt genom försäljning av jakt, uthyrning av boende och för handeln. Som upplevelsevärden knutna till tjädern ingår också tjäderspel. Både i Sverige, Finland och Norge marknadsförs upplevelseturism med tjäderspel som dragplåster för en internationell målgrupp.

Utöver tjädersns viktiga roll i näringskedjan och dess kulturella värden kan man anta att vissa människor även värderar tjädern och dess livsmiljöer oavsett om arten har direkt nytta, det vill säga dess existensvärde.

Ekosystemtjänsterna som är knutna till tjädern representerar ett positivt nyttovärde. Åtgärder som påverkar tjädern kan påverka nyttovärdet av tjädern. Det är en viktig uppgift för myndigheterna att bidra till att värdet av tjädern tydliggörs och integreras i markanvändning och skogsförvaltning.

### 2.2 Populationsutveckling

Det har tidigare gjorts vetenskapliga sammanställningar för att bedöma tjädersns utveckling i Norden som det refereras till i de olika delarna nedan.

När det gäller att följa upp trender av vilt så har till exempel jaktstatistik och observationer i fält använts som index under lång tid. Ett index behöver inte vara ett mått på faktisk populationstäthet så länge som observationerna förändras i samma takt som arten minskar eller ökar. Ett mycket kritiskt antagande som utvärderas allt för sällan. Till exempel följer inte antal älgar som observeras under jakt ett sådant samband och särskilt när det är mycket älg kan älgpopulationen variera utan att observationerna fångar upp förändringarna (Ericsson & Wallin, 1999). Trendanalyser fokuserar därmed inte på variationer mellan år utan förändringar över längre tidsperioder, även om insatsen (antal dagar eller personer) inte får variera allt för mycket. En trendanalys bör innefatta en uppskattning av osäkerheten kring trendvärdet, konfidensintervall. Metoder för statistiska analyser av trender baserat på index är väletablerade men ligger utanför uppdraget i denna rapport.

Det finns också tillfällen när populationstätheten för en art krävs. Till skillnad från index så behövs kunskap om hur stor andel av population som registreras under inventeringen. Den andelen kan beräknas genom att upprepa inventeringen av samma område flera gånger, till exempel vid flygräkning av älg så flygs delar av samma område två gånger. Avståndet mellan en individ som upptäcks och observatören används ofta för att beräkna hur stor andel av populationen som registreras, därmed kan observationerna räknas om till populationstäthet. Metoden linjetaxering med avståndsregistrering, är en generell metod och mycket vanlig vid linjetaxering med och utan hund (se kapitel 4.2). Det är önskvärt med uppskattningar av osäkerheten av dessa årliga täthetsskattningar och även i vilken grad skillnaderna mellan år beror på förändringar i täthet och osäkerhet i metoden. Det senare är inte lika viktigt när en trend skall bedömas. Som alltid finns en nedre gräns för antal observationer som ger meningsfull information för resultatet i alla typer av inventeringar.

Det finns olika typer av inventeringar av tjäder, både lokalt och nationellt. Här framstår Svensk Fågeltaxering som särskilt värdefull när det gäller regionala trender (Ram m.fl., 2017). I Finland finns ett omfattande system för att inventera skogshöns genom standardiserade vilttrianglar (Brittas & Karlbom, 1990; Helle & Lindström, 1991). Några lokala inventeringar från Sverige och Norge redovisas nedan för att stärka en samlad bild.

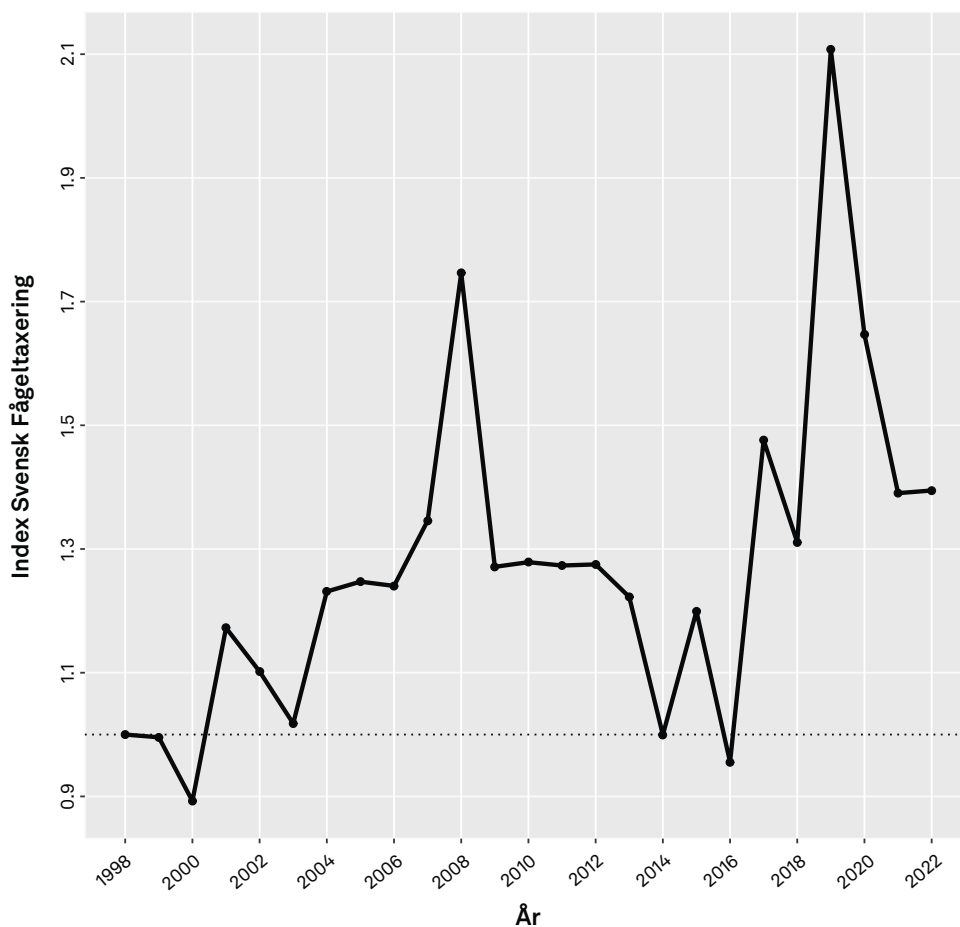
Användningen av jaktstatistik för att värdera kortsiktiga fluktuationer och regionala trender har en lång tradition och har utvärderats i flera översiktsartiklar. Se till exempel Aebischer (2019) och Thomaidis m.fl. (2022). I den här sammanställningen redovisas jaktstatistik från Sverige och Norge på nationell och delvis på regional och lokal nivå.

## 2.2.1 Inventeringar

### SVERIGE

#### **Svensk fågeltaxerings standardrutter**

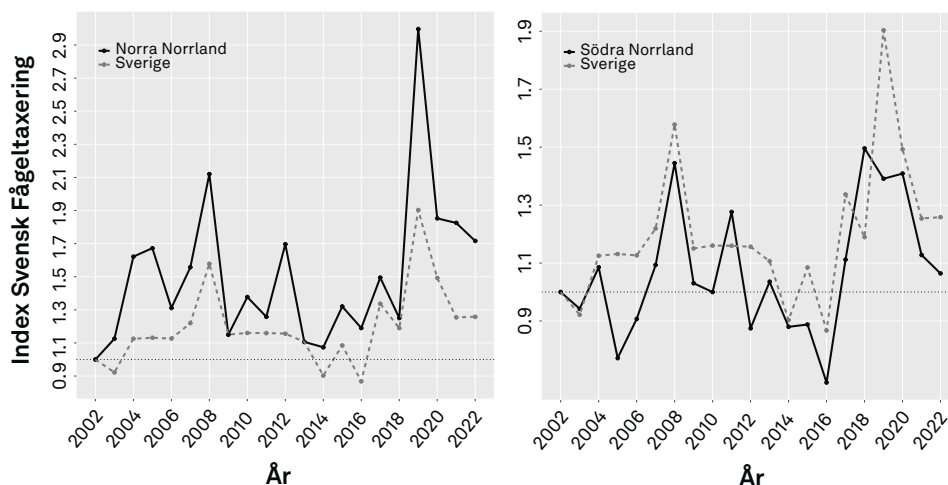
Biologiska institutionen vid Lunds universitet ansvarar för övervakningen av fåglars populationsutveckling i Sverige, på uppdrag av Naturvårdsverket och länsstyrelserna. Sedan 1996 har ett systematiskt stickprov med standardrutter över hela landet etablerats. Från 2002 så sammanställs också data på regional nivå och här presenteras de fem regioner som är identifierade som Miljömålsregioner, se figur 2 och 3, samt Ottosson m.fl. (2012) och Ram m.fl. (2017). Notera att resultaten redovisas som ett index där första årets observationer sätts till 1 och påföljande år sätts i relationen till startåret. Som alltid är säkerheten i resultatet beroende av antal observationer. Se mer om TRIM-index som kombinerad punkt och linjetaxering på Naturvårdsverket (2016).



Figur 1. Nationellt index över tjäder i standarddruttror, 1998–2021.

Källa: Svensk fågeltaxering, Lunds universitet.

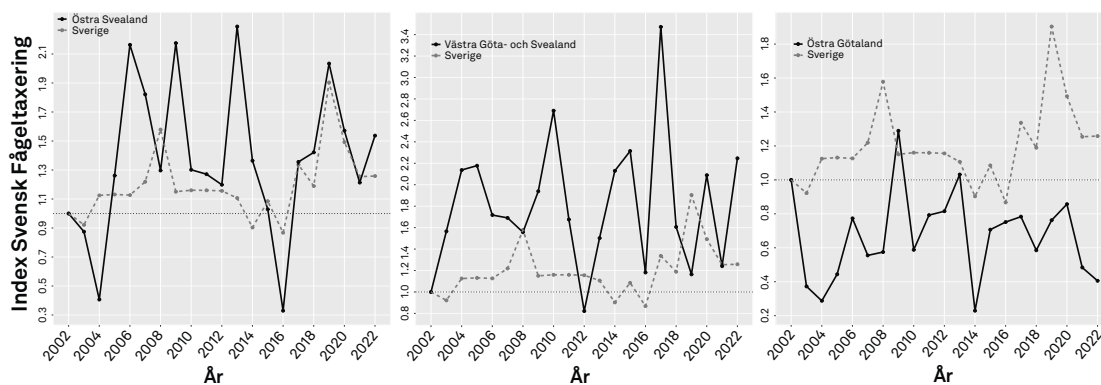
I figur 1 visas utvecklingen av tjäderobservationer från standarddruttror mellan 1998–2021. Ökningen är 1,5 % per år i snitt och statistiskt signifikant.



Figur 2. Utvecklingen av tjäder i norra (heldragen linje till vänster) och nedre Norrland (heldragen linje till höger) i relation till nationellt index (streckade linje i båda figurerna), 2002–2022. Norra Norrland består av länen Jämtland, Västerbotten och Norrbotten. Södra Norrland består av länen Västernorrland, Gävleborg och Dalarna.

Källa: Svensk fågeltaxering, Lunds universitet.

I figur 2 visas utvecklingen i norra och nedre Norrland i relation till index för hela Sverige. I norra Norrland är utvecklingen signifikant positiv med en årlig trend på 1,6 %. I södra Norrland är ökningen bedömd som stabil med en årlig ökning på 1 % som dock inte är statistiskt signifikant.



Figur 3. Utvecklingen av tjäder i de tre södra miljömålsregionerna (heldragna linjer) i relation till nationellt index (streckade linjer), 2002–2022. Figuren till vänster är Östra Svealand som består av Uppsala, Stockholms, Södermanlands, Västmanlands och Örebro län. Figuren i mitten är Västra Göta- och Svealand som består av Västra Götalands och Värmlands län. Den högra figuren är Östra Götaland som består av Östergötlands, Jönköpings, Kalmar, och Kronobergs län.

Källa: Svensk fågeltaxering, Lunds universitet.

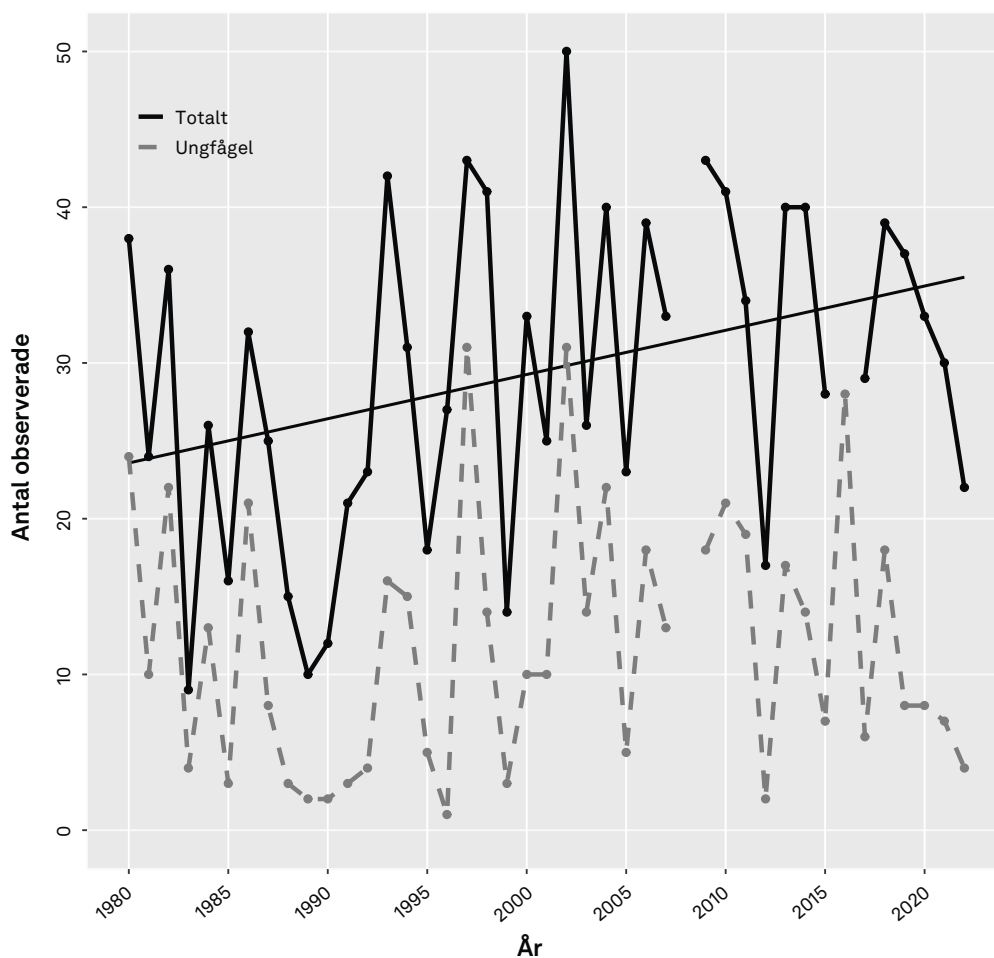
Vidare ser vi i figur 3 utvecklingen av tjäder för de tre södra miljömålsregionerna. I östra Svealand bedöms förändringen som stabil med en årlig ökning på 1,4 %. I Västra Göta- och Svealand bedöms utvecklingen som stabil med en årlig ökning på 0,5 %. I Östra Götaland bedöms utvecklingen som stabil med en årlig ökning på 0,5 %. Ingen av dessa tre förändringar är statistiskt signifikant.

För miljömålsregionen Södra Götaland med länen Skåne, Blekinge och Halland går det inte att beräkna trender för tjäder på grund av för få observationer i standardrutterna.



## Linjetaxering i Boda kronopark

I Boda kronopark i Hälsingland, som tidigare var Svenska Jägareförbundets forskningsområde, inventeras skogshöns genom linjetaxering och tremannakedja enligt finsk viltriangel (total drygt 8 mil linjer) (Brittas & Karlbom, 1990). Svenska Jägareförbundet ansvarar för inventeringens vidareför och datalagring. I figur 4 visas utvecklingen av totala antalet tjädrar och antal ungfåglar som observerats under inventeringar 1980–2022. Totala antalet observerade tjädrar har ökat under perioden medan antalet ungfåglar per år har legat förhållandevis stabilt.

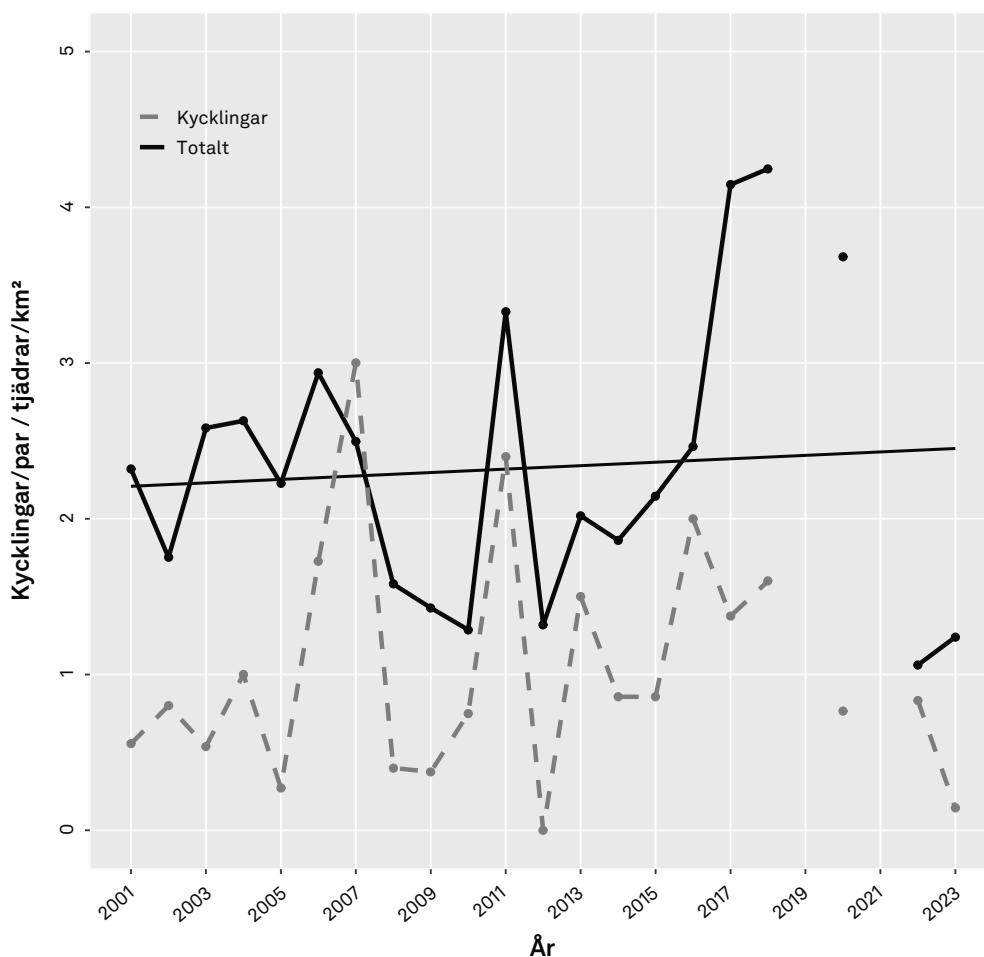


Figur 4. Linjetaxering enligt tremannakedja inom tidigare Boda kronopark, Hälsingland, 1980–2022. Heldragen linje visar observationer av vuxna tjädrar, samt linjär trend och den streckade linjen visar antal ungfåglar.

Källa: Svenska Jägareförbundet.

## Linjetaxering vid Laxsjön i Västernorrland

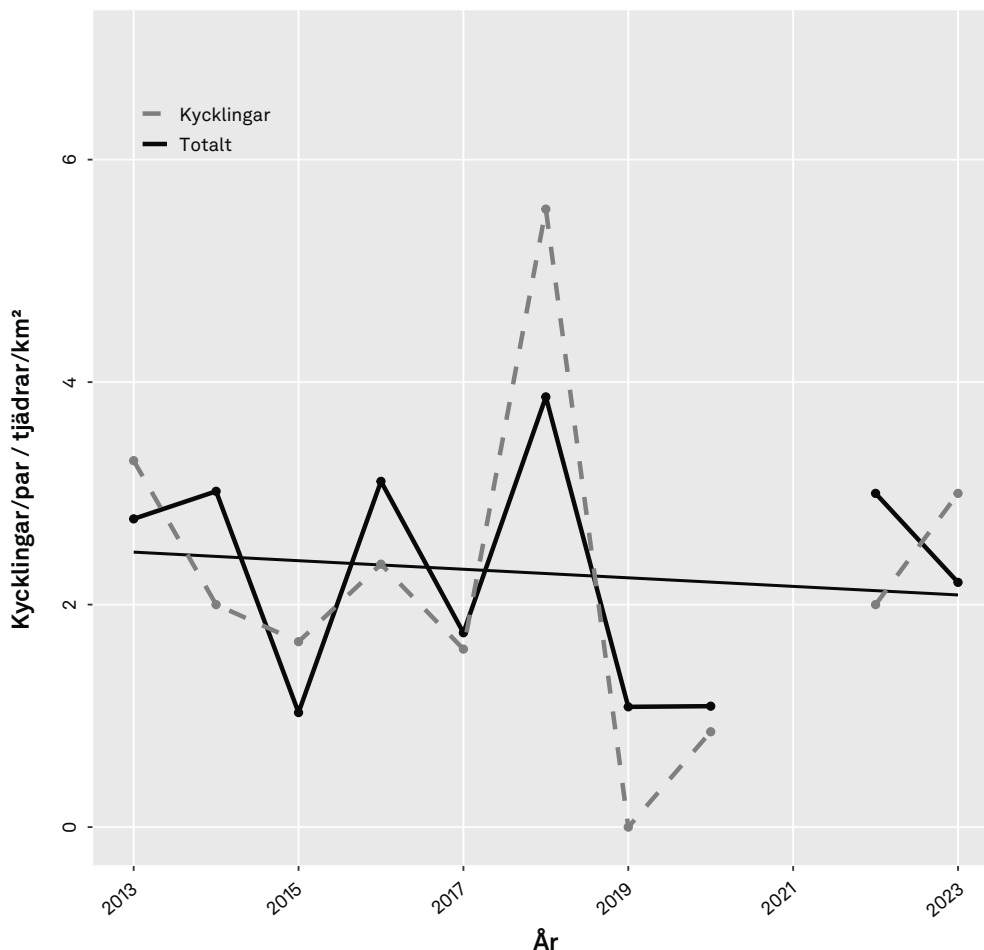
I Västernorrland inventeras tjäder på marker som ägs av Svenska Cellulosa Aktiebolaget (SCA) sedan 1986. Mellan 1986 fram till 2000 inventerades området genom att gå linjer och räkna antal tjädrar, orrar (*Lyrurus tetrrix*), järpar (*Tetrastes bonasia*) och ripor (*Lagopus lagopus*). Från 2000 fram till 2023 inventeras samma linjer men nu med metoden linjetaxering med avståndsregistrering. I figur 5 visas utvecklingen av totalt antal tjädrar och antal ungfåglar per kvadratkilometer under inventeringar mellan 2000–2023. Området är uppdelat i tre områden – ett naturreservat, ett område där skogen brukas och ett område där man planterat contortatall 1986. Skillnaderna mellan områdena var stora när inventeringen började från orörd skog i naturreservatet till nyplanterad contorta tall i ett av de brukade områdena. De sista fem åren har det brukade området avverkats och man har etablerat en vindpark och enbart två av områdena har inventerats, vilket gör att det är svårt att jämföra åren mellan 1986–2023.



Figur 5. Linjetaxering på SCAs mark i Västernorrland, 2000–2023. Heldragen linje visar totalt tjädrar per kvadratkilometer, samt linjär trend och den streckade linjen visar kycklingar per par. Ett av tre områden inventerades inte under 2019 och 2021 på grund av avverkning och vindkraftetablering.

## Linjetaxering i Västerbotten

I Västerbotten inventeras tjäder i ett skogsområde nära Virisen med metoden linjetaxering med avståndsregistrering sedan 2013 i länsstyrelsens regi.



Figur 6. Linjetaxering i skogsområde i Västerbotten, 2013–2023 med metoden "distance sampling". Den heldragna linjen visar totalt antal tjädrar per kvadratkilometer, samt linjär trend och den streckade linjen kycklingar per par. Under inventeringen 2021 var det för få observationer för beräkning av täthet.

## Tjäderrapporter i Artportalen

Artportalen vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) är ett system för inrapportering och sökning av observationer av vilda djur- och växter i Sverige, däribland tjäder. Systemet är öppet för allmänheten, men den som vill rapportera måste skapa ett konto och identifiera sig. Observationer kan också registreras bakåt i tid. Det finns 116 484 observationer av tjäder (94 139 av dessa har rapporterat antal fåglar). Det finns registrerat observationer av tjäder så tidigt som 1745 men efter 1955 ökar antalet observationer stadigt med ca 9 % per år. Mer än 9 500 observationer av tjäder var registrerade under 2022.

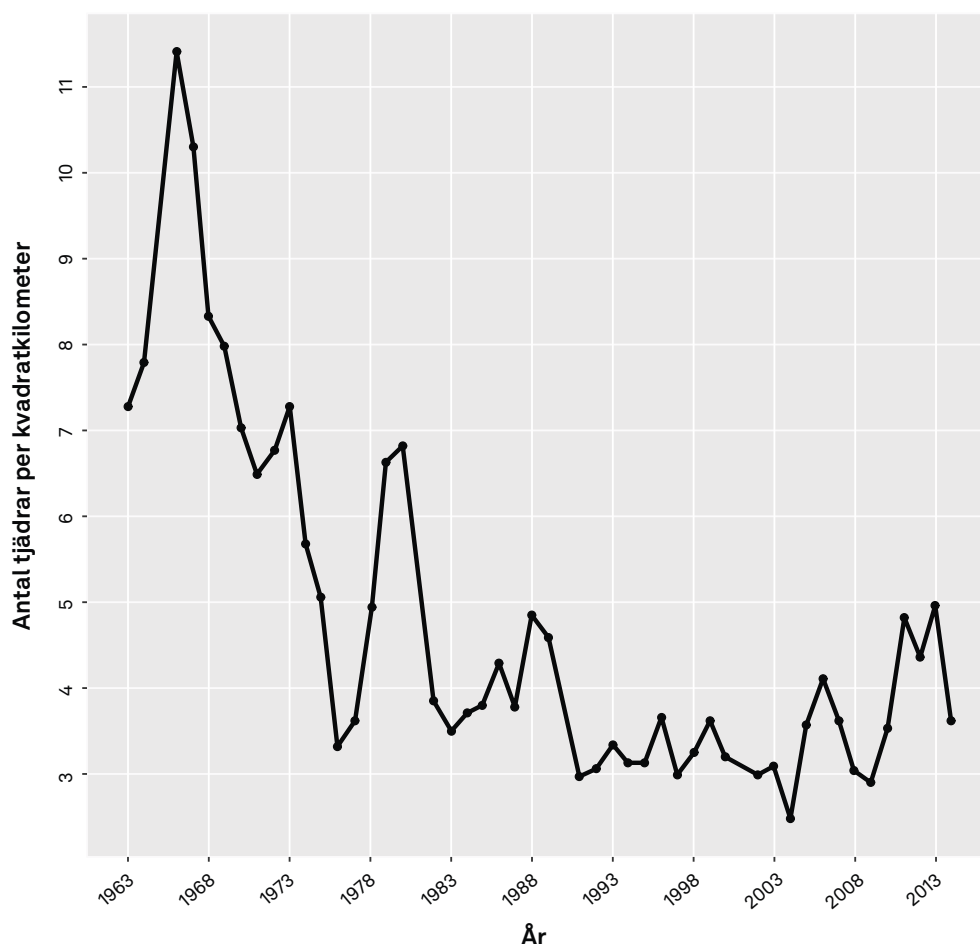
Då data inte är validerade och beroende av enskilda personers intresse, så är det svårt att använda dessa för att göra bedömningar av tjäderns utveckling nationellt eller regionalt. Vi kan däremot se att data kan ge information om förändringar i gränsområdet för tjäderns utbredning över tid.

Det finns beskrivningar av tjäderaktivitet vid varje observation. En av dessa är "spel/sång". Fem procent (5928) av alla observationer tillhör den här kategorin och även här ökar antalet observationer av "spel/sång" stadigt från 1955 med ca 7 % per år. Medianen av antalet tuppar observerade i den här kategorin är två tuppar, och 75 % av observationerna är fyra tuppar eller färre. En mer ingående analys bör göras där förändringen över tid värderas, till exempel genom "presence/absence"-analys i gränsen av utbredningsområdet (se kap 4.2). Men det kräver att det registreras data över områden som saknar tjäder.

## FINLAND

### De finska Vilttriangelarna

I Finland startade en landsomfattande inventering av skogshöns i augusti under tidigt 60-tal i syfte att förbättra underlaget för den jaktliga förvaltningen. Systemet bygger på den så kallade tremannakedjan (Lindén, 1996). Tidigare fanns det en osäkerhet vad gäller de utlagda linjernas representativitet i relation till landskapets sammansättning och därför infördes standardiserade vilttriangler över hela Finland 1989. Totalt definierades 2000 triangler även om inte alla inventeras varje år (Helle m.fl., 2016).



Figur 7. Utveckling av tjäderpopulationen i Finland 1963–2014.

Källa: LUKE, Natural resources institute Finland.

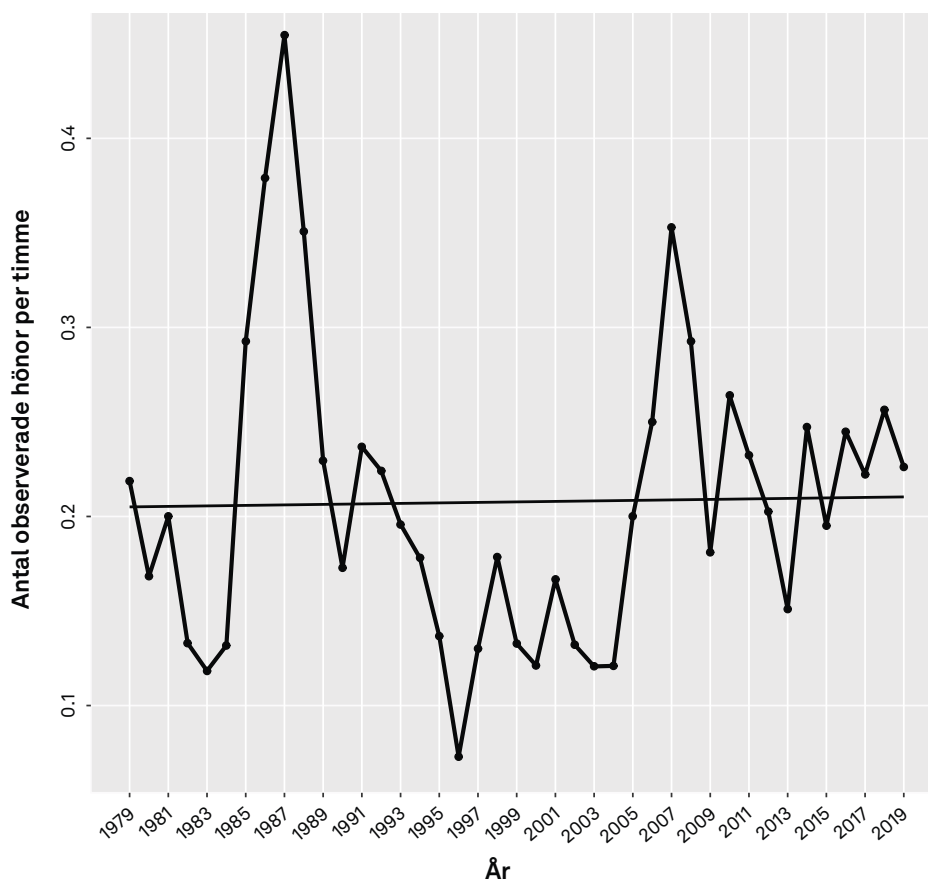
De finska inventeringarna av tjäder visar en stark nedgång från sent 1960-tal fram till tidigt 1980-tal (figur 7). Ett stort antal vetenskapliga artiklar har belyst dessa förändringar över tid och flera forskningsrapporter har behandlat tjäderns ekologi, och pekar på storskaliga förändringar i landskapet som en viktig faktor. Andelen barrskog och dess åldersstruktur i det storskaliga landskapet är en viktig förklaringsfaktor. Betydelsen av det storskaliga boreala barrskogslandskapet beskrivs vidare i två avhandlingar, Miittinen (2009) samt Sirkiä (2010).

## NORGE

I Norge är det i huvudsak två områden där utvecklingen av tjäder följts under flera år genom systematiska inventeringar.

### Varaldskogen

I Varaldskogsområdet, söder om Kongsvinger har skogshönsen, i synnerhet tjädern, följts genom olika forskningsprojekt sedan 1979. Området kännetecknas av kommersiellt skogsbruk sedan lång tid, se till exempel Wegge & Rolstad (2011). Figur 8 visar antalet tjäderhonor som observeras per timme under taxering med hund i augusti. Data är hämtade från Wegge m.fl. (2022). Tidserien uppvisar ingen trend, men har stora årliga variationer. En markant topp registrerades i samband med att rävskaften nådde Norge 1986 (Smedshaug m.fl., 1999).

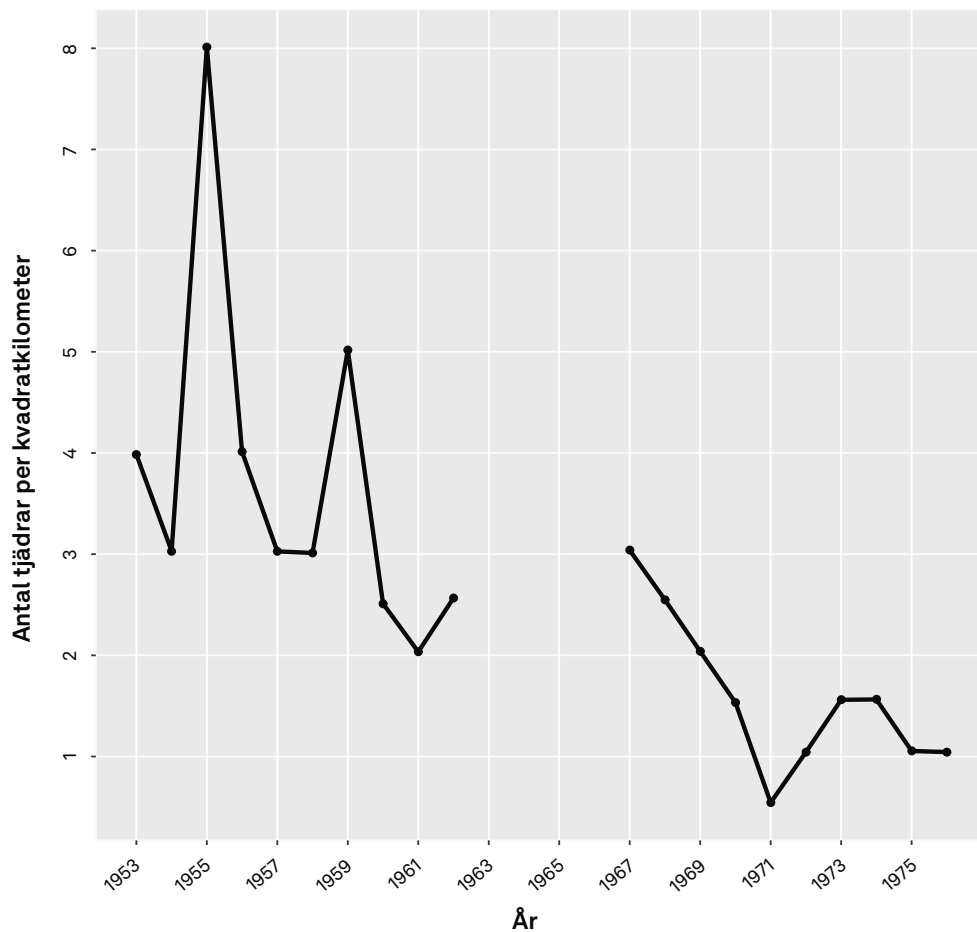


Figur 8. Figuren visar antal vuxna tjäderhonor observerade per timme under taxering i augusti, samt linjär trend, från Varaldskogen, Norge, mellan 1979–2019.

Källa: Wegge m.fl. (2022).

## Vegårdhei

I Vegårshei Agder fylke i södra Norge, finns en tidserie för tjäderinventeringar med hjälp av hund i augusti under två perioder 1953–62 och 1967–76. Data har gjorts tillgängliga genom Jahren m.fl. (2016). Även om tidserien inte är komplett så visar den på en kraftig nedgång av tjäderstammarna under 1950/60-talet (figur 9).



Figur 9. Antal tjäder per km<sup>2</sup> i Vegårdshei, Norge 1953–62 och 1967–76.

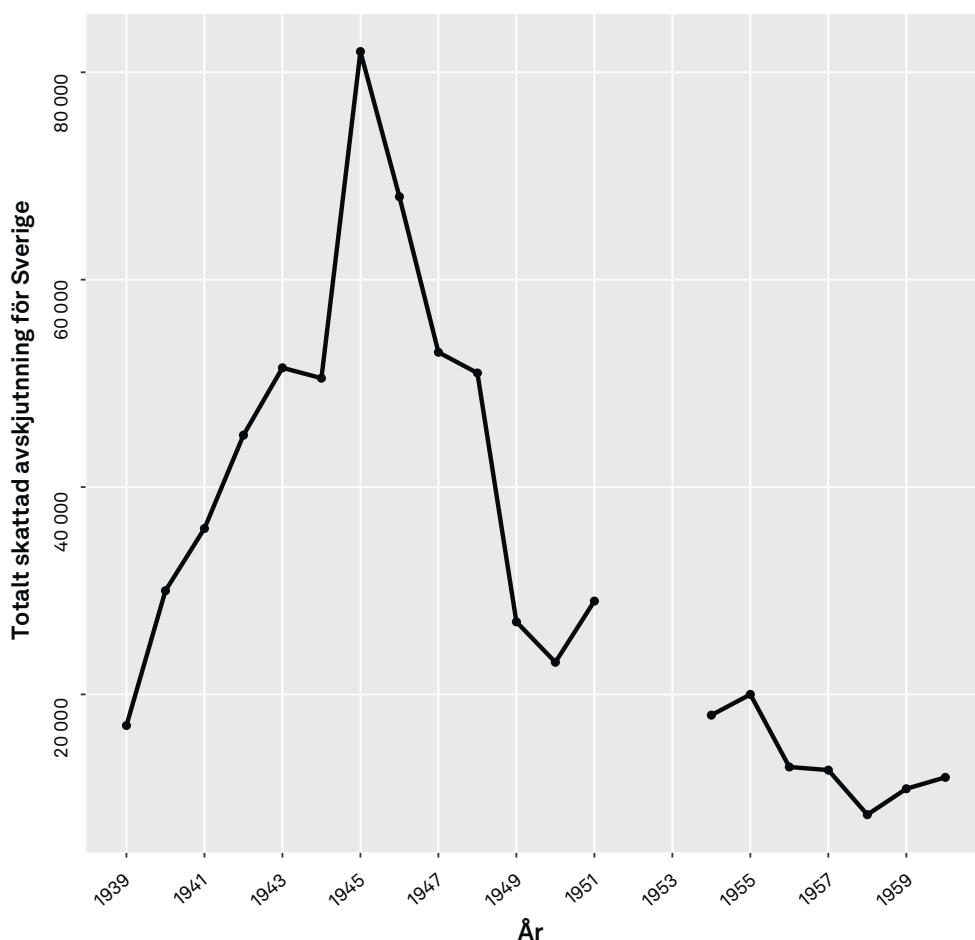
Källa: Jahren m.fl., 2016.

## 2.2.2 Jaktstatistik

### SVERIGE

#### Nationell jaktstatistik

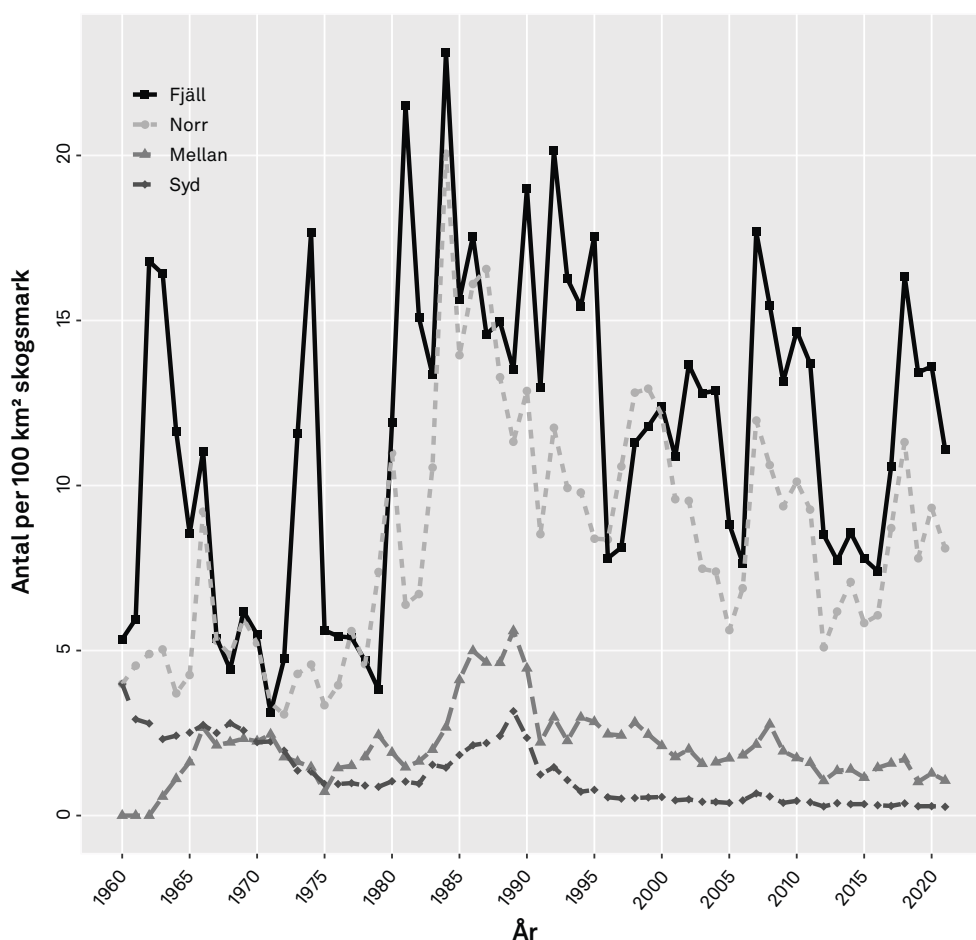
Svenska Jägareförbundet har samlat jaktstatistik sedan 1938. Fram till 1959 sammanställdes data på nationell nivå (figur 10) och sedan 1960 har data även redovisats på länsnivå samt på krets nivå sedan jaktåret 2003/2004. Uppgifterna är områdesbaserade och därmed inte beroende av var en jägare bor. Rapportering är frivillig och att avskjutningen bygger på skattningar (Bergqvist et al. 2023). I början av 1950-talet var nedgången i tjäderstammen så uppenbar att Svenska Jägareförbundet rekommenderade en fridlysning 1952 och 1953 vilket också regeringen tog fasta på (SFS 1952:415, § 1 och SFS 1953:469, § 1.). I en del län så genomfördes en betydligt längre fridlysning på frivillig väg. Notera att i rapporten Johansson & Hallenberg (2017), så har det felaktigt angivits att det jagades tjäder dessa år. Den ökning som skedde under början av 1940-talet har sannolikt sin förklaring i att det var begränsade möjligheter till jakt under de första åren efter krigsutbrottet.



Figur 10. Nationell jaktstatistik för tjäder i Sverige 1938–1960. Notera fridlysningen som genomfördes 1952–1953. Värdena är uttryckt som antal fällda tjädrar som rapporterats.

Källa: Svenska jägareförbundet.

Från och med 1960 har data en upplösning på länsnivå som i det här fallet har samlats i fyra regioner; Fjällän, Norr, Mitt och Syd (figur 11). Från tidigt 1960-tal var avskjutningen fortsatt låg men visade en tydlig uppgång när den dödliga rävskaften nådde Sverige under andra hälften av 1970-talet. Ökningen syns tydligt i de nordligaste länen men ses också i Mellansverige. Rävpopulationen hämtade sig från rävskaften under sent 1980-tal och dess effekter på småviltbestånden kan antas vara på samma nivå som innan skaften. Skabb finns fortfarande kvar i rävpopulationen men med betydligt lägre prevalens. Men notera att i Norrlandslänen stabiliserades avskjutningen på en högre nivå än tidigare efter att rävskaften ebbat ut. Nyligen har statistiska modeller utvecklats för att uppskatta konfidensintervall för de länsvisa beräkningarna (T. Lindström & Bergqvist, 2020, 2022).



Figur 11. Nationell jaktstatistik för tjäder 1960–2021, uppdelat i regioner. Värdena är uttryckta som antal per 100 km<sup>2</sup> skogsareal enligt SCB. Region Fjällän består av länen Norrbotten, Västerbotten och Jämtland. Region Norr består av länen Västernorrland, Gävleborg, Dalarna och Värmland. Region Mellan består av länen Västmanland, Uppland, Sörmland, Stockholm, Östergötland och Örebro. Blekinge, Hallands, Jönköpings, Kalmar, och Kronobergs län har samlats i region Syd.

Källa: Svenska jägareförbundet.



### 2.2.3 Sammanfattning om trender och övergripande förändringar

Det är uppenbart att tjäderpopulationerna sjönk stadigt efter andra världskriget i Sverige, Finland och Norge (Jahren m.fl., 2016; Sirkiä m.fl., 2010; Stroch, 2007; Lindén & Rajala 1981; Wegge 1979). Det var en period med omfattande samhällsförändringar med industrialisering och utveckling av stordrift i skog- och jordbruk. Det är därmed inte enkelt att peka på en enskild anledning till minskningen under den här tidsperioden. Sambanden är ofta komplexa och vilka faktorer som är mest betydelsefulla varierar över tid och rum, men storskaliga förändringar i det boreala barrskogslandskapet är genomgående, se till exempel Angelstam (2004). Mekanismen bakom nedgången är associerad med en minskad kycklingproduktion och rekrytering (Jahren m.fl., 2016). Tjäderpopulationen visade en tydlig ökning under 1980-talet, när räven minskade drastiskt. Nedan diskuteras de faktorer som påverkar en tjäderpopulation i mer detalj.

## 2.3 Predation

Tjäder, liksom annat småvilt, har en stor tillväxtpotential. De blir tidigt könsmogna, parar sig och lägger ägg redan som ettåringar. I genomsnitt lägger varje tjäderhöna över sju ägg årligen. Men tillväxtpotentialen i en tjäderpopulation förverkligas aldrig eftersom populationsökningen motverkas av naturlig dödlighet. Den naturliga dödligheten är särskilt hög bland ägg och kycklingar, men varierar mycket mellan år och säsonger, och under Fennoskandiska förhållanden är dödligheten i huvudsak orsakad av predation från däggdjur eller rovfåglar (Hagen, 1952; Jahren m.fl., 2016; Tornberg, 2001; Wegge & Kastdalen, 2007). Predation har också visat sig vara en viktig begränsande faktor i den årliga populationsväxten till tjäder (Marcstrom m.fl., 1988).

Det finns flera undersökningar som har studerat överlevnad hos tjäder i olika livsstadier. Årlig överlevnad för vuxna tjädrar under perioden 1952–2004 varierade mellan 45–71 % (Helminen & Viramo, 1962; Jahren m.fl., 2016; Linden, 1981; Wegge & Rolstad, 2011; Åhlen m.fl., 2013), men med en ökande trend (Jahren m.fl., 2016). Överlevnaden hos vuxna individer är troligen något lägre hos tjäderhonor än hos tjädertuppar och dödligheten hos honor är högst under vår- och vintersäsongen, medan tupparna uppvisar en särskilt låg naturlig dödlighet på sommaren (Wegge & Rolstad, 2011). Dietanalyser från rovfågelbon visar att både kungsfalk (*Aquila chrysaetos*) och duvhök (*Accipiter gentilis*) prederar både vuxna (Bild 1) och kycklingar under häckningsperioden (Tjernberg, 1981) och duvhök kan ha en reglerande effekt på tjäderpopulationen (Wegge & Rolstad, 2011).



Bild 1. Tjäderhöna som slagits av en rovfågel, vilket avslöjas av de plockade fjädrarna intill fågeln (foto: Rolf Brittas).

Samtidigt är predation från däggdjur också vanlig (Åhlen m.fl., 2013) och i denna grupp är det primärt rödräv och mård som tar vuxna fåglar (Kauhala m.fl., 2000; Kurki m.fl., 1998; Marcstrom m.fl., 1988). När skabb först observerades hos rödräv i Sverige i slutet av 1970-talet följde en tioårsperiod med hög dödlighet hos rödräv (Willebrand m.fl., 2022). Under denna period observerades en betydande ökning av förekomsten av tjädrar i hela Sverige. När effekten av skabb på rödrävar avtog, föll tjäderpopulationen tillbaka till ungefär samma nivåer som innan utbrottet av rävs-kabb (Lindström m.fl., 1994).

Under perioden 1953–2012 rapporterades årliga boförluster från 16–83 %, med en ökande trend (Jahren m.fl., 2016; Siivonen, 1953; Storaas & Wegge, 1985). Kameraövervakning av tjäderbon har visat att predation är den dominerande orsaken till att ägg inte kläcks. Andra orsaker, såsom att tjäderhönan har lämnat boet (tjäderhönan är död, mänsklig störning, avbruten ruvning av andra skäl), utgör en liten del (5 %). De två viktigaste predatorerna är rödräv och mård. Det är inte dokumenterat att kråkfågel tar ägg från bon som ruvas aktivt. Det finns observationer som visar att en tjäderhöna kan försvara boet mot såväl korp (*Corvus corax*) som kråka (*Corvus cornix*) (Jahren, 2017).

Efter kläckningen är kycklingarna utsatta för flera faktorer som kan påverka deras överlevnad. En studie från Varaldskogen i Norge visade att nederbörd och kallt väder en kort tid efter kläckningen resulterade i ökad predation hos radiomärkta kycklingar (Wegge och Kastdalen, 2007). I samma studie konstaterades att dödligheten som följde av predation var i genomsnitt 57 % under en treårsperiod. Flera studier har också visat att könsfördelningen bland kycklingar är skev till förmån för honor under år med svag reproduktion, vilket indikerar att det i detta livsstadium är högre dödlighet hos tuppar än honor (Hörnfeldt m.fl., 2001; Wegge & Rolstad, 2011).

Predationstakten på bon och kycklingar följer i huvudsak smågnagarnas svängningar och detta återspeglas i en stor årlig variation i ungfågeltillgång på hösten (Angelstam m.fl., 1984). Detta beror på att marklevande predatorer som rödräv föredrar smågnagare när de är tillgängliga i stort antal, medan de övergår till alternativ föda som exempelvis tjäderägg och kycklingar när smågnagarna är fåtaliga. Smågnagardynamiken har inte dokumenterats påverka överlevnaden för vuxna individer. En förklaring kan vara att kosten för duvhök i mindre grad påverkas av årliga smågnagarsvängningar. Variationen i predationstakten från duvhök har till exempel förklarats av en numerisk tillväxt i duvhöksbeståndet över längre tid (Wegge & Rolstad, 2011).

## 2.4 Skogsbruk

Vår användning och utnyttjande av skog har haft stor påverkan på skogens struktur, artrikedom och ekologiska funktion i flera hundra år. Även om det i vissa områden har bedrivits avverkning som skapade stora avverkningsytor runt slutet av 1800-talet och början av 1900-talet (Lundmark m.fl., 2013), var praxis fram till mitten av 1900-talet huvudsakligen präglad av olika former av dimensionshuggning, där man avverkade dimensioner och kvaliteter som var lönsamma att avverka och transportera, och efterfrågade för olika ändamål. Resultatet var en ljus och öppen skog, med kvarvarande träd som inte uppfyllde kraven på storlek och kvalitet. Från mitten av 1800-talet, ökade efterfrågan på virke i samband med den alltmer omfattande industrialiseringen som gjorde det lönsamt att avverka yngre/klenare träd. Denna förändring ledde fram till stora förändringar i skogsbruket, skogslandskapet och skogsstrukturen. Efterfrågan på timmer med stora dimensioner drev under perioden fram mot 1900-talet avverkningen från kusten och inåt i landet. Mellan Umeälven och Vindelälven minskade andelen gammelskog (skog över 120 år) från 83 % på 1910-talet till 3 % på 1980-talet (Östlund m.fl., 1997). Skogsstrukturen förändrades från att vara dominerad av en två- eller flerskiktad kronstruktur till en enskiktad och mer enhetlig struktur. I början av 1900-talet påverkades stora områden av skogsbränder (20 %). På 1980-talet kontrollerades de flesta skogsbränderna, och under detta decennium hade bara 0,6 % av skogen en flerskiktad kronstruktur. Hyggesbruk och förnyring genom sådd, och senare, plantering av förädlade plantor skapade enhetliga skogsbestånd dominerade av gran eller tall. Åtgärder som användning av herbicider för borttagning av lövträd, samt dränering av våta skogsområden bidrog också till minskande variationen i artrikedom och skogsstruktur både på bestånds- och landskapsnivå.

Det har inte klarlagts i vilken utsträckning storskogsbrukets ändrade praxis – med kalhyggen, plantering och enskiktade bestånd av gran eller tall – har bidragit till den minskning av tjäderbestånden som beskrivits i inledningen av detta kapitel. Men flera studier från Norge och Finland visar att tjäder är relativt tolerant i förhållande till ökad aktivitet i skogsbruket (Lande m.fl., 2013; Miittinen m.fl., 2008; Sirkia m.fl., 2010; Wegge & Rolstad, 2011).

I Varaldskogen, ett område i sydöstra Norge, vid gränsen till Sverige, gjordes under perioden 1979–2008 flera undersökningar av förhållandet mellan skogsbruk och tjäder. Undersökningarna visade delvis överraskande effekter av skogsbruk på populationen av tjäder (Wegge & Rolstad, 2011). Skogen i undersökningsområdet förändrades från att domineras av äldre skog (> 70 år) till en mer fragmenterad och

yngre skog. Under perioden minskade andelen äldre skog från 51 % till 22 %. Därtill blev skogen mer fragmenterad och andelen yngre planterad skog i åldern 21 till 40 år ökade från 8 % i 1979 till 45 % i 2000. Mot slutet av perioden blev en del av den äldre brukade skogen gammal och bildade, tillsammans med rester av naturskogen, större sammanhängande områden med äldre skogar. Antalet vuxna tjädrar som registrerats i området varierade mellan åren, men till skillnad från vad som förväntades utifrån skogsaktiviteten var antalet stabilt under 30-årsperioden. Dessutom framkom det att antalet ungfåglar per höna ökade under perioden, vilket pekade mot att populationen regleras mer av vuxna fåglars överlevnad än av rekrytering av unga fåglar. Resultaten visar att tjädern är mer tolerant och anpassningsbar än man tidigare trott. Studierna visade att en del tjädrar etablerade spelplatser i yngre skog. Dessutom kunde det konstateras att fåglarna i många fall ändrade sitt födosök från äldre till mer ungskog när andelen ungskog ökade i undersökningsområdet. Författarna påvisade därtill en minskning av rödrävpopulationen, vilket resulterade i fler överlevande kycklingar per kull. I en senare studie från samma område lyfts tillgången på mat till kycklingar fram som en ännu starkare faktor, än mängden sork och räv, för kycklingarnas överlevnad (Wegge m.fl., 2022).

I studier från Finland (Miettinen m.fl., 2008; Sirkia m.fl., 2010) analyserades nedgången i populationen av tjäder under tiden efter andra världskriget mot bakgrund av kommersiellt skötta skogar och en ökad andel ungskog. Studierna visade att skogens ålder och andelen ung respektive gammal skog inte förklarade nedgången i tjäderpopulationen. Vid en studie konstaterades faktiskt ett positivt samband mellan yngre gallrad skog och tillgången på tjäder (Sirkia m.fl., 2010). Författarna varnar därför för att lägga alltför stor vikt vid skogens ålder som ett kriterium för bättre skötsel av tjäderbiotoper. Andra aspekter, som effekter av habitatfragmentering och bättre skötsel av lekområden, pekas ut som viktigare än skogens ålder (Miettinen m.fl., 2008). Andra studier har sett ett positivt samband mellan gammal/äldre skog och antalet tjädrar (Angelstam, 2004; Elvesveen m.fl., 2023; U. S. Lande m.fl., 2014), men också ett negativt samband med kycklingproduktion (Lande m.fl., 2014).

I områden med hög andel tät skog är avverkningar som bidrar till en småskalig variation i landskapet positivt, samtidigt som det är viktigt att andelen skog kring lekområdena behålls (Sirkia m.fl., 2011). Detta kan uppnås genom att använda hyggesfria metoder som t.ex. blädning eller luckhuggning. Samtidigt finns det mycket som tyder på att tjädern klarar sig ganska bra även om delar av skogen kalavverkas – så länge det finns lämplig skog i närheten, t.ex. ungskog eller gallrade bestånd där nya lekar kan etableras (Rolstad m.fl., 2007). En viktig faktor för sådan etablering kan vara att tjäderhonor ofta väljer sina vinterbetesplatser i unga bestånd. Under våren kan förekomsten av honor göra områdena attraktiva för tjädertuppar, vilket kan leda till etablering av ett nytt spel (Gjerde m.fl., 2000).

Skogsstruktur och landskap påverkar också spelens storlek och frekvens. I ett skogslandskap med aktivt skogsbruk tenderar lekarna att vara mindre, med färre individer, och avståndet mellan spelen kortare, än i ett skogslandskap med orörd skog, där lekarna är större, men med större avstånd mellan spelplatserna (Rolstad m.fl., 2009).

För kycklingar är livsmiljöer med god tillgång till insekter och skydd viktiga (Wegge m.fl., 2007). Markvegetationsklassen blåbär är Sveriges vanligaste vegetationstyp och en viktig kycklingbiotop. Vid kalavverkning försvinner blåbärsriset från området under en period, men det kommer succesivt tillbaka när den nya skogen växer upp (Hedwall m.fl., 2013; Lakka & Kouki, 2009). En varierad skogs-

struktur och ett varierat skogslandskap kommer också att vara positivt vad gäller risken för predation. Om kycklingbiotoper t.ex. är koncentrerade till mindre områden är det lättare för rödräv och andra predatorer att hitta kullarna, än om biotoperna ger möjlighet för kullarna att sprida sig väl över ett större område (Storaas m.fl., 1999). Ett varierat skogslandskap som innehåller skog i olika åldersklasser av olika skogstyper, och med en varierad struktur, samt förekomst av en viss andel gammal skog i landskapet tycks ge goda förutsättningar för en livskraftig population av tjäder (Angelstam 2004). Under de senaste 30 till 40 åren har det skett en positiv utveckling med ökad andel gammal skog i Sverige (Roberge m.fl., 2023). Rapporten beskriver att arealen med gammal skog förväntas öka i framtiden, men då "inom hänsynsytor, frivilliga avsättningar och formellt skyddade skogar. Den gamla skogen på arealer där skogsbruk bedrivs beräknas att minska det närmaste årtiondet, mest beroende på den kraftiga minskning av arealen skog mellan 80 och 120 år som ägt rum sedan 1970-talet".

Ett landskapsbaserat förhållningssätt samt en inriktning mot att skapa en mer varierad skogsmiljö ger bra förutsättningar för att förbättra livsmiljöerna för tjädern. Mer variation kan uppnås genom att öka brukandet av hyggesfria metoder, men även andra åtgärder som varierande trädslagsammansättning och en inriktning mot mindre bestånd kommer också att vara positiva. Det behövs även bättre kunskap om sambanden mellan skogslandskapet och effekterna av predation, födotillgång och lokalklimat. Bättre metoder för att kartlägga skogsstruktur och livsmiljöer på landskapsnivå skulle också förbättra möjligheterna att ta fram underlag för praktisk förvaltning av tjädern.

## 2.5 Jaktens effekter

Det saknas vetenskapliga försök för att förstå beskattningens effekter i relation till andra faktorer för många arter. Det gäller även effekten av jakt på tjäder. Populationsbiologisk forskning har tagit fram tumregler för att fastställa en säker beskattningsnivå. Den baseras på en arts grundläggande biologi, livshistoria, och har en specifik maximal tillväxtpotential under gynnsamma förhållanden när konkurrensen är liten (Niel & Lebreton, 2005; Wade, 1998). I en tidigare rapport till Naturvårdsverket (Hörnell-Willebrand m.fl., 2012) användes metoden som bas i en värdering av rekommenderad beskattningsnivå för en tjäderpopulation i ett större sammanhängande skogsområde. Här rekommenderades att hålla beskattningen under 15 %.

I en studie från Finland gick det inte att identifiera någon negativ trend i områden med omfattande jakt (Linden, 1991). En senare undersökning (Lampila m.fl., 2011) konkluderade att jakten i området inte ledde till en negativ trend men kunde inte utesluta att jakten påverkade den förväntade ökningen i populationen vissa år. Beskattningsnivån i den senare studien bedömdes till ca 5 %. I en undersökning från norra Sverige uppskattades jakten vara 10 % av dödsorsakerna av den årliga mortaliteten på 32 % (Åhlen m.fl., 2013). Då jakten sker under en tid när populationen är som störst, under hösten efter rekrytering av ungfågel, tar jakten ut mindre än 3 % av populationen.

Ett maximalt uthålligt uttag ur en population kräver ingående kunskap om artens biologi, men vid rekreativsjakt är det möjligt att använda antalet jakt dagar (effort) snarare än uttagsnivåer som förvaltningsvariabel. Det har tidigare föreslagits

en förenklad förvaltningsmodell för jakt på tjäder (Hörnell-Willebrand m.fl., 2012) som tidigare utarbetades för jakt på dalripa på statens mark i fjällområdet. En ripjägare kan med hjälp av hund få kontakt med knappt 30 % av ripindividerna i ett band om 200 meter på var sida om jägarens väg i terrängen (resultat från de årliga svenska ripinventeringarna på statens mark). Tröskelvärden för antalet jaktdagar per km<sup>2</sup> kan uppskattas om det finns data över 1) hur stor andel tjädrar en jägare får kontakt med, 2) hur stor andel av kontakterna som leder till ett fällt byte och 3) hur stort område en jägare täcker per dag. För dalripa sattes en maximal jaktansträngning på 3 jaktdagar per km<sup>2</sup> över större områden (100 km<sup>2</sup>). Antalet jaktdagar (effort) och jägareffektivitet (uttag per jägare och dag) ger ett mått på den andel som tas ut ur populationen, särskilt om ansträngning snarare än jägareffektivitet ser ut att följa populationsförändringar för småvilt. Kunskap om förhållandet mellan ansträngning, jägareffektivitet och populationsnivåer saknas dock för jakt på tjäder.

## 2.6 Annan markanvändning

Förändringar i arters livsmiljöer genom markanvändning utgör globalt sett den mest betydande orsaken till förlust av biologisk mångfald. Det finns många former av markanvändning som kan ha en negativ påverkan på arterna i den boreala barrskogen. Vi har valt att fokusera på några former av markanvändning som vi anser kan ha betydelse för tjädern, men också på markanvändning som har en något oklar effekt på arten. Mot denna bakgrund har vi valt att fokusera på etablering av vindkraftverk, kraftledningar och bilvägar i tjäderns habitat. Skogsbrukets påverkan är en mycket viktig faktor som vi belyser i ett eget kapitel (2.4, ovan), men också på andra ställen i detta dokument. För varje påverkansfaktor som nämns i denna rapport kommer eventuella effekter på tjäderpopulationer att bero på ingreppets storlek och omfattning. Små ingrepp kan ha en begränsad effekt isolerat sett. Det är dock viktigt att förvaltningen tar hänsyn till summan av alla små och stora ingrepp, de kumulativa effekterna, när man bedömer markanvändningens påverkan på tjäderpopulationen (liksom för andra arter).

### 2.6.1 Vindkraft

Vindkraft kan påverka tjäder på flera olika sätt. Man talar oftast om tre kritiska faktorer som kan leda till populationseffekter hos fåglar i samband med etablering av vindkraft (Langston m.fl., 2006): 1) förlust och förändring av livsmiljöer, 2) vindkraftverket uppfattas som en barriär för fågelmigration och rörelser mellan funktionsområden, och 3) kollision med vindturbiner.

#### FÖRLUST OCH FÖRÄNDRING AV LIVSMILJÖER

Anläggning av vindkraftverk innebär förlust/ödeläggelse av livsmiljöer kopplade till turbinplacering, vägar, transformatorstationer och administrationsbyggnader. Ur det perspektivet skiljer sig inte vindkraftsutbyggnaden från annan markanvändning, till exempel byggande av skogsbilvägar, bostäder eller stugbyar. Generellt sett bör alla former av ingrepp sträva efter att begränsa de fysiska ingreppen till det som är absolut nödvändigt för verksamheten. Över tid och på många områden kan små ingrepp utgöra en stor förlust och medföra en fragmentering av livsmiljöer.

En del av vindkraftsutbyggandet har de senaste åren skett i skogar där det tidigare funnits få andra permanenta störningar och ingrepp. Mänskliga ingrepp och aktiviteter i sådana områden kan därtill underlätta för ökad närvaro av arter som har hög tolerans för mänsklig aktivitet, som till exempel rödräv (Sirén m.fl., 2017), som är en viktig predator på tjäder. För arter som gynnas av ingreppen kan ett vindkraftverk utgöra ett nytt habitat eller en förbättring av habitatet. Vi känner inte till några sådana studier som har en tydlig relevans för tjädern.

## BETEENDEFÖRÄNDRINGAR

För fåglar antas att ökad mänsklig aktivitet, ljud och visuella effekter är en viktig negativ konsekvens av vindkraftverk (May m.fl., 2021). Detta kan leda till en effektiv förlust av livsmiljöer som sträcker sig långt bortom de fysiska ingreppen (Tolvanen m.fl., 2023).

En av få vetenskapligt publicerade studier om tjäder och vindkraft har utförts i Spanien (Gonzalez m.fl., 2016). Där fann man betydligt färre spår av tjäder i områden där man byggt vindkraft under fyra år efter att verken byggdes, jämfört med ett års datainsamling före byggnationen. Även om experimentet inkluderade data från endast ett år före vindkraftetableringen, stärks resultaten eftersom två kontrollområden inte visade någon förändring i den tjäderpopulationen under samma period. Resultaten visar med andra ord på ett ordentligt undvikande av vindkraftsområden för den lövskogslevande underart av tjäder som finns i Spanien. Om resultaten direkt kan överföras till våra nordiska barrskogar är oklart.

Ett viktigt arbete på tjäder och vindkraft är ett internationellt forskningsprojekt som har studerat effekterna av vindkraftverk på tjäder i sex studieområden i Tyskland, Österrike och Sverige. I Sverige genomfördes projektet i Jädraås vindpark, Dalarna (Bild 2). Där undersöktes potentiella effekter av vindkraftsanläggningar på individ- och populationsnivå, genom att samla in data på resursval, biotopval, rörelsemönster, reproduktionsframgång, predationsrisk och fysiologisk stress hos tjäder. Studierna konstaterade inga signifikanta skillnader i tjädertäthet, reproduktionsframgång eller predationsrisk mellan områden med vindkraftverk och kontrollområden (Taubmann m.fl., 2021), och inte heller skillnader i tjädertäthet före och efter byggnation av vindkraftverksanläggningar (Coppes m.fl., 2020). Studierna påvisade inte några effekter på fåglarnas fysiologiska stress (mätt i form av kortisolhalter i spillning) (Coppes m.fl., 2021). De två studierna fann emellertid en undanträngning genom minskad användning av områden närmare vindkraftverken än 650 m (Coppes m.fl., 2020) till 865 m (Taubmann m.fl., 2021). Även om effekter av skuggor, ljudnivå, täthet av vindkraftverk, antal synliga vindkraftverk och avstånd till tillfartsvägar påverkade utnyttjandet av areal under såväl spelsäsongen som sommarsäsongen (Taubmann m.fl., 2021), så var det inte möjligt att dra slutsatser på populationsnivå när det gäller reproduktionsframgång och överlevnad (Taubmann m.fl., 2021).



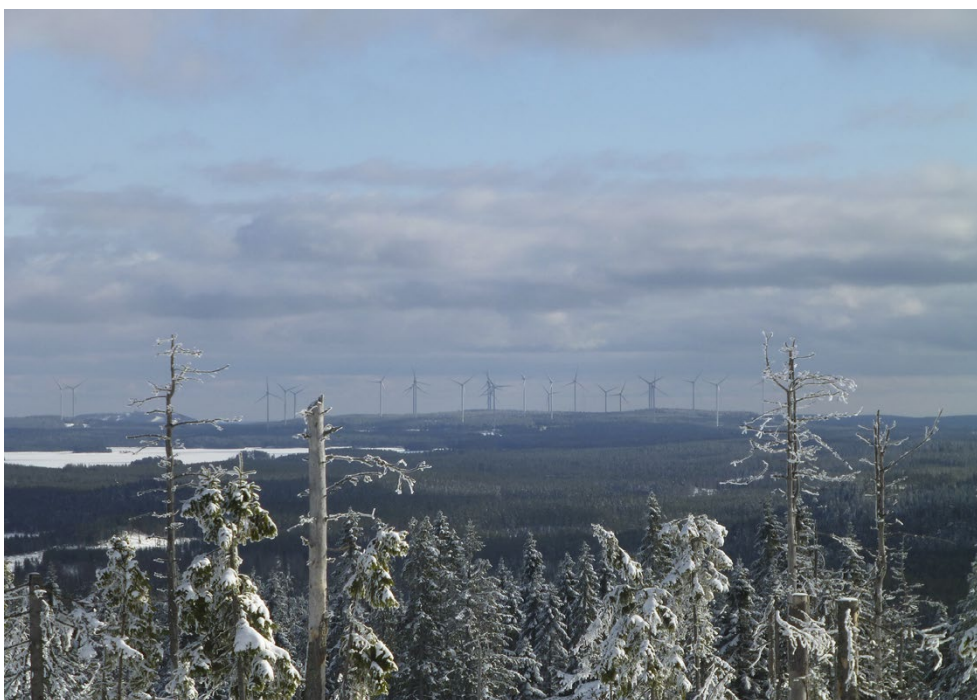


Bild 2. Jädraås vindkraftpark i Dalarna. Foto: Eric Ringaby.

Med bakgrund i resultaten rekommenderade forskarna att överväga en generell avståndsregel på minst 865 meter från ett vindkraftverk till tjäderns spelplatser och kycklingbiotoper, i områden med stabila bestånd av tjäder. För svagare populationer ("unfavourable conservation status according to EU legislation") rekommenderade forskarna, en slags försiktighetsåtgärd, att undvika vindturbiner inom 856 meter från alla tjäderhabitat för att helt eliminera risken för negativa effekter av vindkraft (Taubmann m.fl., 2021).

## KOLLISIONER

Det är inte känt för oss att några detaljerade studier har gjorts om kollisionsrisken för tjäder vid vindkraftverk. Men vi känner till att kollisioner har inträffat. Samtidigt är det väl känt från forskningslitteraturen att hönsfåglar generellt sett är särskilt utsatta för kollisioner med människoskapade strukturer (Hovick m.fl., 2014), och tjäder är förmodligen inget undantag i det avseendet. Att de är särskilt utsatta beror antagligen på deras snabba flykt, i kombination med en relativt dålig manövreringsförmåga. Det som är specifikt för tjäder och andra hönsfåglar när det gäller vindkraftverk är att när de väl kolliderar är det främst med själva tornet. De mest omfattande studierna om hönsfåglar och kollisioner med vindturbiner har genomförts på dalripar. Det mest kända exemplet är från Smøla där det mellan 2006–2016 dokumenterades 192 döda dalripar av totalt 464 fåglar som kolliderat (Stokke m.fl., 2020). Även vid Storrund vindkraftverk i Jämtland var dalripar den art det hittades flest kollisionsoffer av (Falkdalen m.fl., 2013). På Smøla fanns det inga indikationer på minskande bestånd av dalripar, men över 30 % av den totala dödligheten bland de radiomärkta riporna berodde på kollisioner med vindturbiner (Stokke m.fl., 2020). Med tanke på att tjäder, likt dalripar, är utsatta för kollisioner med människoskapade strukturer (t.ex. kraftledningar) kan man anta att ett okänt antal tjädrar kolliderar med svenska vindkraftverk varje år.



Eftersom inga studier av kollisioner har genomförts är det inte möjligt att bedöma populationspåverkan av kollisioner i vindkraftverk. För att göra en mer exakt uppskattning av vindkraftverks populationspåverkan, krävs studier som inkluderar fyra kritiska faktorer: förlust och förändring av livsmiljöer, barriärer för fågelmigration, rörelser mellan funktionsområden samt kollisioner med vindturbiner.

## 2.6.2 Kraftledningar

Som tidigare nämnt är hönsfåglar en fågelgrupp som bedöms vara särskilt utsatt för kollisioner med sådana strukturer, och kraftledningar framhålls ofta som en betydande dödsorsak för hönsfåglar (Bernardino m.fl., 2018; Hovick m.fl., 2014). Det beror inte nödvändigtvis på att kraftledningar är så mycket värre än andra strukturer relativt sett. Men, jämfört med telekommunikationstorn, viltstängsel, renstängsel, bostäder och vindturbiner har kraftledningar en mycket stor rumslig spridning och därtill förekommer de i alla typer av svensk natur. Med cirka 160 000 km (Energimarknadsinspektionen, 2023; Svenska Kraftnät, 2023) utgör luftledningar betydande strukturer som sträcker sig över stora landområden i Sverige.

Även om tjäder och andra hönsfåglar kolliderar med kraftledningar betyder det inte nödvändigtvis att kraftledningarna i sig har en beståndseffekt. Frågan är inte väl studerad, men en studie av radiomärkta tjädrar, från fjällområdena vid Tärnaby och skogsområdena vid Storuman och Åsele, visade att 11 % av dödligheten i fjällområdet berodde på kraftledningar, samtidigt som ingen tjäder kolliderade med kraftledningar i skogsområdena (Åhlen m.fl., 2013). Jämfört med predation, som i samma studie var 70 % i fjällområdena och 90 % i skogsområdena, utgör kollisioner med kraftledningar en liten del av dödligheten.

En sammanställning av återfunna ringmärkta fåglar i Sverige för perioden 1990 till 2017 redovisade endast en tjäder, men det generella mönstret var att antalet fågelkollisioner minskade. Författarna antog att detta berodde på att fler luftledningar har ersatts med jordkabel (Fransson m.fl., 2019).

Det har gjorts flera studier om kollisioner med kraftledningar i Norge. Beräkningar gjorda av Bevinger (1995) visade att 20 000 tjädrar, motsvarande 90 % av jaktuttaget vid den tiden, kolliderade med norska kraftledningar (11–420 kV). Undersökningen och uppskattningen baserades på flera sök längs kraftledningar och extrapolerades till resten av Norge utifrån mängden tjäderhabitat (55 %) och kraftledningsnätet vid den tiden. I en rapport från NINA (Norsk Institutt for Naturforskning), som inte är vetenskapligt publicerad, fann forskarna att en sträcka på 7 km av en kraftledning (300 kV) i boreal barrskog bidrog till en minskning av tjäderbeståndet med 4,2–11,8 % (Bevinger m.fl., 2014).

Hur zonen under och runt kraftledningar påverkar tjäder är också dåligt känt. Frågor som kan uppstå kring detta är: 1) Utgör kraftledningsgatan en förflyttningssbarriär? 2) Undviker fåglar att använda dessa områden? 3) Skapas attraktiva jaktområden för rovfåglar och rovdjur – och därigenom en effektiv förlust av tjäderhabitat? 4) Utgör de nya lämpliga livsmiljöer med blåbärsris som mat och skydd?

## 2.6.3 Vägar

Det finns ett mycket omfattande nätverk av skogsbilvägar och andra vägar i skogsområdena i Sverige. De utgör i sig självt en betydande fysisk förlust och fragmentering av skogsområden. Vägar i tjäderhabitat kan öka risken för kollisioner med fordon

(Åhlen m.fl., 2013), underlätta för räv (Sirén m.fl., 2017) och exponera fåglar för rovfåglar. Man kan också tänka sig att vägar i andra fall utgör en ny livsmiljö för tjäder.

Kollisionsrisken kommer troligtvis att bero på typen av väg och trafikvolymen på den. Trafikvolymen kommer sannolikt också att påverka tjäderns användning av vägar som habitat. Det finns inte några data på detta och det enda dokumenterade exemplet på dödlighet i samband med kollisioner är från studien av tjäderhonor i norra Sverige (Hörnell-Willebrand m.fl., 2012; Åhlen m.fl., 2013). Där fann man att 9 % av dödligheten i fjällområdet berodde på kollisioner med bil. Författarna pekar dock på att det höga antalet kollisioner med bil kan vara oproportionerligt högt då de flesta tjäderhonorna fångades längs vägar. När det gäller vägar som möjligt habitat för tjäder är det känt att tjäder söker efter grus på skogsbilvägar. Under våren kan vägkanterna erbjuda grön vegetation, tussilagoblor, gräs och ibland bärris, tidigare än i kringliggande skogsmark. Sådan vegetation äts av honorna under en känslig period om våren, före äggläggning och ruggning. Det har också observerats tjädrar som spelar på skogsbilvägar på våren (Hörnell-Willebrand m.fl., 2012). Det som i alla fall är säkert är att både forskning och förvaltning utnyttjar tendensen hos tjädern att söka sig mot vägar. Detta är bland annat känt i samband med fångst av tjäder i diverse forskningsprojekt samt inför flytt av tjäder till andra länder.

Utan några studier gjorda på detta område kan man anta att tjädern har en tudelad relation till vägar: På den negativa sidan utgör vägarna en möjlig fara genom kollisioner om det är mycket trafik och de kan därtill underlätta för predatorer som rödräv, möjligen även för rovfåglar. På den positiva sidan utgör skogsbilvägar en förbättring av livsmiljön för tjädern genom ökad näringstillgång under vårperioden.

## 2.7 Klimatförändringar

Klimatförändringarna förväntas påverka ett antal arter och ekosystem (Parmesan, 2006), och påverkan förväntas vara särskilt framträdande i nordliga områden (Elmhagen m.fl., 2015). Detta gäller även för en art som tjädern, som har sitt kärnområde just i de boreala barrskogarna i norr.

Trots att klimatförändringarna förväntas påverka nordliga arter oproportionerligt mycket, finns det få empiriska studier av arter som tjäder och om hur klimatförändringarna kan tänkas påverka arten. Ett exempel är en lång tidsserie från Varaldskogen i Norge under perioden 1979–2016 (Wegge & Rolstad, 2017). I motsats till ledande hypoteser om klimatförändringar, som ofta förväntas ha en negativ effekt på häckningsframgången hos fåglar med ökad temperatur (Visser m.fl., 2012), fann Wegge och Rolstad en positiv effekt av varmare väder på våren. Häckningsframgången, mätt som kycklingar per höna, ökade för både tjäder och orre. För tjäder var den absoluta ökningen 0,57 kycklingar per höna. För tjäder fanns det också en positiv effekt av temperatur på våren på kullfrekvensen (andelen honor med kull). Resultaten från tjäder sammanfaller med liknande undersökningar av fjäll- och dalripar, som också visade att en mild vår kan leda till ökad häckningsframgång (Imperio m.fl., 2013; Kvasnes m.fl., 2014).

I en nyare studie, också från Varaldskogen, med en uppdaterad tidsperiod från 1979–2020, visade Wegge m.fl. (2022) att både tjäder och orre hade låg häckningsframgång och låg kullfrekvens under häckningssäsongen som följde på en vinter med höga värden av det så kallade NAO-index (North Atlantic Oscillation). Indexet visar tryckskillnaden mellan Island och Azorerna vintertid vilket har stor påverkan

på vädret i Västeuropa. Författarna såg ett samband mellan de höga värdena i NAO-indexet och milda och våta vintrar lokalt. Eftersom skogshöns har utvecklats i de norra barrskogsområdena och är anpassade till ett relativt torrt och kallt klimat, spekulerade författarna i om denna negativa effekt kunde bero på svårigheter att ligga i snölegor under sådana milda och våta vintrar, och att detta i sin tur påverkade hönsfåglarnas kondition och häckningsframgång. Detta är en tänkbar förklaring för hönsfåglar, men som också kan vara giltig för andra arter som gräver ner sig i snön om vintern, eller som är beroende av en viss kvalitet på snötäcket. Våra erfarenheter är dock att tjädern ofta övernattar i träd medan orrar, järpar och ripor i stor utsträckning ligger i snölegor om de har lös snö att tillgå. Därmed är det mest sannolikt att snötillgång ifråga om skydd från predatorer och kyla spelar en större roll för ripa, orre och järpe än för tjäder, vilket stöds av egna observationer (Professor Tomas Willebrand). Vid kallt väder är det vanligt att de förstnämnda tre arterna ligger snölegor även på dagen (Höglund, 1980). Mer detaljerade mätningar av snöns beskaffenhet parallellt med intensiva studier av fåglarnas kondition och häckningsframgång krävs för att kunna verifiera ett eventuellt samband mellan snöförhållanden och hönsfåglarnas kondition.

Vinterklimatet har också visat sig vara viktigt för flera smågnagararter (Ims m.fl., 2008), och upprepade perioder av snösmältning och frost kan ha negativ effekt på överlevnaden hos smågnagare (Korslund & Steen, 2006). Eftersom smågnagarna och skogshönsen är relaterade genom gemensamma predatorer (Breisjoborget m.fl., 2018) kan minskad överlevnad hos smågnagarna på grund av snöförhållandena leda till en kollaps i populationen. Detta kan i sin tur leda till ökat predationstryck på skogshönsen, särskilt på ägg och kycklingar.

Eftersom studier visar att varmare väder på våren kan ha en positiv effekt på tjäderns häckningsframgång (Wegge & Rolstad, 2017), kan man tänka sig att klimatförändringar kan ha en positiv effekt på tjädern. Författarna till studien i Norge understryker dock att detta inte är bevis för att klimatförändringarna är positiva för tjädern eftersom klimatförändringarna kan påverka andra demografiska processer, som t.ex. överlevnaden hos vuxna individer. Men, effekten kommer förmodligen också att bero på den fortsatta utvecklingen och omfattningen av klimatförändringarna. Å andra sidan finns det också indikationer på att klimatförändringarna kan leda till att vi oftare upplever vintrar med dåliga snöförhållanden för skogsfåglar och smågnagare (Kausrud m.fl., 2008). Detta kan i så fall påverka häckningsframgången negativt. Det är också värt att notera att Sverige är ett långsträckt land och att klimatförändringarna kan ha olika påverkan på olika platser i landet. Innan man drar slutsatser om möjliga samband i detta avseende anser vi att mer forskning bör genomföras i stor skala.

## 2.8 Kunskapsluckor

Det föreligger ett behov av bättre kunskap om sambanden mellan skogslandskapets strukturer i olika skalor, och effekterna av predation, födotillgång, spridning och överlevnad hos juveniler (ungfåglar), samt klimatförändringar. Effekterna på faunan av olika åtgärder – till exempel åldersfördelning i bestånd och landskap, bevarande av kantzoner och spelplatser, samt andra hänsynsregler i skogsbruket är lite studerade vetenskapligt. Bättre metoder för att kartlägga olika faktorer på landskapsnivå, och vid olika skalor i tid och rum, skulle kunna ge bättre förvaltningsunderlag.

När det gäller jakt saknas det också en noggrann uppföljning av olika effekter av tjäderjakt. Hur stor andel av tjäderpopulationen upptäcker en jägare och hur stor sannolikhet är det att den upptäckta tjädern fålls? Vad som utgör hållbara avskjutningsnivåer för tjäder är ännu inte tillräckligt klarlagt.

När det gäller vindkraft kan vi se att det fortfarande finns kunskapsluckor kring effekterna på tjäder, men även skogshöns i allmänhet. Effektstudier bör upprepas i andra områden och det bör finnas en inriktning att genomföra BACI (Before – After, Control-Impact) studier. Vindkraftverk etableras för att fungera i minst 25–30 år. Det är viktigt att ha kunskap om hur eventuella effekter verkar och eventuellt förändras under vindkraftverkets hela livslängd. I Norge genomförs nu ett tioårigt projekt vid Kjølberget vindkraftverk i Våler kommun i Finnskogen, vid gränsen till Torsby kommun. Projektet är, liksom forskningsprojektet i Jädraås, inte en BACI-studie, men förväntas kunna bidra till att öka kunskapen om effekterna av vindkraft både för orre och tjäder i det centrala skandinaviska barrskogsområdet.

Med hänsyn till de studier som har genomförts i Skandinavien om kraftledning och tjäder ser vi att resultaten varierar och att möjliga beståndseffekter kan vara platsspecifika, beroende både av den lokala tjäderpopulationens status och den lokala omfattningen av kraftledningsnätet. Vi anser att det finns behov av mer säker kunskap inom detta ämne. Det kan till exempel vara ändamålsenligt att kartlägga vilka livsmiljöer eller landskap som är mer eller mindre förknippade med kollisioner (till exempel så kallade hot-spot analyser). Detta är kunskap som kan ge förvaltningen verktyg för att fatta välgrundade beslut.

Det kan också finnas behov av mer kunskap om hur olika förvaltningsåtgärder fungerar. Till exempel effekten av olika skyddszoner, både för skogsbruket och vid annan markanvändning (till exempel vindkraft). Därtill saknas studier som under lång tid följer dynamiken hos tjäderspelen i ett större område. Det går att betrakta ett tjäderspel som en enhet som uppstår, har en aktiv tid och som sedan försvinner. Hur ser den dynamiken ut och vilka faktorer påverkar den dynamiken? Här bör det finnas stora möjligheter att utvärdera effekten av olika förvaltningsalternativ.

Många tjädrar har fångats och försetts med sändare, men då dödligheten är hög för juveniler behövs mer data från denna grupp avseende såväl spridning och som överlevnad. Data om spridningsavstånd för juveniler är viktiga för att förstå populationernas genetiska struktur, populationsregleringsprocesser och landskaps-ekologins effekter på metapopulationsdynamiken.

## 3. Förvaltning av tjädern

### 3.1 Inledning

Vårt lagstadgade artskydd ger ett ramverk för förvaltningen av tjädern. Detta inledande kapitel (3.1.1) har skrivits av advokat Daniel Eggertz, Falun, som har stor erfarenhet av rättsliga tvister som är relaterade till tjädern. Eftersom tjäderns spelplatser och behovet av hänsyn till dessa sedan länge har stått i fokus för förvaltningen, redogörs för vägledning för skogsbruket i såväl Sverige som i våra grannländer Norge och Finland. Därtill presenteras biologiska aspekter kring såväl tjäderns spelplatser som lämpliga uppväxtmiljöer för tjäderns kycklingar, vilka av många forskare bedöms vara nyckelfaktorer för artens reproduktionsframgång. Bland andra faktorer som belyses kan nämnas lokala aspekter på förvaltningen samt hänsynsregler vid etablering av vindkraftverk. Därtill redovisas exempel på konflikter som uppstår, t.ex. när markägare önskar kompensation för ekonomiskt känbara intäktsförluster när myndighetsbeslut begränsar rätten att avverka den egna skogen.

Liksom övriga delar av rapporten bygger avsnitten om rådgivning avseende förvaltningsåtgärder huvudsakligen på fakta som presenterats i vetenskapliga rapporter. Därtill presenteras en del åtgärder som baseras på författargruppens sammantaget omfattande erfarenheter från såväl litteraturstudier som fältarbete inom forskningsprojekt avseende tjäder och andra skogshöns. Vid sådana projekt ingår ofta flera delstudier och inte sällan blir en del av dessa opublicerade. Oaktat detta faktum kan sådan information vara av värde vid rådgivning avseende förvaltningen.

#### 3.1.1 Lagstiftning om artskydd

Likt alla andra arter av vilda fåglar i landet är tjädern föremål för olika typer av skyddsbestämmelser i artskyddsförordningen. Skyddsbestämmelserna utgör den svenska implementeringen av det obligatoriska skydd för vilda fåglar som följer av EU:s fågeldirektiv. Förbudsreglerna i artskyddsförordningen innehåller bl.a. förbud att avsiktligt fånga och döda fåglar, förbud att avsiktligt bortföra, samla in eller skada fåglarnas bon eller ägg samt förbud att avsiktligt störa fåglar. Med ”avsiktligt” avses i dessa sammanhang även åtgärder där det förbjudna resultatet är en förutsägbar följd av en åtgärd med annat syfte (EU-domstolen, mål C-103/00, Kommissionen mot Grekland, ”havssköldpaddan *Caretta caretta*”). Överträdelse av artskyddsförordningens förbudsregler är föremål för straffrättsliga sanktioner (dagsböter och fängelse).

Vad gäller skyddet för tjäder i förhållande till normala skogsbruksåtgärder är det idag framför allt förbudet att störa tjädern som tillämpas (4 § första st 4 artskyddsförordningen). Före den ändring av artskyddsförordningen som trädde i kraft den 1 oktober 2022 innehöll artskyddsförordningen även ett förbud att skada vilda fåglars viloplats och fortplantningsområden, vilket för tjäderns del kom att innebära ett förbud att genom avverkning skada tjäderspelsplatser inklusive omgivande kycklingbiotoper (MÖD:s dom den 20 december 2018 i mål nr M 10104-17). Vad gäller ovan nämnda författningsändring kan tilläggas att åtgärder som påverkar den

kontinuerliga ekologiska funktionen hos en tjäderspelplats har ansetts medföra en störning i artskyddsförordningens mening och ändringen torde därmed inte innebära någon avgörande förändring av rättsläget (se t ex MÖD:s dom 2022-04-04-26 i mål M 610-21, s 9).

Av författningstexten i 4 § första st 4 artskyddsförordningen framgår uttryckligen att förbudet att avsiktligt störa fåglar endast gäller om störningen har betydelse för att bibehålla eller återupprätta populationen av aktuell fågelart till en tillfredsställande nivå. För tjädern del innebär detta i praktiken att förbudet att vidta skogsbruksåtgärder som kan störa tjäder aktualiseras först när störningen medför negativ påverkan på tjäderns bevarandestatus. Bedömningen av åtgärdens påverkan på artens bevarandestatus ska ske ner på lokal nivå (MÖDs dom den 20 december 2018 i mål nr M 10104-17, s 7). Följaktligen skyddar inte 4 § första st 4 artskyddsförordningen varje tjäderindivid från störning av en skogsavverkning eller av andra skogsbruksåtgärder. I stället gäller skyddet den lokala populationen av arten. Avverkning av en biotop som utnyttjas av och lämpar sig för tjädern i ett område där det finns gott om tjädervänliga biotoper och tjäderpopulationen är stark, begränsas alltså i mindre utsträckning av artskyddsförordningens förbudsregler än ett område där populationen är svag, så länge vi befinner oss inom tjäderns naturliga utbredningsområde. Det ska tilläggas att även tillämpligheten av förbudet mot att skada tjäderns bon och ägg genom skogsbruksåtgärder begränsas genom att förbudet aktiveras först om det är nödvändigt för att bibehålla eller återupprätta populationen på eller till en tillfredsställande nivå (se författningsmotiv Fm 2022:5, s 4).

Trots att de straffrättsligt sanktionerade förbudsreglerna i artskyddsförordningen till skydd för tjäder och andra vilda fåglar har varit gällande i sin nuvarande form sedan 2008 (med den mindre justering som gjordes 2022 och som nämnts ovan), har ännu ingen dömts för att genom skogsbruksåtgärder ha brutit mot reglerna. I stället har artskyddsförordningen hittills tillämpats på skogsbruk genom att tillsynsmyndigheten beslutat om detaljerade begränsningar av skogliga åtgärder med hänvisning till förbudsreglerna eller prövat ansökningar om dispens från förbuden (artskyddsdispens).

Tjädern har ytterligare ett skydd i artskyddsförordningen, föranlett av EU:s fågeldirektiv. Fågeln utgör nämligen en art som upptas i bilaga I till fågeldirektivet, där arter som har ett sådant unionsintresse att särskilda skyddsområden behöver utses. I sammanhanget ska också nämnas att Skogsstyrelsen i sina föreskrifter till skogsvårdslagen angivit att tjädern är en s.k. ”prioriterad art”, för vilken hänsyn och begränsningar av skogsbruk ska prioriteras framför andra hänsynsåtgärder vid tillsyn enligt 30 § skogsvårdslagen (7 kap 33a § SKSFS 2011:7). Prioritering bland flera enskilt miljömässigt motiverade hänsynsåtgärder eller begränsningar blir i praktiken ofta aktuell vid tillämpning av bestämmelserna om naturvårdshänsyn i skogsvårdslagen och Skogsstyrelsens föreskrifter till lagen. Skälet är att bestämmelserna aldrig får leda till att pågående markanvändning avsevärt försvåras, vilket i praktiken innebär att en tillämpning av bestämmelserna inte får medföra värdebortfall för fastighetsägaren överstigande ca 10 % av värdet av en enskild avverkningsplats (30 § skogsvårdslagen och 7 kap 2 SKSFS 2011:7). Någon sådan begränsning av tillämpligheten av de straffsanktionerade förbudsreglerna i artskyddsförordningen finns av förklarliga skäl inte.

### 3.1.2 Nationella myndigheters vägledningar

Naturvårdsverket har Natura 2000 – Art och naturtypsvisa vägledningar för ett stort antal arter. Vad gäller tjäder är vägledningen senast uppdaterad 2003-04-08. Av den relativt omfattande litteraturlistan framgår dock att ingen litteratur som publicerats efter 1994 finns angiven. Vägledningen innehåller delar som har aktualitet idag, men helhetsbedömningen är att dokumentet måste uppdateras om det fortsatt skall vara myndighetens vägledning angående artkännedom och förvaltning.

Skogsstyrelsens dokument ”Tjäder – Vägledning för hänsyn till fåglar” uppdateras med några års mellanrum och den version som tillämpas 2023 är daterad 2019. Vägledningen redovisar såväl ekologiska krav och andra aspekter på artens biologi som faktorer som missgynnar eller hotar arten, liksom riktlinjer för miljöhänsyn vid skogsbruksåtgärder. Rekommendationerna avseende hänsyn inom skogsbruket baseras till stor del på vetenskapliga publikationer framtagna under 1990-talet, bl.a. Hjorth (1992, 1994). Skogsstyrelsens vägledning tillämpas i stor omfattning inom skogsnäringen. Dokumentets förslag till miljöhänsyn tillämpas därtill vid Skogsstyrelsens hantering av inkomna avverkningsanmälningar.

### 3.1.3 Riktlinjer inom företag och organisationer

För att få insikt om hur arbetet med hänsynsåtgärder tillämpas inom skogsbruket tog en av författarna kontakt med några viktiga aktörer inom svenskt skogsbruk: det statligt ägda Sveaskog, Svenska Cellulosa Aktiebolaget (SCA), Stora Enso, Holmen skog samt Södra Skogsägarna. Denna förfrågan gav en enhetlig bild. Alla dessa aktörer uppger att de följer de riktlinjer som tillhandahålls via Skogsstyrelsens vägledning. Flera av dem poängterade att även de riktlinjer som finns i internationella miljöcertifieringar (se nedan i 3.1.5) kan gynna tjädern. Ett av bolagen påpekade också att man vid planläggning inför en avverkning, via kartor och snitslar i skogsbeståndet, ger tydliga instruktioner till maskinförarna om att vara extra hänsynsfulla när det gäller stora och välkända spelplatser. Södra skogsägarna har för intern information tagit fram en broschyr för hantering av spelplatser och kycklingbiotoper. Vägledningen bygger på Skogsstyrelsens rekommendationer.

### 3.1.4 Tjäderleken – i fokus inom förvaltningen

#### TJÄDERNS LIVSMÖNSTER UNDER SPELPERIODEN

Tjädern hör till de arenalekande hönsfåglarna. Parningen sker på en gemensam plats som benämns spel, lek eller vin beroende på geografisk ort. Avståndet till spelplatsen varierar med var i landet populationen befinner sig. ”Fjälltjäder” kan övervintra upp till 100 km från sitt spel, medan tuppar i söder ofta rör sig högst 10 km från sitt. Redan i februari kan spår efter en tupp som släpat vingarna i snön avslöja att det finns tjäder i skogen. I början av april flyttar de sig allt närmare parningsplatsen. Hittas natträdd vid den tiden kan en spelplats bekräftas. Bland den vanliga nattspillningen under trädet finns då en senapslik smet som kallas blindtarmstömning (Bild 3).



Bild 3. Nattspillning från spelplats med blindtarmstömning. Foto: Eric Ringaby.

På spelplatsen följs ett dagligt mönster under parningstiden. Tuppen lämnar dagterritoriet och går eller flyger in mot natträdet. Skräms en tupp kommer den tillbaka i mörkret före gryningen. Spelet börjar i trädet medan det ännu är mörkt och pågår där upp till en halvtimme. Därefter flyger den ner till sitt försvarade territorium där spelet på marken tar vid. Bullrande luftsprång görs, och då och då förekommer slagsmål vid gränsen till en annan tups territorium, eller när en en annan tupp vill ta över en bättre plats.

Hönorna tillbringar natten där de skall ha sitt rede, som kan ligga några kilometer bort, och flyger in mot spelplatsen i det tidiga gryningsljuset. Där samlas de runt den dominanta tuppen, som inte behöver vara den äldsta. Fram på förmiddagen återvänder de till platsen för redet. Där äter de intensivt av spirande grönska, frusna bär mm i soliga sumpkanter. Tupparna tillbringar dagen i stillhet.

Spelplatsens utseende varierar från söder till norr. Det som prioriteras är en terrängtyp som ger tuppen ett imponerande utseende samtidigt som han lätt kan röra sig utan markhinder. I Småland kan det vara en blandskog med kärr och hållar i mosaik. I Bohuslän finns fler lämpliga hållmarkstallskogar än det finns tuppar. I Bergslagen väljs ofta en liten beskuggad mosskant eller källdråg som håller tjälen länge så att en snöfläck blir kvar in i maj vilket ger tuppen en optisk effekt mot den vita skaren. Under åren 1975–2015 har i SLU:s regi 10 spelplatser i Bergslagen följts upp. Samtliga har haft anknytning till våtmark där snön ligger kvar längre än i omgivande mark (Ringaby, 2014). I mellersta Norrland hittas spelet ofta där det finns gammal snö i en beskuggad myrkant. Längst i norr brukar tupparna spela på snötäckt mark, eftersom snön vanligtvis ligger kvar till mitten av maj. Tjädern som lever nära fjällens trädgräns spelar ofta i dalgångarna längs snöfria vägkanter, där ”flythönorna” betar inför ägglagningen (Bild 4 och 5). Det är en förutsättning att vägslänterna är snöfria och att de rensats från hög vegetation sommaren innan. När



vårsolen ligger på spirar ny grönska här vilket får hönorna att följa vägarna väster ut. Ett mycket välkänt fenomen för lokalbefolkningen. Tupparnas spelplatser ligger med 3–5 km mellan varandra och de följer hönorna mot fjällbjörkregionen.



Bild 4. Migrerande hönor på väg mot fjällbjörksskogen strax nedanför fjällens trädgräns.  
Foto: Eric Ringaby.



Bild 5. Känt vägspel väster om Bågede i Jämtland. Foto: Eric Ringaby.



## OLIKA TYPER AV SPELMILJÖER

Spelplatserna kan i huvudsak indelas i tre kategorier. 1) De på hällar med ett botten skikt av lavar på hällar i gles tallskog som oftast räknas som impediment (Bild 6), 2) De som har en liten våtmark – mosse eller kärr – i centrum och som också kan räknas till impediment (Bild 7), samt 3) den typ som hittas i skog med frisk ristyp som domineras av blåbär (Bild 8).



Bild 6. Spelplats på hällmark. Foto: Eric Ringaby.



Bild 7. Spelplats på snöfläck i mossmark där tjälen håller kvar snön. Foto: Eric Ringaby.





Bild 8. Huvudtuppens häll på spelplats i blåbärsgranskog. Foto: Eric Ringaby.

Då skog är i ständig förändring etableras nya spel hela tiden medan gamla lekplatser växer igen med gran och överges då sikten försämras. Den eftersträvade sikten är i höjd med tuppens ögon (40–60 cm) (Finlands vägledning för miljöhänsyn kapitel 3.1.9) medan siktavståndet är 20–70 m (Winqvist, 1983). På hällmarker förändras miljön lite varför tjädern kan nyttja en sådan spelplats under lång tid, medan lekar i blåbärsgranskog med hög bonitet är mera kortlivade, eftersom spelet överges om siktbarheten blir för låg, enligt erfarenheter från SLU:s uppföljning av spelplatser i Bergslagen (Viltmästare Eric Ringaby).

Det är tjäderhönornas attraktionskraft som bidrar till att etablera nya spelplatser (Gjerde m.fl., 2000). Grupper av hönor, som vintertid söker sig till unga tallskogar som inte är underväxtröjda, drar till sig köns mogna tuppar. Finns där någon häll med lavar att visa upp sig på är ett nytt spel etablerat. Sådana nya platser brukar dra många tuppar och spelcentrum kan flytta runt på några hektar tills det fått riktigt fäste (Rolstad m.fl., 2007).

Vad gäller spel i unga skogar framhålls inte sällan att sådana spel vanligtvis hyser få tuppar. Viltmästare Eric Ringaby – som har inventerat tjäderspel i stor omfattning på uppdrag av Sveriges Lantbruksuniversitet – har dokumentation som visar att spel i unga skogar mycket väl kan uppfylla kriterierna för att vara stora spelplatser. Hans redovisning, som tidigare är opublicerad, presenteras i Tabell 1.

**Tabell 1. Spelplatser i området runt Garpenberg där tuppar med sändare uppträtt. Spelplatser registrerat i perioden 2001–2023. Siffrorna anger antal spelande tuppar.**

	Utdöda spel	Flyttade spel	Nyfunna spel i äldre skog	Nyfunna spel i ungskog
	Johans väg (7)	Knivåsen (4)	Lissjön (1)	Rimossen (4)
	Killingberg (3)	Bagghyttan (3)	Acktjärn (3)	Stormossen (12)
	Fäbodskog (5)	Stentjärn (7)	Jelken (1)	Björktjärn (9)
	Lapphällarna (?)			Sotbo nya (10–15)
	Myggbo (3)			
	Prästberg (3)			
<b>Sum</b>	<b>21 tuppar</b>	<b>14 tuppar</b>	<b>5 tuppar</b>	<b>35–40 tuppar</b>

Tilläggs bör att 15 tuppar har fångats och exporterats till Tyskland från ungskogsspelet under den perioden 2001–2023. Sotbospelet bildades 2001 sedan det gamla spelet övergivits (Bild 9). Den 130-åriga skogen hade sparats som spelplats men övergivits då den blev en ”ö” omgiven av hyggen. Omkring 650 m västerut fanns ca 36 ha 32-årig tallskog med förekomst av sumpskog och hällar. Senare har betydande arealer av tallungskog kommit till. Våren 2005 spelade 8 tuppar på Sotbospelet. Två år senare fanns 10, och vid den senaste noteringen – 2023 – observerades 13 spelande tuppar. Noteras bör att underväxten sparades vid gallringen 2016, samt att det 2022 anlades en skidslinga med en bredd som en skogsbilväg genom spelcentrum. Vad gäller spelet vid Stormossen finns anledning att påpeka att det är beläget i en sammanhängande tallungskog på minst 50 ha. Ju större sammanhängande tallungskog desto fler tuppar verkar vara en trend.



Bild 9. Huvudtuppen vid det nya «ungskogsspel» som benämns Sotbo nya i tabellen.

Foto: Eric Ringaby.

## HÄNSYNSÅTGÄRDER VID SPELPLATSER

### Hänsynsåtgärder vid spelplatser

Lekplatserna och deras omgivning har under lång tid stått i fokus vad gäller miljöhänsyn avseende tjädern. Under många decennier har det legat i skogsägarens intresse att där ha en koja för att kunna betrakta skådespelet i gryningen. Många privata skogsägare har fortsatt god lokal kännedom om sina marker, men eftersom avverkningar även på sådana marker till stor del genomförs av skogsägarföreningar eller skogsföretag saknas ofta lokal kännedom bland de som planerar och genomför avverkningen.

I en del fall känner markägaren eller en anlitad entreprenör till förekomsten av tjäderspel, men i många fall är det Skogsstyrelsen som vid sin granskning av avverkningsanmälningar pekar ut tjäderlekar och ställer krav på olika former av miljöhänsyn. Skogsstyrelsen nyttjar ofta Artportalen och andra inkomna uppgifter vid sin vägledning. Även inom skogsnäringen läggs ibland betydande resurser på att lokalisera tjäderlekar. I glesbefolkade områden förekommer t.ex. att skogsbolag initierar flyginventering på våren för att lokalisera platser, där man genom fältbesök kan bedöma hur många tuppar som deltar i spelet. En traditionell metod för att leta spelplatser är att åka skidor under vårvintern för att söka efter den typ av spillning som tuppen avger när den spelar. Under tupparnas natträdd kan man då hitta korta (ca 2 cm) ”bitar” spillning, som skiljer sig markant från den vanliga spillningen, som är i storleksordningen tre gånger så lång. Finner man sådan ”spelspillning” är det en god indikation på att man hittat en lekplats där tupparna senare under våren kommer att spela på marken (Winqvist, 1988).

### Skogsstyrelsens vägledning

Enligt Skogsstyrelsens vägledning kräver stora lekplatser särskild hänsyn, eftersom de idag är sällsynta. Behovet av hänsyn bör bedömas utifrån lekplatsens storlek och det omgivande skogslandskapets utseende. Ju större spelplatser desto större är behovet av hänsyn. Enligt vägledningen kategoriseras en lekplats i södra Sverige som stor om där finns 5 eller fler spelande tuppar. I resten av landet går gränsen vid 6 eller fler. Vid sådana lekplatser gäller det generellt, enligt vägledningen, att undvika eller i görligaste mån begränsa skogliga åtgärder kring lekcentrum. I vissa fall kan det i området inom 200 meter från centrum vara möjligt att göra ett småskaligt och försiktigt virkesuttag genom hyggesfria metoder. Längre ut från lekcentrum kan man ta upp hyggen av gradvis ökande storlek. Inom 200 och 500 meter bör inte ett hygge överstiga 1 hektar. Undantag kan dock göras om avverkningen avser täta granplanteringar och andra miljöer som inte är attraktiva för tjädern. Sammantaget anser Skogsstyrelsen att det är önskvärt att högst 25 % av ytan inom 500 meter från lekcentrum består av öppna marker, hyggen, ungskog, enskiktad granskog och annan skog utan tillräckliga kvaliteter för att hysa tjäder. Inom 500–1000 meter kan såväl hyggenas storlek som andelen tjäderovänlig miljö ökas till 40–60 % beroende på lekens storlek.

Att minska risken för störning är en annan åtgärd som föreslås i Skogsstyrelsens vägledning. Mer specifikt föreslås att skogsbruksåtgärder inom 500 meter från lekcentrum bör undvikas 20 mars – 1 juni i södra och mellersta Sverige, 1 april – 15 juni i landets norra delar samt 10 april – 15 juni i inre Norrland.

## Författarnas analys och slutsatser

Utöver de biologiska aspekterna kan hänsyn till tjäderspel på lokal nivå motiveras av sociala skäl, eftersom många naturintresserade personer har utbyte av att lyssna på eller se det spektakulära spelet (tjäderobs; <https://tjaderobs.se/>).

En svårighet vid tillämpningen av Skogsstyrelsens vägledning är att bedöma antalet spelande tuppar. Inte sällan kan lokala uppgifter eller noteringar på Artportalen vara flera år gamla, varför uppgifter om antalet tuppar kan vara inaktuella. Dessutom finns olika metoder för att bedöma antalet tuppar på spel med olika felkällor. Om det inte görs någon kvalificerad bedömning av antalet tuppar på leken i samband med att en avverkning planeras, kan det lätt uppstå konflikter mellan skogsföreträdare och representanter för bevarandebeståndet huruvida det är ett spel som skall betraktas som stort spel (enligt Skogsstyrelsens vägledning) eller inte.

### 3.1.5 Hänsynsåtgärder som inte är begränsade till spelmiljöer

#### STORSKALIG PLANERING OCH MILJÖHÄNSYN

Enligt Skogsstyrelsens vägledning är det primära att man tar hänsyn till hur skogslandskapet ser ut och förändras. Större markägare rekommenderas därför att planera sitt brukande så att man får en fungerande hänsyn till tjädern på landskapsnivå. Särskilt stort fokus bör vara på att skapa och behålla så stora arealer blåbärrskog som möjligt, gärna talldominerad barrblandskog med inslag av asp och andra lövträd.

Framförallt i södra delen av landet har trädslagsvalet uppmärksamats alltmer de senaste decennierna. Den omfattande planeringen av gran även på magra marker, där tall är det lämpligaste trädslaget, har ifrågasatts alltmer. Med stöd av skogsvårdslagen ställs idag tydliga krav på att trädslagsvalet skall anpassas till markens bonitet. Att föryngras med tall på marker som är lämpliga för tall är ett tydligt budskap till markägarna i dagsläget. Frågan har fått ökad aktualitet sedan det visat sig att granbarkborrens negativa effekter ofta har varit mest omfattande på torra och relativt magra marker. Följden har blivit att det framförallt i landets södra delar planteras allt mer tall, vilket på sikt kan förväntas gynna tjädern.

Naturvårdshänsyn inom skogsbruket har också fått allt större fokus och allt större arealer skog är därtill certifierade enligt FSC eller PEFC. Enligt Skogsstyrelsen har dessa certifieringssystem likartade krav. Skogscertifiering är ett frivilligt åtagande från skogsägare som därmed förbinder sig att genom att uppfylla vissa kriterier bedriva ett ansvarsfullt och uthålligt skogsbruk. En grundpelare är att värna och gynna skogens miljövärden. Bland åtagandena kan nämnas att vid skogsvårdsåtgärder beakta flora, fauna, mark och vatten samt att för miljööndamål avsätta minst 5 % av den produktiva skogsmarken.

Författarna till denna rapport konstaterar att flera former av miljöhänsyn som tillämpas i stor omfattning inom skogsbruket kan bidra till att gynna tjäderns livsmiljö. Att lämna funktionella kantzoner mot sjöar, vattendrag, sumpskogar, myrar, berg och hållmarker kan bidra med såväl skydd mot predation som insektsrika kullbiotoper (Atlegrim m.fl., 1993). Naturvärdesträd som grova tallar och aspar blir värdefulla i den uppväxande skogen och om föryngring genom fröträdsställning tillämpas skapas lämpliga träd för tupparnas vinterbete. Även gallring av barrskog på marker med bärris är en skogsbruksåtgärd som sannolikt gynnar tjäder och andra skogshöns eftersom ökat ljusinsläpp befrämjar tillväxten hos blåbär och andra bärris (Fil Dr Rolf Brittas, Viltmästare Eric Ringaby, egna observationer).



Vid studier av biotopval i norra Sverige konstaterades att förekomst av mindre träd och buskar är värdefullt för tjäder och andra skogshöns (Marcstrom m.fl., 1980). Även om en gallring är positiv för fåltskiktet kan en schablonmässigt genomförd underväxtröjning försämra skogen som småviltbiotop (Fil Dr Rolf Brittas, Viltmästare Eric Ringaby, egna observationer). I ett glest tallbestånd, där buskskiktet eliminerats, kan insynen bli så stor att tjäder och andra arter exponeras för duvhök och andra predatorer (Atlegrim m.fl., 1993), se Bild 10.

Motiveringen för att röja buskar innan en avverkning, är att skogsvårdsåtgärden försvåras om det finns buskvegetation nära träden som skall avverkas. Det skördaraggregat som faller träden kan skadas, exempelvis om en sten nära en trädstam undgår maskinförarens upptäckt på grund av skymmande buskar. Det är därför en allmän uppfattning inom svenskt skogsbruk att det av drivningstekniska skäl är nödvändigt, i många av våra skogsbestånd, att göra en underväxtröjning inför maskinell avverkning, såväl vid gallring som vid slutavverkning. Den negativa effekten av en schablonmässig röjning där man tar bort i stort sett all buskvegetation, är mest påtaglig vid gallring på mager mark där buskar – speciellt gran och en – är mycket viktiga som skydd för tjäder och andra skogshöns. Vid sådan röjning bör kjolgranar, mindre granar och andra buskar som inte växer nära en trädstam, i möjligaste mån sparas som skydd för småviltet.

Samma problembild har uppmärksamats i Finland. Som framgår i kapitel 3.1.9, gäller följande rekommendation vid gallring av en spelplats belägen i ung skog: ”Om beståndet av drivningstekniska skäl bör röjas före avverkningen, röjs bara sådan underväxt som är närmare än en meter från stammarna. Man ska speciellt måna om att en del av granunderväxten sparas”. I Norge är det däremot mindre vanligt att underväxtröjning genomförs innan gallring av ett skogsbestånd (Bitr. Professor E. Hofstad Hansen). Enligt samma källa finns flera anledningar till det lägre intresset i Norge. För det första gallras skogsbestånd i mindre utsträckning i Norge (ca 8 % av avverkad volym i Norge jämfört med 26 % i Sverige). För det andra visar norska studier av underväxtröjning att åtgärden inte alltid är lönsam (Jonsson, 2015; Nordby, 2013).



Bild 10. Underväxtröjd gallrad tallskog som inte är någon attraktiv miljö för skogshöns. De torkade små granarna på marken visar att där tidigare har funnits skyddande vegetation för småviltet (foto: Rolf Brittas).

## KYCKLINGBIOTOPER – EN NYCKELFAKTOR FÖR TJÄDERN

### Fältskikt och insekter

Tjäderkycklingen är helt beroende av skogens fältskikt. Nykläckta kycklingar saknar grus i muskeltmagen för att mala ner vegetabilier. De är i stället under de tre första levnadsveckorna helt fokuserade på en lättsmält och proteinrik insektsdiet. Därför är fjärilslarver, myror, växtsugare och spindlar de vanligaste bytesdjuren (Bild 11). Störst volym utgör mätarlarver och växtstekellarver som äter de nya bladen i blåbärsriset (Wegge & Kastdalen, 2008), se bild 12.



Bild 11. Om kycklingen får välja, tar den alltid den största larven först. Foto: Eric Ringaby.



Bild 12. Larvbetade blåbärsblad i början av juni när tjäderäggen kläcks. Foto: Eric Ringaby.



Dessa uppträder cykliskt och kan variera från några få upp till 600 individer/kvadratmeter. De fjärilslarver som lever av blåbärriset kan indelas i två olika huvudgrupper. Den första gruppen är **exponerade** larver som främst lever av blåbärets blad och barken på stammarna.

Till denna grupp hör bl.a. mätar- och nattflyfjärilslarver. De kryper omkring på bladen och stammarna och har därför ett exponerat beteende under födointaget. Den andra gruppen utgörs av **gömda** larver som lever främst på blåbärens blommor, kart och bär. I denna grupp hittas vecklare och mottfjärilslarver. De spinner ihop blad runt blommorna etc. och lever mellan dessa hopspunna blad, varför deras beteende under födointaget är mer skyddat (gömt). Den vanligaste exponerade larven är allmän blåbärsfältmätare (*Entephria caeciata*). Men även björkmätare (*Biston betularia*), frostfjärilslarver, vecklare, stritar och spinnare ingår i födan. Larverna genomgår flera utvecklingsstadier och växer snabbast om vädret är varmt. Vid regn och kyla är de mindre aktiva men exponeras då under en längre tidsperiod innan de förpuppar sig.



Bild 13. Beskuggad gransumpskog med mätarlarver. Foto: Eric Ringaby.

De mest attraktiva bladen för larverna är de som finns i beskuggad gransumpskog (Bild 13). I sådana miljöer är kvävehalten hög och fenolhalten låg i blåbärsbladen. Blåbärris i ljus och torr granskog har lägre kvävehalt och högre fenolhalt vilket gynnar produktionen av blåbär (Atlegrim, 1991). När kycklingarna börjat övergå till växtföda trivs de i sådana skogsmiljöer, samtidigt som sumpskogarna blir mindre lockande sedan mängden insektsföda minskat när larverna förpuppat sig. Vid den tiden kan kullen göra långa förflyttningar – upp till tre kilometer – för att hitta lämpliga biotoper som till exempel ett ört-rikt kärr (Wegge m.fl., 2007), eller en försumpad hyggeskant med gräs och kärlväxter innan blåbären mognar inne i bestånden.





Bild 14. Örtrik sumpskog i början av juli – där en tjäderkull höll till. Foto: Eric Ringaby.

I augusti håller kullen helst till i småkärr med vitmossor, starr, viden, fräken m.m. (Bild 15). Av 1000 observationsplatser i Medelpad under augusti innehöll 806 blåbärsris och 512 både blåbärsris och starrarter eller andra fuktkrävande växter (Viltmästare Eric Ringaby, opublicerade data).



Bild 15. Utmärkt ungfågelbiotop i augusti – där två tjäderkullar betade. Foto: Eric Ringaby.



## Sumpskogar

I ett skogligt perspektiv kännetecknas en sumpskog av att det är trädbärande mark med en krontäckning på minst 30 %, på blöt eller fuktig mark och där bottenskiktet till minst 50 % utgörs av fuktighetsälskande arter, t.ex. vitmossor och björnmossa. Vad gäller fältskiktet är det framförallt friskt blåbärsris som skapar en gynnsam miljö för tjäderkullar (Wegge & Kastdalen, 2008). En gles tallsumpskog med skvattram och pors är den minst attraktiva typen av sumpskog.

Försök med tjäderkycklingar har visat larvernas betydelse och att de har större framgång att söka insektslarver i gransumpskog än i fastmarksskog (Wegge & Kastdalen, 2008). Förklaringen till den höga tätheten av exponerade fjärilslarver i gransumpskogen tycks vara att blåbärsriset har en för larverna högre kvalitet och smaklighet jämfört med blåbärsris i fastmarksskog. Blåbärsrisets tillgång till solljus torde här spela en stor roll. Ökad ljusstillgång ändrar blåbärets smaklighet genom ökad halt av kolbaserade substanser, vilket medför att larverna har svårare att smälta föda från dess blad. Eftersom gransumpskogen ger blåbärsriset en mera skuggad växtmiljö än vad fastmarksskog gör, gynnar detta de exponerade larverna med avseende på blåbärsfödan. Försök där man jämfört orörd sumpskog med dikad sumpskog har visat det orörda beståndets bättre förutsättningar för kycklingarna (Atlegrim m.fl., 1993). Skogslandskapet har omdanats genom dikning (Ludwig m.fl., 2008; Rydin m.fl., 2013), se bild 16. Mellan 1840–1926 utgick bidrag till skogsdikning (Päivänen & Hånell, 2012). I början av 1900-talet dikades 2 000 km/år. Under 1930-talet dikades 8 000 km/år och under 1950-talet dikades 3 000 km/år. På 1970- och 80-talet utfördes ett stort antal skyddsdikningar med grävmaskiner där man rensade upp äldre diken. Under 2000-talet har intresset för att återställa våtmarker ökat. Detta görs vanligtvis genom att göra fördämningar i gamla diken. Skogen runt diket dränks och dör och det tar några år innan ny gransumpskog etablerat sig. Under förutsättning att skogen är så gles att där finns eller etableras blåbärsris torde återvätning vara positiv för en art som tjädern.



Bild 16. Gammalt dike genom sumpskog med begränsad effekt på skogproduktion. Foto: Eric Ringaby.

### Rekommendationer till skogsbruket avseende sumpskogar enligt Atlegrim m.fl. (1993)

1. Om man vid slutavverkning sparar gransumpskogar för att bl.a. erbjuda högkvalitativa födosöksbiotoper för skogshönskycklingar, är det viktigt att sumpskogens ursprungliga skuggiga miljö bibehålls. Det behövs en diameter på minst 50 m för att en kärna av ursprunglig sumpskog skall bibehållas i beståndets centrala del.
2. Gransumpskogar som lämnats isolerade på hyggen har lägre täthet av bladätande, lättillgängliga fjärilslarver, och har därmed sannolikt lägre kvalitet som födosöksbiotop för skogshönskycklingar än sumpskogar i opåverkad skogsmiljö. Detta orsakas troligen av ökad ljusstrålning till fältskiktet, varvid blåbärsbladens kemiska sammansättning ändras och dess smaklighet för larverna ändras.
3. Bredden på den zon från hyggeskanten och inåt i den sparade gransumpskogen inom vilken ljusstrålningen ökar vid avverkning kan ha en avgörande betydelse för den sparade gransumpskogens kvalitet som födosöksbiotop för tjäderkycklingar. I beståndsformer med stor bredd är kantzonseffekten mindre och kvaliteten högre än i smala bestånd med samma areal.
4. Underväxtröjning i uppväxande sumpskog får skogsfåglarna att lämna området då de känner sig otrygga utan skydd (Bild 17).



Bild 17. Förstörd kycklingbiotop genom underväxtröjning. Året innan fanns två kullar i biotopen.  
Foto: Eric Ringaby.



### 3.1.6 Hänsyn till tjädern vid vindkraftutbyggnad

#### NATURVÅRDSVERKETS VÄGLEDNING

Naturvårdsverket har i ett ”Tematiskt Planeringsstöd: Naturvärden, artskydd och skyddade områden 2022-04-01, presenterat ett ”Planeringsstöd för regionala analyser för vindkraft”. Där presenteras bland annat Naturvårdsverkets ställnings-tagande avseende hänsynsregler avseende skogshöns vid planering av vindkraftsanläggningar. Där betonas inledningsvis att en helhetssyn avseende skogshönsens livsmiljöer är viktig. Därtill konstateras att behovet av hänsyn bör kunna anpassas beroende på variationer i olika delar av landet då det finns generella skillnader i livsmiljöernas kvalitet. Bedömningar måste dock göras från fall till fall.

Ytterligare en faktor att beakta är att tjäderspelplatserna inte alltid är statiska över tid. Spelplatsens centrum är beroende av var alfatuppen placerar sig. Övriga tuppar grupperar sig därefter runt alfatuppen. I vissa områden kan centrum för spelet förflytta sig fram och tillbaka under åren. Ibland mer än en kilometer. Utöver generella rekommendationer kan därför även kunskaper om lokala förhållanden behöva vägas in. Miljöer lämpliga för tjäderspel är relativt lätta att identifiera för ornitologisk expertis och har normalt en begränsad förekomst i landskapet.

I södra Sverige (Götaland och Svealand utom Värmland och Dalarna), är bestånden av tjäder i fler fall svaga. I dessa delar av landet kan en lämplig utgångspunkt vara att undvika vindkraft i en skyddszon omkring 1 km från spelplatser. I norra Sverige (Norrland samt Värmland och Dalarna) är beståndet av tjäder som helhet livskraftigt och stabilt. Vid spel med fem tuppar eller flera bör minst 1 km skyddsavstånd tillämpas. Vid spel med färre tuppar kan det finnas förutsättningar för att ha en mindre skyddszon vilket får anpassas från fall till fall. För orre kan en skyddszon på omkring 1 km vara en lämplig utgångspunkt för spelplatser med fem tuppar eller fler i södra Sverige, i norra Sverige samma avstånd för spel med 10 tuppar eller flera. För spel med färre individer kan det, på motsvarande sätt som för tjädern, finnas förutsättningar för en mindre skyddszon.

#### Författarnas analys och slutsatser

Naturvårdsverkets vägledning tar utgångspunkt i att man måste göra olika hänsyn i södra och norra Sverige. Detta överensstämmer med rekommendationerna i Taubmann m.fl. (2021). Vi tycker också att det är förnuftigt då det är stora skillnader mellan både täthet av tjädrar och tillgängligt habitat mellan söder och norr. När det gäller hänsyn till spelplatser är vi eniga om att man måste beakta att dessa inte nödvändigtvis är statiska enheter. Skogen utvecklas över tid, och vad som anses vara viktiga livsmiljöer vid byggandet av vindkraftverk kan ha en annan betydelse efter 25 år, och vice versa när vindkraftverket ska tas ned. Vi anser också att det kan finnas skäl att ta hänsyn även till förekomsten av lämpliga biotoper för hönor och kycklingar (kullbiotoper) vid planering inför vindkraftutbyggnad.

### 3.1.7 Konflikter inom förvaltningen

Förekomst av tjäder leder inte sällan till konflikter mellan olika intressen. Tjädern har i många fall blivit en symbol för gammal skog värd att bevara (Hjorth, 1994). Förekomst av denna ikoniska skogsfågel har i många fall bidragit till att företrädare för bevarandebeståndet ställt krav på avverkningsförbud som av markägaren ibland har uppfattas som ett intrång i hans eller hennes grundlagsskyddade äganderätt.

Flertalet markägare gör gärna hänsynsåtgärder av olika slag men om myndighetsbeslut begränsar brukandet av marken i sådan omfattning att det får stora ekonomiska konsekvenser kan markägaren känna sig orättfärdigt behandlad. Framförallt i södra delen av landet har det uppstått konflikter som fått ett rättsligt efterspel, i samband med beslut om begränsningar av skogsbruksåtgärder. På flera håll i landet har även markexploatering, inte minst i samband med vindkraftsetablering, genererat konflikter som avgjorts i domstol.

Nedan redogörs för några exempel på rättsprocesser och andra rättsliga åtgärder under det senaste decenniet. Samtliga fall härrör från södra Sverige (Götaland och Svealand utom Värmland och Dalarna) där bestånden av tjäder enligt häckfågelinventeringen har haft en stabil trend de sista 30 åren, medan tätheten genomsnittligt är avsevärt lägre än i norra Svealand och Norrland (Ottosson m.fl., 2012). Två av rättsfallen handlar om tvister i Västra Götalands län där Länsstyrelsen, som framgår av rättsfall 2, konstaterar att "Länsstyrelsen, trots att arten är livskraftig i ett nationellt perspektiv, måste ta hänsyn även till beståndet på lokal och regional nivå där såväl möjliga och konstaterade tjäderhabitat som spelplatser är mindre och mer fragmenterade än i landets norra delar". Mot denna bakgrund är det inte förvånande att kraftigt inskränkande beslut avseende skogsbruk är vanligare i södra, än i norra Sverige där tjäderbestånden är avsevärt starkare (Ottosson m.fl., 2012).

Som nämnts tidigare i detta avsnitt finns även ett socialt perspektiv på tjäderförvaltningen. Det finns på många håll ett stort intresse bland naturintresserade av att besöka och dokumentera förekomst av tjäder. Konflikter mellan bevarande- och markägarintressen tycks vara mer påtagliga i södra Sveriges områden med relativt hög befolkningstäthet samtidigt som tätheten av tjäder är lägre än i norra Sverige. Vad gäller etablering av vindkraft föreligger ofta konflikter som har sin grund i flera olika typer av intressen. Hänsyn till tjäderspel är också en aspekt som beaktas, vilket framgår av rättsfall 4. Denna typ av konflikter förekommer i hela landet.

## BEGRÄNSAD ELLER FÖRBJUDEN AVVERKNING

### Rättsfall 1: Begränsningar av avverkning i Västra Götalands län

Ägarna till en skogsfastighet anmälde två trakter om totalt 16 ha för föryngringsavverkning. På grannfastigheten fanns en känd tjäderlek där det enligt uppgift var mellan sju och nio spelande tuppar. Skogsstyrelsen (SKS) beslutade att begränsa avverkningen genom specifika åtgärder inom ett område beläget mellan 270 och 720 meter från de markerade ytterområdena av spelplatsen. Bland åtgärder som föreskrevs kan nämnas, plockhuggning, lämnade trädgrupper samt avverkningsförbud i vissa delar av området. Entreprenören beräknade att den föreslagna inskränkningen i markägarens möjlighet att bedriva skogsbruk motsvarade ca 477 000 kr, samt att en avverkning utan restriktionen skulle ha haft ett nettovärde på 1 538 000 kr, vilket innebär att SKS beslut således innebär ett försvårande av markanvändningen motsvarande drygt 30 % av värdet.

SKS övergripande motiv för att begränsa avverkningen var hänsyn till tjädernas bevarandestatus. Att avverka enligt avverkningsanmälan skulle enligt SKS vara förbjuden enligt dåvarande lydelse av artskyddsförordningen 4 § 4 (se kapitel 3.1) genom att avverkningen bedömdes leda till skada på ett fortplantningsområde för tjäder. En central frågeställning i detta rättsfall har därför varit att bedöma omfattningen av tjädernas fortplantningsområde i förhållande till den lekplats för tjäder som var belägen flera hundra meter från den planerade avverkningen.

## **Dom**

Mark- och miljödomstolen (MD) konstaterar i sin dom 2017 att ett fortplantningsområde för tjäder skall inbegripa såväl parningsplats som platser för bon och uppfödning av kycklingar. Domstolen inser, mot bakgrund av tjäderhönornas biotopval under ruvningstid och kycklingarnas uppväxtperiod att det kan vara problematiskt att i generaliserbara termer avgränsa vilka områden som ska anses utgöra sådana fortplantningsområden som är skyddade enligt 4 § 4 p artskyddsförordningen. Domstolen finner därtill skäl att anta att områden med goda förutsättningar för boetablering och uppfödning av kycklingar torde vara av högre värde om de ligger nära större lekplatser. Bra biotoper i lekplatsens närområde antas ge fördelar från energi- och överlevnadssynpunkt jämfört med platser på längre avstånd från lekplatsen. Denna slutsats ligger till grund för domstolens bedömning att de områden som träffas av restriktionerna i det aktuella skogsområdet är av så stor betydelse för överlevnad av de tjäderkycklingar som kan relateras till aktuell lekplats, varför det finns fog för SKS krav på hänsynstagande. Mot bakgrund av denna bedömning avslogs markägarnas överklagande.

Efter att ärendet överklagats avgjordes målet slutgiltigt genom en dom i Mark- och Miljööverdomstolen (MÖD). Domstolen avtog överklagandet och fastställde SKS föreläggande.

## **Analys av domen – viltbiologiskt perspektiv**

Mark och miljödomstolens bedömning att biotoper nära parningsplatsen är högt prioriterade av hönorna under resten av fortplantningsperioden har svagt stöd av forskningsdata. En internationell studie visar att det är ett generellt mönster bland polygama skogshönsarter i Nordamerika och Eurasien att hönorna endast tillfälligtvis häckar inom tupparnas territorier (Wittenberger, 1978). Denna slutsats överensstämmer väl med data från 88 radiomärkta hönor i Norge som visade att hönornas reden är utspridda på ett ganska stort område i förhållande till leken där de blev parade (Storaas & Wegge, 1987). Vid en detaljerad telemetristudie av åtta hönor etablerade endast två reden mindre än en km från parningsleken. Hälften av dem valde en boplats närmare en annan lekplats än den "egna" – som mest sju km från parningsplatsen (Wegge, 1985).

Efter kläckningen lämnar hönan och de nykläckta kycklingarna redet för att hitta lämpliga biotoper för födosök och skydd. Telemetristudier både i Varaldskogen i Norge och i Garpenberg i Sverige visar att kullar med kycklingar vandrar över stora områden. Kullar med veckogamla kycklingar har visats vandra ca två km under ett dygn (Wegge m.fl., 2007). En tjäderhöna rör sig med sin kull inom områden vilka är flera kvadratkilometer stora. Även om spelplatsen ofta utgör ett nav kring vilken kullarna vandrar, framgår att dessa områden saknar tydlig koppling till spelplatsen där hönan blivit parad (Wegge m.fl., 1982). Kullarna kan under sommaren förflytta sig upp till ca 10 km från häckningsplatsen (Rolstad m.fl., 1991).

Om MD:s slutsats att närområdet till spelplatsen är högt prioriterat av hönor och kullar skulle tjädrarna bli ojämnt fördelade i terrängen, med ansamlingar nära spelplatserna. Om tjädrar på ett sådant sätt är samlade på ett begränsat område blir risken för predation större (Sonerud, 1985; Storch, 1997; Wegge, 1985), än om hönornas reden och kullar, som visats vid telemetristudier, är väl utspridda i terrängen.

## **Rättsfall 2: Ansökan hos länsstyrelsen om dispens enligt artskyddsförordningen (AF) för en avverkning i Västra Götalands län**

De senaste åren har flera markägare som anser sig hårt drabbade ekonomiskt av Skogsstyrelsens (SKS) beslut i artskyddsärenden avstått från att väcka talan i domstol. I stället har de valt att ansöka om dispens från SKS beslut hos Länsstyrelsen som med stöd av 14 och 15 §§ AF kan bevilja dispens.

Det aktuella ärendet avser en avverkningsanmälan 2019 avseende 20 hektar inom en privatägd fastighet. Med hänsyn till att det finns en tjäderlek som bedöms vara stor i direkt anslutning till den aktuella avverkningsanmälan meddelade SKS ett beslut med föreläggande av skyddsåtgärder. Dessa innebär begränsningar som omfattar avverkningsförbud i ett område, endast plockhuggning på ett annat samt att endast gran får avverkas inom delar av området. SKS har i sitt beslut bedömt att förelagda skyddsåtgärderna innebär ett intrång som värderas till 1,2 miljoner kronor. Vid ansökan till Länsstyrelsen har markägaren emellertid bifogat ett värdeutlåtande där detta belopp räknats upp till 2,4 miljoner kronor.

### **Länsstyrelsens bedömning**

Länsstyrelsen har redovisat en omfattande och detaljerad bedömning, som sammanfattas enligt följande. Arten är livskraftig i Sverige men enligt Länsstyrelsen måste dock hänsyn tas även till beståndet på lokal och regional nivå i Västra Götaland där såväl möjliga och konstaterade tjäderhabitat som spelplatser är mindre och mer fragmenterade än i landets norra delar. Sammantaget bedömde Länsstyrelsen att en avverkning enligt aktuell anmälan innebär en sådan påverkan på tjäderpopulationen regionalt att förbuden i 4 § första stycket 4 AF aktualiseras. Detta med hänvisning till att en stor spelplats riskerar att förstöras med liten möjlighet till återetablering inom närområdet. Länsstyrelsen anför vidare att en avverkning där de aktuella skyddsåtgärderna efterföljs, är den enda lämpliga lösningen i aktuell ansökan. Eftersom Länsstyrelsen därtill finner att tjädern sett till regional och lokal nivå inte har en gynnsam bevarandestatus, beslutas att dispens inte kan medges.

### **Analys av domen**

Ärendet illustrerar det faktum att artskyddsärenden avseende tjäder kan innebära ett stort intäktsbortfall för en enskild person som äger mark. Eftersom den Svenska Staten i flera sammanhang har hävdats att ersättning inte kan utgå vid beslut med stöd av AF (se nedan) kan konstateras att ersättningsfrågan har stor betydelse för acceptansen från markägare för inskränkande myndighetsutövning avseende hänsyn till en art som tjädern.

## **Rättsfall 3: Ekonomisk ersättning vid avverkningsförbud i Uppsala län**

Ett aktiebolag anmälde i maj 2015 en planerad föryngringsavverkning avseende 17,4 hektar i en tallmyr med omgivande laggkärr. Skogsstyrelsen (SKS) beslutade enligt 4 § artskyddsförordningen att förbjuda all form av avverkning på den aktuella ytan, eftersom den skulle innebära att tjäderns fortplantningsområden eller viloplatsen kan skadas eller förstöras. Bolaget överklagade beslutet till Mark och Miljödomstolen (MD) som 2018 avslog överklagandet.



### **Yrkande om ersättning för intrång**

Efter att bolaget även fått nej från länsstyrelsen på en begäran om dispens från beslutade inskränkningar i brukandet av företags mark, stämde bolaget staten genom Kammarkollegiet med yrkande om ekonomisk ersättning för det intrång i brukandet som SKS beslut medfört. MD konstaterade att svenska staten anser att ersättning inte kan utgå eftersom det enligt allmänna hänsynsregler i miljöbalken liksom i artskyddsförordningen framgår att det är förbjudet att avverka området. MD konstaterade emellertid att ersättningsrätt föreligger om omständigheterna som ligger till grund för beslutet ligger utanför den enskildes kontroll och beslutet drabbar denne särskilt hårt. Domstolen beslutade därför 2019 att staten skall ersätta bolaget för intrång i brukandet samt för bolagets rättegångskostnader. Ärendet prövades även av Mark- och Miljööverdomstolen (MÖD) som 2021 konstaterade att bolaget har rätt till ersättning, eftersom den pågående markanvändningen anses ha försvårats avsevärt.

### **Beslut i Högsta domstolen**

Via Kammarkollegiet överklagade staten MÖD:s dom till Högsta domstolen (HD). Enligt HD finns inga lagbestämmelser som garanterar markägaren rätt till ersättning efter ett avverkningsförbud med stöd av miljöbalkens hänsynsregler och/eller artskyddsförordningen (AF). Domstolen anger att markägaren normalt inte har rätt till ersättning i sådana fall. Enligt HD utesluter detta emellertid inte att ersättning kan utgå under speciella omständigheter enligt allmänna principer. Det förutsätter enligt HD att inskränkningen i det enskilda fallet är ”så särskilt betungande för den enskilde att det inte framstår som rimligt att han eller hon ensam får bära konsekvenserna av inskränkningen”. I det aktuella fallet fann HD att begränsningen av brukandet helt beror på omständigheter som bolaget inte har kunnat påverka eller förutse och att inskränkningen motsvarar en värdeminskning för fastigheten om drygt 2,8 miljoner kronor. HD ansåg att omständigheterna var så speciella att det fanns skäl att förpliktiga staten att ersätta bolaget. HD prövade emellertid inte beloppets storlek varför domen inte ger något klart besked i detta avseende.

### **Naturvårdsverkets och Skogsstyrelsens synpunkter**

Efter att Naturvårdsverket och Skogsstyrelsens jurister tolkat HD:s dom kan konstateras att oklarheter i ersättningsfrågan kvarstår. Myndigheterna har 2023-10-16 konstaterat att: ”en markägare har normalt ingen rätt till ersättning av staten för begränsningar i markanvändningen som följer av artskyddsförordningen”. De redogör även för olika typer av undantag samt konstaterar att myndigheterna i nuläget inte kan uttala sig mer och djupare om domen utan avvaktar ytterligare förtydliganden från lagstiftaren eller domstolarna. Mot denna bakgrund kan konstateras att ersättningsfrågan fortsatt är en källa till konflikter mellan myndigheter och markägare.

### **Rättsfall 4: Anläggning av vindkraftpark i Västra Götalands län**

Miljöprövningsdelegationen (MPD) vid länsstyrelsen i Västra Götalands län hade 2020 beslutat att ge ett företag tillstånd att uppföra och driva tio vindkraftverk. Ett flertal privatpersoner och några organisationer hade överklagat beslutet till Mark- och miljödomstolen (MD). De anförda skälen skiljer sig mellan olika intressenter, varav olägenhet för närboende, försämrade möjligheter till friluftsliv samt artskydd avseende vissa fågelarter och växter är några. Inför överklagandet har framkommit

nya uppgifter angående förekomst av tjäder i området. Enligt inventeringar utförda av två intresseorganisationer kunde konstateras att det fanns två större tjäderspel – med minst nio respektive sex–sju spelande tuppar i området.

### **Dom**

Vad gäller olägenheter för närboende och näraliggande verksamheter konstaterar MD att störning lokalt måste ställas mot samhällets behov av förnyelsebar energi. Mot den bakgrunden finner MD att de störningar som skulle bli konsekvensen av att vindkraftparken uppförs, är något som man i miljöbalkens mening får tåla.

Domstolen tar även upp den kommunala översiktsplanen samt tre aspekter som är av riksintresse; naturvård i ett bredare perspektiv, ett riksintresseområde för friluftsliv (Tiveden) samt rörligt friluftsliv. MD:s slutsats är att ”vindkraftparken är tillåtlig utifrån de bedömningsaspekter som är förknippade med kommunal planering” och aktuella riksintressen.

Avslutningsvis gör domstolen en utförlig genomgång av om lokaliseringen är lämplig sett till skyddsvärda arter – speciellt tjäder. Mot bakgrund av vad som framkommit i målet drar MD slutsatsen att området hyser mycket goda förutsättningar för tjäder med lämpliga biotoper för spel, kycklinguppväxt och livsmiljö i övrigt. MD anför vidare att efter MPD:s beslut i ärendet har det presenterats nya forskningsrön gällande påverkan på tjäder (Taubmann m.fl., 2021). Forskningen rekommenderar ett skyddsavstånd på 865 meter, vilket enligt MD:s uppfattning bör mätas från spelplatsens ytterkant. Med beaktande av förhållandena på platsen, de senaste forskningsrönen vad gäller påverkansavstånd samt med tillämpning av senaste praxis gällande aktuell lagstiftning, anser domstolen att den sökta verksamheten inte kan bedrivas ”utan att tjädern riskerar att påverkas på ett förbjudet sätt”. På grund av nämnda omständigheter finner domstolen att MPD:s beslut om att ge tillstånd till vindkraftverken måste upphävas i sin helhet.

### **Analys av domen**

Sammantaget kan konstateras att det i det aktuella ärendet var två större spelplatser för tjäder i området som var MD:s främsta argument för att stoppa etableringen av en vindkraftpark med tio vindkraftverk. Slutsatsen är i linje med redovisad forskning samt grundtankarna i Naturvårdsverkets vägledning avseende hänsyn till tjädern vid vindkraftutbyggnad.

## **3.1.8 Förvaltning av tjäderbestånden på länsnivå**

Inför arbetet med denna kunskapssammanställning inhämtade Naturvårdsverket information från Länsstyrelserna om tjäderns status i respektive län samt vilka insatser som länsstyrelserna gör avseende förvaltning av tjäderbestånden (Lägesinventering Naturvårdsverket 2023-04-21).

### **POPULATIONSTATUS**

Eftersom tjäderns beståndstäthet generellt är större norr om den så kallade norrlandsgränsen har länen indelats i en nordlig region från Värmland, Dalarna och Gävleborg samt en sydlig region avseende länen söder därom: Örebro, Västmanlands, Uppsala, Stockholms, Södermanlands, Östergötlands, Jönköpings, Kronobergs, Kalmar, Blekinge, Skåne, Hallands och Västra Götalands län. På en fråga om tjäderns förekomst och stammens utveckling över tid svarar några län att populationen

varierar, dock med en ökning 2018–2020 i Jämtland och 2019–2021 i Västernorrlands län. Länsstyrelsen i Västerbotten, som organiserar skogshönsinventering i ett område i skogslandet, konstaterar att länet har en mycket livskraftig och stark tjäderpopulation. Vad gäller aktiva förvaltningsinsatser har (som beskrivs i avsnittet om jakt) länsstyrelserna i de tre nordligaste länen (med undantag för Girjas sameby) ansvar för upplåtelse av småviltjakt på statens mark ovan odlingsgränsen respektive på renbetesfjällen i Jämtlands län. Myndigheterna reglerar därvid antalet jakt dagar och samlar in jaktstatistik.

## FÖRVALTNINGSINSATSER

Beträffande andra typer av åtgärder pågår i Västerbottens län ett samarbete med Skogsstyrelsen avseende skydd och skötsel av äldre sammanhängande barrskogsmiljöer och lekplatser. I arbetet ingår naturvårdsbränningar som enligt Länsstyrelsen anses gynna tjädern. En kunskapslucka som framhålls i Norrbotten är att länet har några riktigt stora vindparker och i dem har man ingen aning om hur tjädern påverkas. Enligt Länsstyrelsen i Värmland finns en inriktning att ändra strategin vad gäller hänsyn till tjädern vid vindkraftsetablering. Tillsammans med Dalarna är Värmland pilotlän, med inriktning att ta fram en ny typ av underlag för hänsyn vid vindkraftsetablering. Målet är därvid att utgå från en storskalig habitatanalys för tjäder.

## SÖDRA HALVAN AV SVERIGE

Flera länsstyrelser från den sydliga delen av landet rapporterar att de har stora kunskapsluckor, samt att de inte har något uppdrag kopplat till tjädern. Länsstyrelserna i Blekinge, Skåne och Halland försöker ta hänsyn till tjädern vid reservatsbildningar, men saknar fakta om beståndsstorlek. I Kronobergs län bedöms tillgången vara god framför allt i den västra delen. Man har med hjälp av ornitologer koll på ca 40–50 spelplatser. Länsstyrelsen i Skaraborg/Västra Götaland har ingen regional inventering förutom Svensk fågeltaxerings standardrutter, som de inte anser fungera bra för tjädern. Den främsta anledningen är att taxeringen genomförs på våren när ruvande hönor kan undgå upptäckt eftersom de trycker hårt på boet. Vad gäller förvaltningsåtgärder tas hänsyn till tjädern vid bildandet av reservat. Jönköpings län bedömer tjäderstammen som livskraftig. Spelen är dock större och ligger tätare i den västra delen. I den regionala miljöövervakningen i Jönköpings län inventeras årligen ca 40 spelplatser med hjälp av ideella krafter. Arbetet initierades med utgångspunkt från viltforskaren Ingemar Hjorts tjäderstudier i länet fram till 1990-talet. Inom Jönköpings län samt för Kolmården i Östergötlands län har det tagits fram en analysmodell benämnd HSI (habitat suitability index) för att med utgångspunkt från satellitbilder identifiera lämpliga miljöer för tjäder (Thulin, 2014). Ett problem är att inrapporteringen till Artportalen är sekretessbelagd varför den faller ur Skogsstyrelsens system. En annan kunskapslucka, som poängterats av en länsstyrelse, är vad som händer när en spelplats störs och sprids ut. Andra län i södra regionen meddelar dålig kunskap om populationen, samt att inventeringar av hönor och kycklingar saknas helt. Mot den bakgrunden förlitar man sig till Artportalen (Lägesinventering Naturvårdsverket 2023-04-21).

### 3.1.9 Miljöhänsyn avseende tjäder i Norge och Finland

#### NORGE

Enligt norsk skogsbrukslagstiftning skall skogsägaren, vid genomförandet av skogsbruksåtgärder se till att hänsyn tas till värdena i viktiga livsmiljöer och nyckelbiotoper i enlighet med riktlinjerna i Norsk PEFC Skogsstandard. Enligt denna finns krav på hänsyn till tjäderlek. En grundläggande inriktning är att en tjäderlek skall förvaltas så att den kan fungera som lekplats så länge som möjligt. Bedömningen om en avverkning är lämplig görs i samarbete med en person som har skogsbiologisk kompetens. Jämfört med den svenska vägledningen läggs större fokus på att genomföra olika åtgärder beroende på i vilken beståndstyp lekplatsen är belägen. I Norge rekommenderas tre varianter av skoglig förvaltning. 1) I gles tall- eller barrblandskog med låg bonitet bör avverkning undvikas. 2) I samma typ av skog med medelhög bonitet, men där skogen är så tät att den påverkar buskskiktet negativt, kan huggning som förbättrar förhållandena genomföras. 3) I tät granskog med medelgod eller hög bonitet kan avverkning med hyggesfri metodik tillämpas. Det poängteras dock att skogsbruk skall undvikas under månaderna april och maj. Vid avverkning nära en lekplats, anses det vara angeläget att avverkningsområdet skall ha en naturlig avgränsning samt att lekplatsen inte bör sparas som en "skogsö" i ett öppet landskap.

Den norska vägledningen ger också riktlinjer för hur man skyddar en riktigt stor spelplats med fler än 15 tuppar. I samarbete med en person med stor kompetens avseende såväl tjäders behov som skogsbiologi, görs en förvaltningsplan som inkluderar fåglarnas dagterritorier i ett område där endast kontinuitetsskogsbruk tillämpas. Till skillnad från den svenska vägledningen som alltid skyddar en spelplats, finns i Norsk Skogsstandard en möjlighet för skogsägaren att ge de spelande tupparna en möjlighet att flytta sin lekplats. Om skogsägaren genom gallring har skapat en miljö för etablering av en ny tjäderlek, och motsvarande antal tjädertuppar har tagit den i bruk, kan det efter avtal med ansvarig myndighet vara tillåtet att avverka den gamla spelplatsen.

#### FINLAND

I Finland är tjädern en populär och dyrkad fågel bland jägare och skogsfolk. Man har till och med en egen hundras för tjäderjakt, den finska spetsen. Det stora intresset kan ha bidragit till att man lagt stor vikt vid att utarbeta detaljerade riktlinjer för vilken hänsyn till tjädern skogsnäringen bör ta. Finlands Jord- och Skogsbruksministerium har i sina rekommendationer för skogsvård ett avsnitt angående "behandling av tjäderspelplatser". Liksom i den norska vägledningen finns en tydligare betoning på skötsel av lekplatser än i den svenska vägledningen angående tjäder.

Inledningsvis betonas att man vid planering av åtgärder bör beakta två olika zoner; spelplatsen (ca 20 ha) som innefattar tupparnas spelrevir, samt spelområdet (ca 300 ha) som innefattar tupparnas dagterritorier som sträcker sig ungefär en km från spelplatsen.

En gynnsam miljö för spelplatsen är en tallskog eller en blandskog av tall och gran där tätheten varierar. Spelen finns ofta i myr- eller hållmarksmiljöer med böljande terräng och slutet fältskikt. I trädbeståndet finns glesare partier och små luckor, medan granunderväxt och buskage skapar insynsskydd på marknivå. Över hälften av spelplatsens totalareal bör alltid bestå av sådan skog där tjädern trivs.

Typiskt för en sådan skog är att trädens medelhöjd är minst 6 m och stamantalet minst 400 st/ha.

Tjädern har emellertid relativt flexibla krav på sin spelplats, det är närmast dagrevirets placering och kvalitet som avgör var spelplats och spelcentrum ligger. Spelplatsen behöver inte bestå av gammal skog. Man kan mycket väl hitta spelplatser redan i 30 år gamla tallskogar (Miettinen m.fl., 2005; Rolstad m.fl., 2007). I sådana unga, brukade skogar, är spelplatserna inte nödvändigtvis långvarigt bestående. Också en gammal spelplats i äldre skog kan förflytta sig med upp till en kilometer, och spelcentrum förflyttas kortare sträckor om den dominerande tjädertuppen byts ut. Det är bra att kontrollera spelplatsen med ett par års mellanrum för att se om den har förflyttat sig åt något håll. Om det har utförts omfattande avverkningar kan spelet ha flyttats till avverkningsområdets kant eller till ett helt nytt ställe längre bort. Om spelet verkar ha upphört kan det i själva verket vara frågan om att spelplatsen förflyttat sig; det lönar sig då att söka efter en möjlig, ny spelplats inom en halv kilometers radie.

### **Skogsvård på ett spelområde för tjäder**

Inom spelområdet (ca 300 ha) bör skogens täckningsgrad vara minst en tredjedel, gärna över hälften av områdets totalareal. I det här ingår vattendrag, åkrar och andra öppna områden. Lättast uppnås det här om det på spelområdet finns skogar som lämpar sig för att genom lämplig skogsvård utvecklas till olikåldriga bestånd. Närmast spelplatsen bör förnygringsytorna vara små, längre bort får de vara större. Inom ett avstånd på 500 meter från spelplatsen bör en enhetlig förnyelseyta inte överstiga 4 ha. En sammanhängande förnyelseyta inom spelområdet ska vara högst 8 ha. För att inte bryta förbindelsen mellan spelplatsen och dagreviren bör åtminstone 100 meter breda skogskorridorer lämnas orörda. När skogen på de slutavverkade skogsbestånden uppnått 6 meters höjd kan dessa korridorer avverkas.

### **Skogsvård på en spelplats**

Kända spelplatser i avverkningsmogen skog avverkas i regel inte, men om det är frågan om spelplatser med över tio spelande tuppar kan man göra en försiktig luck- eller ljushuggning eller en sådan avverkning som gör skogens struktur mer mångsidig.

Luckornas maximistorlek är 1 ha och medelbredd högst 50 m. Helst skall avverkningen göras så att man lämnar en åtminstone 100 m bred obehandlad zon mellan de enskilda förnyelseytorna. Zonen förnyas först då skogen på den intilliggande förnyelseytan har passerat plantskogsstadiet. Sådan kontinuerlig beståndsvård kan i vissa fall vara ett lämpligt metodval för att trygga ett tillräckligt omfattande och tätt skogstäckande som är lagom skyddande, men inte allt för tätt för tjädern. Vid avverkning i spelområdet, bör en förbindelse till äldre skog bevaras. Det bör göras på flera platser så att så många tuppar som möjligt kan röra sig i skogsmiljön till sina dagterritorier. Spelplatsen får inte bli en ö i ett hav av förnyelseytor eller andra otjänliga öppna biotoper.

Inom brukade skogar ligger huvuddelen av spelområdena nuförtiden i unga gallringsskogar, som i det storskaliga landskapet är de som bäst fyller tjäderns behov beträffande utrymme och slutenhet. På en spelplats inom ett kient eller grövre gallringsbestånd utförs normal gallring. Avverkningen kan göras på sommaren, hösten eller vintern beroende på spelplatsens egenskaper och drivningsduglighet. Undvik avverkning när spelet pågår.

Vid alla skogsvårdsåtgärder på spelplatser lämnas mycket tall, också individer med tjocka grenar. Sikten bör vara 20–70 m och på bördiga eller steniga ståndorter eller platser med varierande topografi kan en selektiv röjning i underväxten utföras. I samband med förnyelseavverkningar ska skogen behandlas varsamt. I regel kan en gallring som utförs vid en spelplats i en ungskog förbättra kvaliteten på spelplatsen. Man kan till och med tidigarelägga gallringar för att åstadkomma den här positiva effekten. För att upprätthålla kvaliteten i tjäderns livsmiljö rekommenderas att skogsmiljön är varierad (Bild 18). För att uppnå detta föreslås: Inslag av tall i granbestånd; grupper av granar och granunderväxt i tallbestånd; aspgrupper i tallbestånd samt blandbestånd av tall och gran.

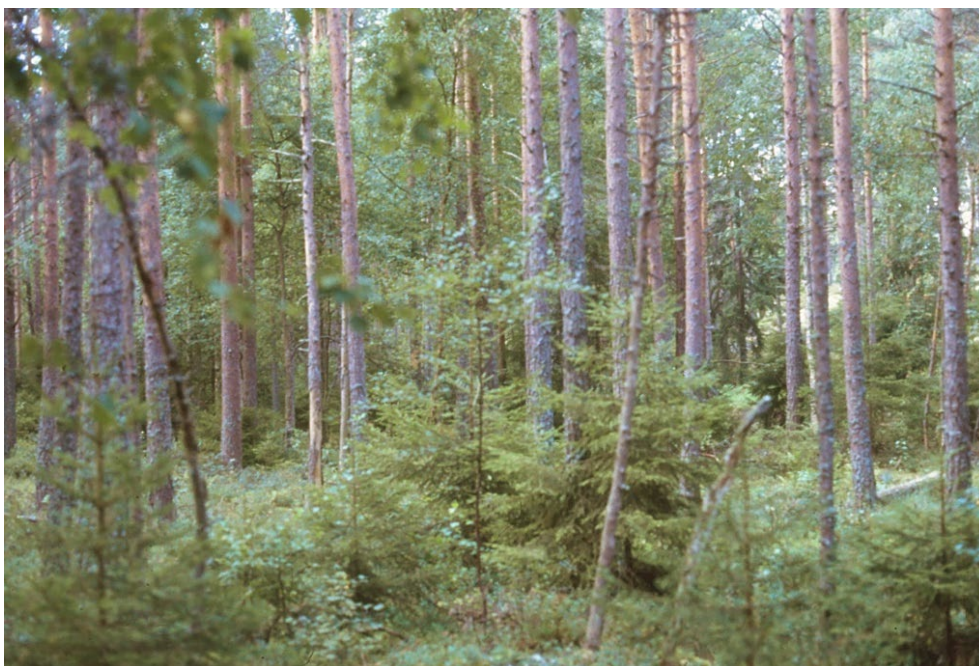


Bild 18. Tjäderspeli i ung skog där underväxten bevarats vid gallringen. Foto: Rolf Brittas.

Om beståndet av drivningstekniska skäl bör röjas före avverkningen, röjs bara sådan underväxt som är närmare än en meter från stammarna. Man ska speciellt måna om att en del av granunderväxten sparas. Det eftersträvade stamantalet efter den sista gallringen är 400–800 stammar/hektar.

## 3.2 Slutsatser och rekommendationer

### 3.2.1 Vägledning om artskydd

Vad gäller de nationella vägledningarna som framtagits av Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen finns anledning att uppdatera faktadelarna utifrån aktuellt kunskapsläge. Vid en genomgång av de mer vägledande delarna av dokumenten är det angeläget att myndigheterna tar del av motsvarigheten till våra svenska vägledningarna i Norge och Finland. Som framgår ovan innehåller dessa rekommendationer om avverkning eller andra skogsvårdsåtgärder som under vissa förutsättningar – t.ex. vad gäller bonitet eller beståndsålder – kan gynna tjäderns spelmiljöer. Eftersom många av dagens

tjäderlekar är belägna i unga skogsbestånd kan det också finnas skäl att överväga om råden om hänsyn liksom i Finland bör vara annorlunda i sådana spelmiljöer än vid lekar i äldre skog.

Det är också angeläget att ta särskild hänsyn till sumpskogar och andra kycklingbiotoper – se SLU:s rekommendationer avseende sumpskogar i kapitel 3.1.5. Uppgifter om sådana biotoper bör dokumenteras väl innan de blir föremål för åtgärder avseende art- eller områdesskydd. Inte minst fuktiga skogar kan, beroende på fältskiktets sammansättning, vara av olika stort värde för tjäderkullar. Som exempel kan nämnas att tillgången på fjärilslarver har visats vara betydligt större på mark med blåbärris än om det är ljung och skvattram på marken (Kastdalen & Wegge, 1985).

Som redovisats i detta avsnitt kan en schablonmässig underväxtröjning som tar bort i stort sett all buskvegetation skapa ganska ogästvänliga miljöer för tjäder och andra småviltarter. Det är därför angeläget att genom informationsinsatser öka kunskapen och förståelsen bland skogsbrukets intressenter för värdet av att bevara en del underväxt när det av drivningstekniska skäl är nödvändigt att röja inför en planerad gallring.

### 3.2.2 Förvaltningsåtgärder på länsnivå REGIONALT INITIERADE FÖRSLAG

Vid Naturvårdsverkets rundfråga till länsstyrelserna framkom ett antal förslag till utveckling av arbetet avseende förvaltning av tjädern. Övergripande var ett tydligt krav på att befintliga vägledningarna måste uppdateras med nya fakta. Det konstateras också att det vad gäller bevarandet av spelplatser finns väldigt exakta formuleringar, medan kunskapen är bristfällig om andra bevarandeåtgärder. Ett liknande konstaterande är att det från såväl Skogsstyrelsen som andra varit alldeles för stort fokus på att bara skydda tjäderlekarna. Från ett län ställs den likartade frågan om all fokus skall ligga på spelplatser eller på en helhetssyn inkluderande sumpskogar/kycklingbiotoper. Ett konkret förslag till åtgärd som framkommer är att det bör tas fram tydliga riktlinjer för skogsbruksåtgärder samt informationsmaterial riktat till markägare som beskriver viktiga miljöer för arten. Även en landskapsanalys av blåbärrisets täckning efterfrågas samt kunskap om hur spel med få tuppar långsiktigt påverkar genetiken. Andra frågor som söker svar är klimatförändringarnas påverkan på tjäderns livsmiljöer, exempelvis eventuella effekter på skogar och flora av ökade koldioxidhalter och kvävenedfall. En länsstyrelse efterfrågar kunskap om hur tusentals mil skogsdiken och bilvägar påverkar ekosystemet.

Flera länsstyrelser påpekar att det i dagsläget saknas förutsättningar för en regional förvaltning (Lägesinventering Naturvårdsverket 2023-04-21). För att öka engagemanget krävs verktyg, uppdrag med tydliga mål som bygger på forskningsresultat samt ekonomiska förutsättningar. Därtill påpekas att det kan krävas lagändringar för att etablera en regional förvaltning. Vid en länsstyrelse från norra delen av landet är man tveksamma till att myndigheten skall engagera sig i småviltförvaltning eftersom det är svårt samtidigt som det krävs stora resurser och uppföljning.

## 4. Utvärdering av inventeringsmetoder

### 4.1 Övervakningsbehov hos tjäder i Sverige

Övervakningsbehovet för en art är i hög grad kopplat till vilka förvaltningsmål som har fastställts för arten eller populationen. För vissa arter eller populationer kan det vara tillräckligt med enkla index som visar om beståndet ökar, minskar eller är stabilt över en viss tidsperiod. Sådana index kan till exempel användas för att bedöma en arts beståndsstatus före och efter ingrepp eller i samband med rödlistevärderingar. För vissa arter eller populationer kan det finnas specifika förvaltningsmål som kräver mer detaljerad kunskap om populationens storlek (antalet fåglar inom ett visst område). Särskilt för jaktbara arter, där jakten hos vissa arter kan utgöra en stor del av dödligheten under året, kan det tänkas att det bör krävas striktare krav på övervakning. I Norge till exempel kräver "naturmångfaldslagen" att *"jakt endast får tillåtas när bästa tillgängliga dokumentation tyder på att arten producerar ett jaktbart överskott"* (Lovdata, 2009). Vad som faktiskt krävs beskrivs inte i detalj och det är inte testat i domstol, men det ger jakträttsinnehavaren ett ansvar för att ha en viss kunskap om populationen på sin mark innan jakt är tillåten.

Inom ett långsträckt land som Sverige, med stor variation vad gäller såväl naturliga förutsättningar som jakttraditioner, finns anledning att anta att övervakningsbehovet för en art kan skilja sig beroende på var i landet man befinner sig. Baserat på de data vi har samlat in i denna rapport (t.ex. kapitel 2) finns det inget som tyder på att avskjutningen av tjäder är för stor i Sverige idag. Siffrorna visar generellt att tjädern, med några undantag, har en stabil eller ökande populationsutveckling.

#### 4.1.1 Förvaltningsmål och inventeringar av tjäder i dag

Vid Naturvårdsverkets rundfråga till länsstyrelserna inför arbetet med att ta fram föreliggande kunskapssammanställning framkom det, som nämnts i kap 3, att många länsstyrelser påpekar att det saknas konkreta förvaltningsmål för en art som tjädern. Flera är också osäkra på status hos bestånden i sina län. De använder begrepp som; "Ingen förvaltning", "tjädrarna har blivit färre", "ingen inventering", "ingen kunskap om populationen", "få skjuts under jakt", "bra med tjäder, men inget förvaltningsmål och ingen systematisk inventering" (Lägesinventering Naturvårdsverket 2023-04-21). Det är tydligt att både intresset, kunskapen och engagemanget för tjäder varierar i landet. Det är mycket som talar för att myndigheterna bör sätta upp ett mål för hur man på länsnivå skall hantera tjädern. Ska den bara bevaras på en sådan nivå att den fortsatt finns i hela landet (lågtröskelförvaltning)? Eller skall den bevaras som en del av naturen, men på en nivå där populationen producerar ett överskott som kan nyttjas för jakt (rekreations- och upplevelsevärde för jägaren), såväl som att vara en naturresurs som också bidrar till naturupplevelser (upplevelseturism) för många människor? Det här är viktiga frågor som måste besvaras innan man kan göra en exakt bedömning av inventeringsbehovet.



Flera län efterlyser alltså mer kunskap om tjäder, både generellt om vad som påverkar arten, men också specifika data om status på populationerna lokalt och nationellt. Det finns en stor enighet om att de metoder som brukas i dag inte är tillräckliga, givet de olika geografiska förutsättningarna i Sverige.

Nedan gör vi en kort värdering av olika inventeringsmetoder för tjäder och avslutningsvis ges några rekommendationer om hur vi blickar framåt.

## 4.2 Inventeringsmetoder för tjäder och andra skogshöns

### 4.2.1 Inventeringsmetoder som används i dag

#### HÄCKFÅGELTAXERINGEN – STANDARDRUTTER

Standardrutterna i Svensk fågeltaxering, är ett nätverk av 716 systematiskt utlagda inventeringsrutter över hela Sverige (Ottosson m.fl., 2012). Varje rutt är 8 km lång och kombinerar linjeinventering och punktinventering. Rutten inventeras en gång varje år i slutet av maj eller början av juni. För mer detaljer om fältmetodikerna hänvisar vi till egen webbplats om ämnet hos Svensk Fågeltaxering. Syftet med standardrutterna är att ge en representativ övervakning av alla Sveriges fåglar. Metoden är ursprungligen utvecklad för att beräkna index som kan beskriva årsvariationer och långsiktiga trender i populationsutvecklingen. Kvaliteten på dessa index och trendestimat beror på antalet observationer som ligger till grund för beräkningen. Därför kommer kvaliteten att variera mellan arter, inom arter och mellan områden. För en art som tjäder, som är mest talrik i norra Sverige, finns det mer säkra estimat i de nordligaste länen. I dessa områden kan trendestimat för tjäder beräknas för varje enskilt län. Trendestimaten är betydligt mer osäkra i södra Sverige, där det i vissa fall inte finns tillräckligt med data för att beräkna trender över huvud taget (jfr. kapitel 2).

Även om standardrutterna från början inte utvecklades för att beräkna absoluta tätheter, kan data från dem användas för sådana ändamål. Ett exempel på detta finns i boken "Fåglarna i Sverige – antal och förekomst" (Ottosson m.fl., 2012). Här gjorde författarna totala beräkningar för ett antal fågelarter, inklusive tjäder. Baserat på standardruttsdata från 1996 till 2010 beräknades tjäderpopulationen till 351 120 par (intervall mellan 244 440 och 457 800 par), där Norrbotten har den största populationen med 85 000 par (intervall mellan 60 000 och 110 000 par). Länen i söder har mycket svagare populationer. Till exempel beräknades det vara under 100 par tjädrar i Skåne, 100–400 par i Blekinge respektive 400–800 par i Hallands län (Ottosson m.fl., 2012).

En stor fördel med standardruttna är att det är ett relativt enkelt system när det väl är etablerat. Metoden inkluderar flertalet fågelarter och genomförandet involverar många deltagare som får en närmare relation till data, övervakningen och förvaltningen. När en metod som denna standardiseras kan det finnas vissa svagheter, t.ex. att den inte är lika väl anpassad för alla arter. För tjäder kan metoden ge vilseledande information om populationen eftersom den genomförs under en tid då många hönor ligger på sitt bo. Man kommer huvudsakligen att inventera vuxna tjädrar i slutet av maj och början av juni. Andelen hönor med kull kan vara en viktig parameter som går förlorad med denna metod. Detta har också bekräftats genom en pilotstudie i regi av Häckfågeltaxeringen (Green m.fl., 2023). En annan utmaning

som gäller många arter är att produktionen av kycklingar inte kommer att synas i siffrorna förrän nästa år. För arter som tjäder, med stor reproduktionspotential, kan det vara betydande skillnader mellan år. Till exempel kan det under vissa år vara mycket hög predation och andra år mycket låg predation på ägg och kycklingar hos tjäder. Utan information från andra källor (t.ex. produktionsberäkningar) kommer kunskapen inte vara tillgänglig under den pågående jaktsäsongen. Därför är inte standardrutterna särskilt väl lämpade som förvaltningsverktyg inom begränsade områden, t.ex. vid fastställande av jaktkvoter. Metoden har dock ett betydande värde när det gäller att följa långsiktiga populationstrender för stora områden.

### LINJETAXERING MED TREMANNAKEDJA – FINSK VILTTRIANGEL

”Finsk Tremannakedja” används i stor omfattning vid skogsfågelinventering i Finland och i viss utsträckning även i Sverige. Metoden innebär att tre personer går parallellt med 20 meters avstånd och täcker ett bälte på 60 meter. Man använder längden på inventeringslinjen (kan vara en triangel, kvadrat eller bara en rak linje) för att beräkna det inventerade områdets areal. Sedan kan man beräkna tätheter genom att relatera antalet observerade fåglar till den inventerade ytan. Brittas & Karlbom (1990) utvärderade metoden på radiomärkta fåglar i typisk svensk barrskog i mellersta Sverige. De flesta skogsfågelkullarna observerades, cirka 90 %, men vuxna tjädrar och orrar observerades bara i 54–64 % av fallen. Totalt sett hittades 80 % av tjädrarna och 82 % av orrarna. Detta innebär att metoden kommer att underskatta populationen med cirka 20 %.

Även om inventering med tremannakedja kan underskatta populationen är det allmänt känt att data från de finska vilttrianglarna ger robusta trendestimat, både över tid och rum, och det har publicerats många vetenskapliga arbeten med dessa data. Data från de finska vilttrianglarna används också aktivt i finsk viltförvaltning.

Tremannakedja är en relativt enkel metod och den ger uppdaterad kunskap om flera arter. En utmaning de upplever i Finland är svårigheter att rekrytera manskaper för att genomföra arbetet. Eftersom det i Sverige har etablerats ett standardsystem med standardrutten som engagerar ett stort antal frivilliga, betraktar vi inte införandet av tremannakedja som en bra lösning för att övervaka tjäder nationellt i vårt land. Eftersom metoden är enkel kan den dock vara ett alternativ i områden som behöver kompletterande data (t.ex. i södra Sverige) eller i områden som behöver mer detaljerade siffror om populationen (antal fåglar/km<sup>2</sup>), t.ex. där det bedrivs jakt. Korrigeringsfaktorn på 20 %, enligt Brittas och Karlbom, kan exempelvis användas för att få absoluta täthets-siffror (Brittas & Karlbom, 1990). En inventering med tremannakedja kan med fördel genomföras under eftersommaren, före jakten, så att man också får med hönor med kull i datamaterialet.

### YTESINVENTERING MED STÅENDE FÅGELHUND

Vanligtvis är det inte praktiskt möjligt att inventera hela sin mark och räkna alla individer av en art som finns där. Ett alternativt sätt är då att välja ut delområden som provtytor, för att sedan räkna upp den inventerade arealen till markens totala yta. Detta är en mycket vanlig metod inom ekologisk forskning och övervakning. Sådan inventering har även använts för att inventera tjäder, bland annat i Norge (Finne m.fl., 2003). Det är viktigt att provtytorna fördelas slumpmässigt eller systematiskt över marken de ska representera och att biotopsammansättningen inom ytorna blir representativ för det totala området. Tjäder är en arealkrävande

art så ytorna bör vara stora, t.ex.  $\geq 1 \text{ km}^2$ . För att få absoluta täthetsciffror förutsätter metoden att inventeraren hittar nästan alla fåglar inom området. Om man miss-tänker att upptäckbarheten är under 100 % bör det genomföras experimentella studier för att hitta en korrektionsfaktor som kan användas för att få relevanta täthetsciffror. Alternativt bör man välja en annan inventeringsmetod. Resultaten från inventeringen bör behandlas med statistiska metoder för att kunna ge mått på osäkerheten hos resultatet (se Finne m.fl., 2003). Antalet provvytor som behövs bör också beräknas statistiskt (se Dahl & Hörnell-Willebrand 2003). Inventering kan genomföras både med och utan fågelhund, men eventuella korrektionsfaktorer måste anpassas till vald metod. Det är troligtvis enklare att rekrytera och träna personal med stående fågelhundar än enskilda personer för att genomföra arbetet (jfr Finland har svårigheter att rekrytera personal för vilttriangel). Inventering av tjäder kan med fördel genomföras under sensommaren, före jakten, så att man får med honor med kullar och kan få data om kullarnas storlek. Därmed erhålls kunskap om såväl beståndstäthet som årets föryngring hos tjädern i området.

### AVSTÅNDSMETODEN – LINJETAXERING MED STÅENDE FÅGELHUND

En väl dokumenterad metod för att beräkna absolut täthet är Avståndsmetoden, eller Distance Sampling (Buckland m.fl., 2001). Metoden kan utföras antingen som linjetaxering eller punkttaxering, och en stor fördel är att man inte behöver hitta alla individer i ett område, eftersom analysmetoden kompenserar för detta. Kort sagt innebär metoden att man slumpmässigt taxerar utlagda linjer eller punkter. Man mäter exakt vinkelrätt avstånd till viltet som observeras under taxeringen. Avståndet till de olika observationerna som görs under inventeringen kommer att variera, vissa på kort avstånd och andra på längre avstånd. Fördelningen av dessa observationer används sedan för att beräkna en så kallad upptäckbarhetsfunktion.

Upptäckbarhetsfunktionen är en sannolikhetsfunktion som beräknar sannolikheten att hitta en individ på ett visst avstånd från linjen. Funktionen beräknas utifrån de avstånd som registreras under taxeringen. Endast en liten del av alla individer i området behöver hittas då man kan skatta hur många man missade genom upptäckbarhetsfunktionen. Metoden beräknar i efterhand det totala antalet djur som verkligen fanns vid inventeringen baserat på upptäckbarhetsfunktionen som beräknats från de individer man faktiskt hittade. En betydande fördel med denna metod är att det inte spelar någon roll om det är lättare eller svårare att hitta den aktuella arten i olika typer av habitat. Detta kompenseras för vid beräkningen av upptäckbarhetsfunktionen. En mer detaljerad beskrivning av metoden finns i Buckland m.fl. (2001), och en konkret bedömning av metoden för tjäder finns i Hornell-Willebrand & Dahl (2004) samt i Brainerd m.fl. (2005).

Den mest aktuella tillämpningen för tjäder, som rekommenderas (Brainerd m.fl., 2005) och används (Kvasnes m.fl., 2019) i Norge, är linjetaxering med stående fågelhund. Metoden används även för att inventera ripa inom ett flertal områden på längs fjällkedjan i Sverige. Distance Sampling metoden och dess förutsättningar har testats experimentellt för skogsfågel (se Brainerd m.fl., 2005) och ripa (Warren & Baines, 2011) och trots vissa svagheter kan metoden användas genom att införa korrektionsfaktorer baserade på vetenskapliga experiment. Metoden ger också bra mått på datakvaliteten (osäkerhetsestimat både i upptäckbarhet och täthetsuppskattningar), vilket gör att man kan justera insatsen och designen för att förbättra uppskattningarna. Metoden används med bra resultat för inventering av tjäder, orre och järpe i några få områden i Sverige idag (Västerbotten, Västernorrland), se kap 2.2.

## TJÄDERRAPPORTER I ARTPORTALEN

Artportalen är ett system för inrapportering och sökning av observationer av bland annat tjäder i Sverige. Systemet är öppet för alla – även privatpersoner som vill rapportera ett fynd – men den som vill rapportera måste skapa ett konto och identifiera sig. Då data inte är validerade och därtill beroende av enskilda personers intresse så är det svårt att använda data för att göra bedömningar av tjäderns utveckling nationellt eller regionalt. Vi kan däremot se att data kan ge information om förändringar i gränsområdet för tjäderns utbredning över tid. Kombinerad med andra typer av inventeringar som t.ex. Distance Sampling, så kan observationer från Artportalen användas till att beräkna populationsstorlek på olika skalnivåer (Bowler & Nilsen, 2022).

## TJÄDERSPEL

Om man känner sin mark väl är spelinventeringar ett sätt att inventera antalet tjädertuppar på sin mark. Spelplatsen utgör den innersta kärnan hos en tjädertuppspopulation. Äldre tjädertuppar är mycket trogna sin spelplats och återvänder år efter år. Yngre tuppar kan flytta mellan spel, men etablerar sig normalt vid ett av dessa vid 2–3 års ålder. Genom att årligen räkna antalet tuppar vid varje spel får man därför en god uppfattning om förändringar mellan år. Om man med säkerhet känner till och inventerar alla spel på marken kan metoden anses vara en totaluppskattning av antalet tuppar. Detta kräver dock att alla spel på marken är kända.

Att inventera tuppar på spel är svårt och kan lätt ge felaktiga resultat om man studerar en trend över längre tid. Det finns ett antal erkända problem med spelinventeringar. För det första är tjädern känd för att vara känsliga för mänskliga störningar (Ewing m.fl., 2012; Mollet m.fl., 2015). För det andra påverkar avståndet till många lekplatser, i kombination med få erfarna inventerare, hur många spel som inventeras i både tid och rum. Det gör att spelplatser inventeras av få personer vilket gör att kvaliteten på data påverkas av skillnader i detektionssannolikheter mellan observatörer, spelplatser eller spelplatsbesök, eller av mättnings- och identifieringsfel (Celis-Murillo m.fl., 2009; Simons m.fl., 2009). Slutligen kan tjäderns beteende påverka enskilda tuppars närvaro på spelet vilket gör tolkningen av insamlade data svårt. Tuppars närvaro på en lekplats varierar även mellan tuppar av olika ålder. Tuppar > 2 år försvarar territorier nära lekens centrum medan yngre tuppar etablerar perifera territorier eller inte visar något territoriellt beteende alls (Mollet m.fl., 2015). Tiden på dygnet och datum för inventeringen påverkar också tupparnas närvaro på leken och därmed resultatet på inventeringen. Alla dessa variationskällor måste övervägas när man uppskattar tuppar på spel (Walsh m.fl., 2004).

Användning av tjäderspel som enda datakälla för att bedöma trender i tjäderpopulationen kan ge vilseledande resultat enligt Ottosson m.fl. (2012) som konstaterar att – ”Om man bygger sin bedömning främst på redan kända spelplatser, är det risk att man enbart registrerar försvunna spel (när skogen huggs) och samtidigt missar nyttillkomna spelplatser”. För att tjäderspel ska kunna ge bra data som kan användas för att bedöma trenden i populationen måste man således veta hur många tjäderspel man inte har data från. Det skulle i så fall vara ett mycket omfattande arbete. Data från tjäderspel kan ändå vara användbara som ytterligare information för att beräkna populationsstorlekar och utbredning, t.ex. genom användning av ”Integrated Population Models” där man inkluderar data från flera olika källor för att stärka precisionen i uppskattningarna (Schaub & Abadi, 2011).

## Spelplatsinventering med helikopter

Under de senaste tio åren har en ny metod etablerats för att snabbt kartlägga spelplatser för orre och tjäder med hjälp av helikopter. Metoden har bland annat använts i samband med planering av vindkraftsparker. Inventeringen utförs under den så kallade 'hönveckan'. Den går ut på att man tidigt på morgonen, cirka kl. 04, flyger längs 'linjer' i landskapet. Flygningen loggas med GPS-spårlogg. När en spelplats upptäcks markeras positionen tillsammans med antalet orrtuppar och tjädertuppar. När spelplatsen upptäcks görs några varv för att räkna antalet tjäderhönor som flyger och antalet tjädertuppar på marken (Bild 19). Enligt Eric Ringaby, som har genomfört flera sådana inventeringar, fungerar metoden bra för att upptäcka nya spelplatser i ung skog och för att hitta ensamma tjädertuppar som spelar. En annan fördel med metoden är att exakt samma linjer kan upprepas under flera år, även när vägar är stängda på grund av tjällossning. Detta gör att man kan hitta en större andel av spelplatserna och därigenom använda data för att bedöma populationsförändringar. En nackdel är naturligtvis att kostnaderna för inventeringen är relativt höga. Samtidigt täcker man en stor yta. Båda dessa faktorer måste beaktas om denna metod ska övervägas som lämplig för tjäderinventering.



Bild 19. Tjädertupp upptäckt under helikopterinventering. Foto: Eric Ringaby.

## VILTINVENTERINGAR MED KAMERAFÄLLOR

Sedan några år tillbaka är storskaliga viltinventeringar med kamerafällor under utveckling. Metoden syftar till att skapa index för olika arter, såväl klövvilt som småvilt (Hamel m.fl., 2013). En förfrågan till ansvarig för en satsning på sådan storskalig viltinventering gav dock besked om att de hittillsvarande erfarenheterna visar att det även i norra halvan av landet är få tjädrar som dokumenteras med denna metod. Det är därför tveksamt om kamerafällorna har något större värde för storskalig övervakning av tjädern. Däremot kan viltkameror vara användbara för riktade studier, t.ex. för att dokumentera om det förekommer tjäderspel på en utpekad plats. Drönare är ett annat verktyg som av allt att döma är ett användbart hjälpmedel såväl för att dokumentera biotopsammansättningen i ett område som när man exempelvis vill hitta okända spelplatser i ett avgränsat område.

### 4.2.2 Integrerade populationsmodeller

Integrerade populationsmodeller (IPM) har introducerat mer avancerade sätt att analysera ekologiska system och har under de senaste 20 åren ökat i användning för att analysera terrestra miljöer. IPM ger en ram för att kombinera data från olika källor och använda dem för att uppskatta viktiga populationsmått, såsom populationsstorlek (Schaub & Kery, 2021). IPM kan inkludera data från direkta observationer av antalet individer, reproduktionsframgång, överlevnad och andra relevanta variabler. IPM tar hänsyn till dynamiska processer i populationerna, såsom födelse, död, migration samt andra händelser som påverkar populationens storlek och struktur över tid. Detta tillvägagångssätt möjliggör modellering av förändringar i populationen. Detta är särskilt användbart där tillgängliga data är fragmenterade och kommer från olika källor. Genom att kombinera dessa dataset får man en mer robust och pålitlig förståelse av populationsdynamiken. En viktig styrka är förmågan att bedöma osäkerheten som kan kopplas till genomförda uppskattningar. Genom att inkludera osäkerheten från de olika datakällorna ger det en mer nyanserad bedömning av noggrannheten hos de beräknade parametrarna, vilket kan vara användbart i beslutsprocesser. IPM har använts i en rad ekologiska studier, inklusive studier av tjäder (Jiménez m.fl., 2022). Detta är en metod det borde forskas mer på i framtida forskningssatsningar.

### 4.2.3 Rekommendationer avseende regionala/lokala inventeringar

Vad gäller de län norr om Norrlandsgränsen som har få årliga återkommande inventeringar av tjäder, finns det skäl att överväga etablering av fler inventeringsområden där det genomförs en årlig inventering för att beräkna absolut täthet av antal fåglar. Eftersom det finns många intresserade jägare med stående fågelhundar är det sannolikt enklare att organisera en inventering med hund än med tremannakedja, som också kan tillämpas. Inventering som görs med hjälp av stående fågelhundar bör genomföras under senare delen av sommaren, gärna i början av augusti. Vid etablering av permanenta inventeringsområden föreslås ungefär samma upplägg som vid ripinventering i fjällområdet och vid de skogsfågelinventeringar som genomförs i Västerbotten och Västernorrland (se kap 2.2.1 och beskrivning av avståndsmetoden i tidigare text). Inom ett skogsområde inventeras parallella inventeringslinjer med några 100 meters mellanrum. Ett alternativ till linjetaxering kan vara att liksom i Finland inventera trianglar utspridda i terrängen.

I södra delen av landet – med lägre täthet av skogshöns – är det knappast aktuellt med denna typ av inventeringsområden. I dagsläget ger häckfågelinventeringens standardrutten en övergripande kunskap om utbredning och täthet. Från flera länsstyrelser har det dock påtalats att denna inventering ligger tidsmässigt fel eftersom en del höns ligger på ägg (Lägesinventering Naturvårdsverket 2023-04-21). Mot den bakgrunden finns skäl att överväga om man i denna del av landet skall inventera alla rutten eller en del av dem en gång till – förslagsvis kring månadsskiftet juli/ augusti – då man utöver täthet kan få en uppfattning om skogshönsens föringring, eller om man ska prova flera olika inventeringsmetoder som passar områdena bättre (vilttrianglar, kycklinginventering). Vi föreslår att Svensk fågeltaxering får i uppdrag att undersöka om ytterligare inventering av standardrutterna, genomförd senare på året, kan ge bättre och tillräcklig kunskap om tjäderpopulationens utveckling.

## 5. Slutseminarium – sammandrag

Som ett tillägg till denna kunskapssammanställning har två seminarier genomförts, där forskare, företrädare för förvaltningen, myndigheter och organisationer på nationell och regional nivå blev inbjudna, i samråd med Naturvårdsverket. Syftet var att sprida kunskap om huvuddragen i aktuell kunskap samt inbjuda till dialog med fokus på förvaltningsfrågor. Båda workshopen genomfördes digitalt den 1 mars 2024 via Zoom. Den första riktade sig till företrädare för förvaltningen och myndigheter, medan den andra var för organisationer på nationell och regional nivå. Innan workshopen bad man de inbjudna deltagarna att komma med inspel och frågor till rapporten. Två organisationer skickade in sina inspel/frågor i förväg, vilka besvarades av rapportens författare för respektive organisation.

Totalt 51 personer från följande organisationer deltog i de två seminarierna: Naturvårdsverket, Högskolan i Innlandet, SLU, Lunds universitet, Länsstyrelser, Skogsstyrelsen, SCA, Södra skog, BirdLife, Svenska Jägareförbundet, Jägarnas Riksförbund, Svenska Vorstehklubben Västerbotten, Skogsindustrierna, Skånes ornitologiska förening, Sveaskog, Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) samt Hans Forsberg, verksam inom projekt Skogsfågel inventering i Västernorrland.

Naturvårdsverket organiserade workshopen i samarbete med Högskolan i Innlandet. Mona HansErs och Kerstin Hultman-Boye från Naturvårdsverket hälsade välkomna och följdes upp av en generell introduktion om uppdraget av dekan Maria Hörnell-Willbrand från Högskolan i Innlandet. Rapporten presenterades i sin helhet av författarna till de olika kapitlen enligt följande:

### **TJÄDERNS EKOLOGI OCH ROLL I EKOSYSTEMET:**

Ekosystemtjänster som kan relateras till tjädern och predation av Torfinn Jahren.  
Populationsutveckling och jakternas uttag och effekter av Tomas Willebrand.  
Skogsbruk av Endre Hofstad Hansen.  
Annat markanvändning och klimatförändringar av Mikkel Andreas Jørnsøn Kvasnes.

### **FÖRVALTNING AV TJÄDERN:**

Tjäderleken – i fokus inom förvaltningen och kycklingbiotoper – en nyckelfaktor för tjädern av Eric Ringaby.  
Lagstiftning, vägledning, skogsvård, konflikter av Rolf Brittas.

### **UTVÄRDERING AV INVENTERINGSMETODER** av Mikkel Andreas Jørnsøn Kvasnes.

Avslutningsvis sammanfattade Maria Hörnell-Willebrand presentationen av rapporten och påpekade kunskapsluckor innan det öppnades för att deltagarna kunde ställa muntliga frågor og ge innsPELL. Under presentationen fanns det också möjlighet för deltagarna att ställa frågor skriftlig och få svar med hjälp av Q&A-funktionen i Zoom (Tabell 2).



Tabell 2. Frågor och svar från Q&amp;A på seminarierna.

Question	Answer
<b>Frågor besvarade skriftligt i Q&amp;A</b>	
1. Har den fragmenterade/brukade skogen medfört att spelplatser försvunnit och att tjäder singelspelar i större utsträckning? 2. Om det är så kan det ge genetiska negativa konsekvenser?	1. Skogsbruk har medfört att enkelte spillplasser har försvunnit i Skandinavien. En sammenligningsstudie mellom gammel-skogsreservater i russland og varaldskogen (intensivt skogbruk) i norge viste at spillplassene var større i russland og det var lengre avstand mellom spillplassene enn på varaldskogen. 2.) Dette er et interessant spørsmål som ikke er undersøkt.
Finns det kunskap om skogsbrukets skötselmetoder tex stickvägars utformning i gallrings-skogen har effekt på predationsframgången på tjäder för tex duvhöken?	Vi kjenner ikke til undersøkelser om dette, men ved gallring vil det være fordel å spare undevekst samt å legge stikkveger utenom fuktområder som er viktige kyllingbiotoper”.
Finns det ett behov av att dela upp avskjutningsdata av tjäder i unga och gamla fåglar dvs initiera en riktad vinginsamling för skjutna tjädrar? Vilken geografisk upplösning skulle vara önskvärt?	For forskningen vil det være av stor interesse. Jeg tror oppløsning på länsnivå er tilstrekkelig. Forvaltningen vil også kunne ha nytte av slik informasjon. Det er viktig å merke seg at jegeres uttak sannsynligvis ikke gjenspeiler kjønns sammensetningen eller alders sammensetningen i bestanden.
Finns det studier kring markfuktighetens variation och tjäderhabitat/tjädertätheter?	Sammansætningen av vøxtarter på en plats styrs nog mycket av markfuktighet men också andra faktorer. År det inte bättre att titta på vad som faktisk växer där? Till exempel bonitetskartering baserad på vøxtsammansætning.
Det redovisades ju dödlighet på sändarförsedda tjädrar utifrån predation (70 %) och kollision (11 %). Hur ser den jaktrelaterade dödligheten ut jmf andra orsaker?	Ca 3 % av dödligheten var jakt i Västerbotten. Inträffar också under en tid när tjäderpopulationen är som störst under året.
Det redovisades ju dödlighet på sändarförsedda tjädrar utifrån predation (70 %) och kollision (11 %). Hur ser den jaktrelaterade dödligheten ut jmf andra orsaker?	Förtvyligande, 3 % av populationen togs ut via jakt baserat på total dödlighet.
När tjäderhonor lägger om ägg, paras de en andra gång då, eller har de spermier kvar sedan första parningen?	de kan legge nye egg på samme parning, går det for lang tid kan de besøke leiken en gang til for å pares på nytt.
Ruvfläck, utvecklas det alltid på äggläggande honor?	ja så vidt jeg veit.
<b>Frågor besvarade muntligt i seminariet</b>	
Har ni tittat på kopplingen mellan kvaliteten på blåbärsris och predation på tjäder? I Pernilla Christensons avhandling om grådingens försvinnande från Västerbottens skogsland läggs ju fokus på blåbärsrisets försämrade kvalitet som en konsekvens av hyggesbruk. det här skulle ju kunna påverka överlevnaden hos unga tjäderkycklingar också.	live answered
Nämndes att det inte finns begränsning. För kännedom gäller följande på renbetesfjällen i Jämtlands län: Av jaktetiska skäl tillämpas ett system med bag limit. Bag limit innebär att högst åtta (8) ripor och tre (3) skogshöns av arterna tjäder och orre får fällas per dygn och jägare.	live answered
Hur ser ni på att göra en analys för hela Sverige. Likt den analys som bl.a. vi i Jönköping och delar av Östergötland har gjort? HSI-analys – habitat suitability index.	live answered

Question	Answer
<b>Frågor besvarade muntligt i seminariet</b>	
Lst i Jönköping inventerar tjäderspelplatser varje år. Vi har data från 60–70-talet för några spelplatser och vi kan se att spelen har fått mycket färre tuppar. Vi har ett fåtal större spel (> 10 tuppar), de flesta spel har ca 3 tuppar i snitt. Vi har dock inte gjort något statistiskt och det är bara data för ett län. Vi har även lyft in och börjat inventera nya spelplatser utifrån HSI.	live answered
Jakttiderna kommer nu revideras vart 6:e år. Snart kommaer sannolikt en ny process inledas. Hur ser ni att denna rapport kan bidra i en sådan process avseende tjädern? Ser nu behov av ytterligare inskränkningar i jakten eller tvärtom möjligheter till generösare regelverk?	live answered
Hur många tjädrar beräknas det finnas i Sverige nu? 350 000 st? Vilken sorts inventering baseras det på? Hur många fanns ca 1950 och 2000?	live answered
Thomas Willebrand: Så att förflytta tjäder/orre till de små naturparkerna i centrala Europa är meningslöst? Är det för små områden för en livskraftig population?	live answered

## 5.1 Tack till

Högskolen i Innlandet tackar Naturvårdsverket för uppdraget att utarbeta denna rapport och för konstruktiv återkoppling under arbetets gång, särskilt från Kerstin Hultman-Boye. Tack också till Professor Tomas Willebrand för bidrag till sammanställningen av data och text i kapitel 2 samt för presentationen av detta på seminariet. Slutligen, ett tack till Advokat Daniel Eggertz för hans juridiska erfarenhet som bidragit till kapitel 3.

## 6. Källhänvisning

Aebischer, N. J. (2019). Fifty-year trends in UK hunting bags of birds and mammals, and calibrated estimation of national bag size, using GWCT's National Gamebag Census. *European journal of wildlife research*, 65(4), 1–13.

<https://doi.org/10.1007/s10344-019-1299-x>

Anderson, Å., Berg, C., Eriksson, M. O. G., Grahn, J., Green, M., Nilsson, J., Nilsson, S. G., & Tjernberg, M. (2020). Rödlista 2020 – expertkommittén för fåglar. Uppsala: SLU Artdatabanken.

Angelstam, P. (2004). Habitat Thresholds and Effects of Forest Landscape Change on the Distribution and Abundance of Black Grouse and Capercaillie. *Ecological bulletins*, 51, 173–187.

Angelstam, P., Lindstrom, E., & Widen, P. (1984). role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia*, 62(2), 199–208.

Atlegrim, O. (1991). Samspel i näringskedjan blåbär, insektslarver och fåglar. Sveriges lantbruksuniversitet, Skogsvetenskapliga fakulteten.

Atlegrim, O., Sjöberg, K., & Åberg, E. (1993). Sumpkanter och tjäderkycklingar. *SKOGSFAKTA nr 14*. Institutionen för viltekologi, SLU.

Bernardino, J., Bevanger, K., Barrientos, R., Dwyer, J. F., Marques, A. T., Martins, R. C., Shaw, J. M., Silva, J. P., & Moreira, F. (2018). Bird collisions with power lines: State of the art and priority areas for research. *Biological conservation*, 222, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.029>

Bevanger, K. (1995). Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology*, 32(4), 745–753.

Bevanger, K. M., Bartzke, G., Brøseth, H., Dahl, E. L., Gjershaug, J. O., Hanssen, F. O., Jacobsen, K. O., Kleven, O., Kvaløy, P., May, R. F., Nygård, T., Refsnæs, S., Stokke, S., Thomassen, J., & Meås, R. (2014). Optimal design and routing of power lines. I *NINA Rapport*. Norsk institutt for naturforskning.

BirdLife International. (2016). Tetrao urogallus. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016*. IUCN. <https://www.iucnredlist.org/species/22679487/85942729>

Bowler, D., & Nilsen, E. B. (2022). Integrated distribution modelling to estimate the national population size of an alpine bird. <https://ecoevorxiv.org/repository/view/3830/>

Brainerd, S., Pedersen, H. C., Kålås, J. A., Rolandsen, C., Hoem, S. A., Storaas, T., & Kastdalen, L. (2005). Lokalforankret forvaltning og nasjonal overvåking av småvilt: En kunnskapsoppsummering med anbefalinger for framtidig satsing. *NINA rapport*, 38, 73.

- Breisjoberget, J. I., Odden, M., Wegge, P., Zimmermann, B., & Andreassen, H. (2018). The alternative prey hypothesis revisited: Still valid for willow ptarmigan population dynamics. *Plos One*, *13*(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197289>
- Brittas, R., & Karlbom, M. (1990). A field-evaluation of the Finnish 3-man chain—A method for estimating forest grouse numbers and habitat use. *Ornis fennica*, *67*(1), 18–23.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L., & Thomas, L. (2001). *Introduction to distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press, Inc.
- Celis-Murillo, A., Deppe, J. L., & Allen, M. F. (2009). Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness, and composition. *Journal of field ornithology*, *80*(1), 64–78. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2009.00206.x>
- Coppes, J., Kaemmerle, J.-L., Gruenschachner-Berger, V., Braunisch, V., Bollmann, K., Mollet, P., Suchant, R., & Nopp-Mayr, U. (2020). Consistent Effects of Wind Turbines on Habitat Selection of Capercaillie across Europe. *BIOLOGICAL CONSERVATION*, *244*(108529). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108529>
- Coppes, J., Kaemmerle, J.-L., Grunschachner-Berger, V., Palme, R., & Nopp-Mayr, U. (2021). No Evidence of Increased Fecal Glucocorticoid Metabolite Levels in Capercaillie (*Tetrao Urogallus*) Due to Wind Turbines. *ECOLOGY AND EVOLUTION*, *11*(13), 8487–8494. <https://doi.org/10.1002/ece3.7587>
- Elmhagen, B., Kindberg, J., Hellstrom, P., & Angerbjorn, A. (2015). A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *Ambio*, *44*, 39–50. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0606-8>
- Elvesveen, J. E., Sorensen, O. J., & Patten, M. A. (2023). Forest Grouse Response to Forestry Practices across Four Decades. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, *538*(121005). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121005>
- Energimarknadsinspektionen. (2023). *Tekniska uppgifter—Elnät*. <https://ei.se/om-oss/statistik-och-oppna-data/tekniska-uppgifter---elnet>
- Ericsson, G., & Wallin, K. (1999). Hunter Observations as an Index of Moose Alces alces Population Parameters. *Wildlife Biology*, *5*(3), 177–185. <https://doi.org/10.2981/wlb.1999.022>
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L., & Sjöberg, K. (1992). Boreal forests—The focal habitats of Fennoscandia. *Ecological Principles of Nature Conservation: Application in Temperate and Boreal Environments*, 252–325.
- Ewing, S. R., Eaton, M. A., Poole, T. F., Davies, M., & Haysom, S. (2012). The size of the Scottish population of Capercaillie *Tetrao urogallus*: Results of the fourth national survey. *Bird study*, *59*(2), 126–138. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.652937>
- Falkdalen, U., Falkdalen Lindahl, L., & Nygaard, T. (2013). *Bird Survey in Storruns vindfarm in Jämtland; Fågelundersökning vid Storruns vindkraftanläggning Jämtland*. <https://www.naturvardsverket.se/publikationer/6500/fagelundersokning-vid-storruns-vindkraftanlaggning-jamtland/>

- Finne, M., Kristiansen, P., Wegge, P. 2003. Skogsfuglen i Fjella. En rapport basert på 18 års skogsfugltaksering. – Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernnavdeling. Rapport nr. 3 – 2003. 36 s. [https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-oslo-og-viken/miljo-og-klima/rapporter/miljovernnavdelingen-i-ostfolds-rapportserie-1985-2018/2003\\_03-skogsfuglen-i-fjella.pdf](https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-oslo-og-viken/miljo-og-klima/rapporter/miljovernnavdelingen-i-ostfolds-rapportserie-1985-2018/2003_03-skogsfuglen-i-fjella.pdf)
- Fransson, T., Jansson, L., Kolehmainen, T., & Wenninger, T. (2019). Collisions with power lines and electrocution in birds: An analyses based on Swedish ringing recoveries 1990–2017. *Ornis Svecica*, 29, 37–52.
- Gjerde, I., Wegge, P., & Rolstad, J. (2000). Lost Hotspots and Passive Female Preference: The Dynamic Process of Lek Formation in Capercaillie Tetrao Urogallus. *Wildlife biology*, 6(4), 291–298. <https://doi.org/10.2981/wlb.2000.029>
- Gonzalez, M. A., Garcia-Tejero, S., Wengert, E., & Fuertes, B. (2016). Severe decline in Cantabrian Capercaillie Tetrao urogallus cantabricus habitat use after construction of a wind farm. *Bird Conservation International*, 26(2), 256–261.
- Green, M., Haas, F., & Lindström, Å. (2023). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. *Årsrapport för 2022*. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds universitet. 86 pp.
- Hagen, Y. (1952). *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal norsk forlag, Oslo (In Norwegian).
- Hamel, S., Killengreen, S. T., Henden, J., Eide, N. E., Roed-Eriksen, L., Ims, R. A., Yoccoz, N. G., & O’Hara, R. B. (2013). Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: Influence of sampling design on validity of ecological inferences. *Methods in ecology and evolution*, 4(2), 105–113. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00262.x>
- Hedwall, P.-O., Brunet, J., Nordin, A., & Bergh, J. (2013). Changes in the abundance of keystone forest floor species in response to changes of forest structure. *J Veg Sci*, 24(2), 296–306. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01457.x>
- Helle, P., Ikonen, K., & Kantola, A. (2016). Wildlife monitoring in Finland: Online information for game administration, hunters, and the wider public. *Canadian journal of forest research*, 46(12), 1491–1496. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0454>
- Helle, P., & Lindström, J. (1991). Censusing tetraonids by the finnish wildlife triangle method – principles and some applications. *Ornis Fennica*, 68(4), 148–157.
- Helminen, M., & Viramo, J. (1962). Animal food of capercaillie (Tetrao urogallus) and black grouse (Lyrurus tetrix) in autumn. *Ornis Fennica*, 39(1), 1–12.
- Hjorth, I. (1992). *Tjädern och skogsbruket*. Skogsstyrelsen, informationsskrift.
- Hjorth, I. (1994). *Tjädern en skogsfågel*. Skogsstyrelsen.
- Hornell-Willebrand, M., & Dahl, F. (2004). Inventera Tjäder, Orre och Järpe. *Skog & trä*, 6, 1–57.
- Hovick, T. J., Elmore, R. D., Dahlgren, D. K., Fuhlendorf, S. D., & Engle, D. M. (2014). Evidence of negative effects of anthropogenic structures on wildlife: A review of grouse survival and behaviour. *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1680–1689. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12331>

- Höglund, N. H. (1980). *Studies on the winter ecology of the willow grouse Lagopus lagopus L.: Vol. 11:5.*
- Hörnell-Willebrand, M., Sjöberg, K., Willebrand, T., & Åhlen, P. (2012). *Tjädern i Sverige: Uvärdering och analys av insamlad data.*
- Hörnfeldt, B., Hipkiss, & Eklund, U. (2001). Juvenile sex ratio in relation to breeding success in Capercaillie Tetrao urogallus and Black Grouse T. tetrix. *Ibis (London, England)*, 143(3), 627–631. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04890.x>
- Imperio, S., Bionda, R., Viterbi, R., & Provenzale, A. (2013). Climate Change and Human Disturbance Can Lead to Local Extinction of Alpine Rock Ptarmigan: New Insight from the Western Italian Alps. *Plos One*, 8(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0081598>
- Ims, R. A., Henden, J. A., & Killengreen, S. T. (2008). Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(2), 79–86. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.010>
- Jahren, T. (2017). *The role of nest predation and nest predators in population declines of capercaillie and black grouse.* Høgskolen i Innlandet. <https://brage.inn.no/inn-xmloi/handle/11250/2469015>
- Jahren, T., Storaas, T., Willebrand, T., Moa, P. F., & Hagen, B. R. (2016). Declining reproductive output in capercaillie and black grouse-16 countries and 80 years. *Animal Biology*, 66(3–4), 363–400. <https://doi.org/10.1163/15707563-00002514>
- Jiménez, J., Godinho, R., Pinto, D., Lopes, S., Castro, D., Cubero, D., Osorio, M. A., Piqué, J., Moreno-Opo, R., Quiros, P., González-Nuevo, D., Hernandez-Palacios, O., & Kéry, M. (2022). The Cantabrian capercaillie: A population on the edge. *Sci Total Environ*, 821, 153523–153523. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153523>
- Johansson, C., & Hallenberg, J. (2017). *Tjädern en kunskapssammanställning.* Birdlife Sverige. <https://birdlife.se/wp-content/uploads/2019/01/Tj%C3%A4dern-en-kunskapssammanst%C3%A4llning.pdf>
- Jonsson, F. (2015). Hur påverkar avlövad underväxt kvaliteten och drivningskostnaden i gallring (How does leafless undergrowth affect quality and logging costs in thinning). *Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogliga biomaterial och teknologi, Arbetsrapport*, 8, 46.
- Kastdalen, L., & Wegge, P. (1985). *Animal food in capercaillie and black grouse chicks in south east Norway-a preliminary report.* 3, 499–509.
- Kauhala, K., Helle, P., & Helle, E. (2000). Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. *Ecography*, 23(2), 161–168.
- Kausrud, K. L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J. O., Ostbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A. M., Mysterud, I., Solhoy, T., & Stenseth, N. C. (2008). Linking climate change to lemming cycles. *Nature*, 456(7218), 93–U3. <https://doi.org/10.1038/nature07442>
- Korslund, L., & Steen, H. (2006). Small Rodent Winter Survival: Snow Conditions Limit Access to Food Resources. *J Anim Ecol*, 75(1), 156–166. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2005.01031.x>

- Kurki, S., Nikula, A., Helle, P., & Linden, H. (1998). Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 67(6), 874–886. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1998.6760874.x>
- Kvasnes, M. A. J., Pedersen, H. C., Storaas, T., & Nilsen, E. B. (2014). Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). *Journal of Ornithology*, 155(4), 891–903. <https://doi.org/10.1007/s10336-014-1072-6>
- Kvasnes, M. A., Pedersen, H. C., Kjøsberg, M., Rød-Eriksen, L., Eriksen, L. F., Bowler, D. E., Andersen, O., Berge, S. E., Hagen, B. R., Moa, P. F., & Nilsen, E. B. (2019). *Hønsefuglportalen. Oppsummering av drift og utvikling i perioden 2013–2018* (s. 47) [Rapport]. Norsk institutt for naturforskning; CRIStin. <http://hdl.handle.net/11250/2596540>
- Lakka, J., & Kouki, J. (2009). Patterns of Field Layer Invertebrates in Successional Stages of Managed Boreal Forest: Implications for the Declining Capercaillie Tetrao Urogallus L. Population. *Forest ecology and management*, 257(2), 600–607. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.042>
- Lampila, P., Ranta, E., Monkkonen, M., Linden, H., & Helle, P. (2011). Grouse Dynamics and Harvesting in Kainuu, Northeastern Finland. *Oikos*, 120(7), 1057–1064. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18788.x>
- Lande, U., Herfindal, I., Willebrand, T., Moa, P., & Storaas, T. (2013). Landscape characteristics explain large-scale variation in demographic traits in forest grouse. *Landscape Ecology*, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9960-3>
- Lande, U. S., Herfindal, I., Willebrand, T., Moa, P. F., & Storaas, T. (2014). Landscape Characteristics Explain Large-Scale Variation in Demographic Traits in Forest Grouse. *LANDSCAPE ECOLOGY*, 29(1), 127–139. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9960-3>
- Langston, R. H. W., Fox, A. D., & Drewitt, A. L. (2006). Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. *Ibis (London, England)*, 148(s1), 210–216. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00512.x>
- Linden, H. (1981). Hunting and tetraonid populations in Finland. *Finnish game res*, 39, 69–78.
- Linden, H. (1991). Patterns of Grouse Shooting in Finland. *Ornis Scandinavica*, 22(3), 241–244.
- Lindén, H. (1996). Wildlife triangle scheme in Finland: Methods and aims for monitoring wildlife populations. *Finn Game Res*, 49, 4–11.
- Lindén H., Rajala P. (1981) Fluctuations and long-term trends in the relative densities of tetraonid populations in Finland, 1964-77. *Riistatieteellisiä julkaisuja*, 39, 13–34. (In Finnish).
- Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K., & Swenson, J. E. (1994). Disease Reveals the Predator: Sarcoptic Mange, Red Fox Predation, and Prey Populations. *Ecology*, 75(4), 1042–1049. <https://doi.org/10.2307/1939428>

- Lindström, T., & Bergqvist, G. (2020). Estimating hunting harvest from partial reporting: A Bayesian approach. *Sci Rep*, *10*(1), 21113–21113. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77988-x>
- Lindström, T., & Bergqvist, G. (2022). Estimating harvest when hunting bag data are reported by area rather than individual hunters: A Bayesian autoregressive approach. *Ecological indicators*, *141*, 108960. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108960>
- Lovdata. (2009). *Naturmangfoldloven §16*. <https://lovdata.no/lov/2009-06-19-100/§16>
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Nissinen, K., & Siitari, H. (2008). Large-Scale Drainage and Breeding Success in Boreal Forest Grouse. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, *45*(1), 325–333. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01396.x>
- Lundmark, H., Josefsson, T., & Östlund, L. (2013). The history of clear-cutting in northern Sweden – Driving forces and myths in boreal silviculture. *Forest ecology and management*, *307*, 112–122. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.003>
- Lägesinventering Naturvårdsverket 2023-04-21
- Marcstrom, V., Brittas, R., & Egren, E. (1980). Habitat use by tetraonids during summer – a pilot study. *Proc. Int. Grouse Symp 2:148–153*.
- Marcstrom, V., Kenward, R. E., & Engren, E. (1988). The impact of predation on boreal tetraonids during the vole cycles—An experimental study. *Journal of Animal Ecology*, *57*(3), 859–872.
- May, R., Jackson, C. R., Middel, H., Stokke, B. G., & Verones, F. (2021). Life-cycle impacts of wind energy development on bird diversity in Norway. *Environmental impact assessment review*, *90*, 106635. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2021.106635>
- Miettinen, J. (2009). *Capercaillie (Tetrao urogallus L.) habitats in managed Finnish forests – the current status, threats and possibilities*. Faculty of Forest Sciences University of Joensuu.
- Miettinen, J., Helle, P., & Nikula, A. (2005). Lek Area Characteristics of Capercaillie (Tetrao Urogallus) in Eastern Finland as Analysed from Satellite-Based Forest Inventory Data. *Scandinavian journal of forest research*, *20*(4), 358–369. <https://doi.org/10.1080/02827580500201619>
- Miettinen, J., Helle, P., Nikula, A., & Niemela, 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>
- Mollet, P., Kéry, M., Gardner, B., Pasinelli, G., & Royle, J. A. (2015). Estimating population size for capercaillie (Tetrao urogallus L.) with spatial capture-recapture models based on genotypes from one field sample. *PLoS One*, *10*(6), e0129020–e0129020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129020>
- Naturvårdsverket. (2016). *Fåglar: Linjetaxering, samt kombinerad punkt- och linjetaxering. Version 1:0, 2016-03-21*. Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/4a6325/contentassets/d7ef7f2c45a543dda51c82fbc776ca9c/faglar-linjetax-o-punkt-linje-utypv-20160321.pdf>



- Niel, C., & Lebreton, J.-D. (2005). Using Demographic Invariants to Detect Overharvested Bird Populations from Incomplete Data. *Conservation biology*, 19(3), 826–835. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00310.x>
- Nilsson, P., Roberge, C., Fridman, J., & Wulff, S. (2019). *Skogsdata 2019: Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från SLU Riksskogstaxeringen*. [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata\\_2019\\_webb.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2019_webb.pdf)
- Nordby, E. (2013). *Vil forhåndsrydding rett før førstegangstynning være lønnsomt?* <https://brage.inn.no/inn-xmlui/handle/11250/133081>
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., Holmqvist, N., Lindström, Å., Nilsson, L., Svensson, M., Svensson, S., & Tjernberg, M. (2012). *Fåglarna i Sverige: Antal och förekomst*. Sveriges ornitologiske forening SOF.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 37, 637–669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>
- Pehrson, Å. (1997). *Metoder för viltövervakning: Erfarenheter från försök vid Grimsö*. Institutionen för viltekologi, Grimsö, Institutionen för viltekologi, SLU, Grimsö Forskningsstation, 730 91 Riddarhyttan.
- Päivänen, J., & Hånell, B. (2012). *Peatland ecology and forestry—a sound approach*. Helsingin yliopiston metsätieteiden laitos.
- Ram, D., Axelsson, A.-L., Green, M., Smith, H. G., & Lindström, Å. (2017). What drives current population trends in forest birds – forest quantity, quality or climate? A large-scale analysis from northern Europe. *Forest ecology and management*, 385, 177–188. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.013>
- Rautio, A.-M., Josefsson, T., Axelsson, A.-L., & Östlund, L. (2016). People and pines 1555–1910: Integrating ecology, history and archaeology to assess long-term resource use in northern Fennoscandia. *Landscape Ecology*, 31, 337–349.
- Ringaby, E. (2014). *Tjäder—Bland skogsbruk, rävar och andra jägare*. Malou K Media 192 s.
- Roberge, C., Nilsson, P., Wikberg, P.-E., & Fridman, J. (2023). *Skogsdata 2023: Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från SLU Riksskogstaxeringen*. [https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata\\_2023\\_webb.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/rt/dokument/skogsdata/skogsdata_2023_webb.pdf)
- Rolstad, J., Rolstad, E., & Wegge, P. (2007). Capercaillie Tetrao urogallus lek formation in young forest. *Wildlife Biology*, 13, 59–67. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[59:ctulfi\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[59:ctulfi]2.0.co;2)
- Rolstad, J., Wegge, P., & Gjerde, I. (1991). Kumulativ effekt av habitat fragmentering: Hva har 12-års storfuglforskning på Varaldskogen lært oss. *Fauna*, 44(1), 90–104.
- Rolstad, J., Wegge, P., Sivkov, A. V., Hjeljord, O., & Storaunet, K. O. (2009). Size and Spacing of Grouse Leks: Comparing Capercaillie (Tetrao Urogallus) and Black Grouse (Tetrao Tetrix) in Two Contrasting Eurasian Boreal Forest Landscapes. *Canadian journal of zoology-revue Canadienne de zoologie*, 87(11), 1032–1043. <https://doi.org/10.1139/Z09-093>
- Rydin, H., Jeglum, J. K., & Bennett, K. D. (2013). *The biology of peatlands*, 2e. OUP Oxford.

- Sachot, S., Perrin, N., & Neet, C. (2006). Viability and management of an endangered Capercaillie (*Tetrao urogallus*) metapopulation in the Jura Mountains, western Switzerland. *Biodiversity and conservation*, 15(6), 2017–2032. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-0771-y>
- Schaub, M., & Abadi, F. (2011). Integrated population models: A novel analysis framework for deeper insights into population dynamics. *Journal of Ornithology*, 152, 227–237. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0632-7>
- Schaub, M., & Kery, M. (2021). *Integrated Population Models: Theory and Ecological Applications With R and JAGS*. Academic Press.
- Siivonen, L. (1953). *On the destruction of gallinaceous birds*. Suomen Riista, 8, 46–48.
- Simons, T. R., Pollock, K. H., Wettroth, J. M., Alldredge, M. W., Pacifici, K., & Brewster, J. (2009). Sources of measurement error, misclassification error, and bias in auditory avian point count data. *Modeling demographic processes in marked populations*, 237–254.
- Sirén, A. P. K., Pekins, P. J., Kilborn, J. R., Kanter, J. J., & Sutherland, C. S. (2017). Potential Influence of High-Elevation Wind Farms on Carnivore Mobility. *The Journal of Wildlife Management*, 81(8), 1505–1512. JSTOR.
- Sirkia, S., Helle, P., Linden, H., Nikula, A., Norrdahl, K., Suorsa, P., & Valkeajarvi, P. (2011). Persistence of Capercaillie (*Tetrao Urogallus*) Lekking Areas Depends on Forest Cover and Fine-Grain Fragmentation of Boreal Forest Landscapes. *Ornis Fennica*, 88(1), 14–29.
- Sirkia, S., Linden, A., Helle, P., Nikula, A., Knape, J., & Linden, H. (2010). Are the Declining Trends in Forest Grouse Populations Due to Changes in the Forest Age Structure? A Case Study of Capercaillie in Finland. *Biological conservation*, 143(6), 1540–1548. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.038>
- Sirkä, S. (2010). *Effects of large-scale human land use on Capercaillie (Tetrao urogallus L.) populations in Finland*. Faculty of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki.
- SLU Artdatabanken. (2020). *Rödlistade arter i Sverige 2020*. Uppsala: SLU Artdatabanken. <https://www.artdatabanken.se/globalassets/ew/subw/artd/6-publikationer/31.-rod-lista-2020/rodlista-2020.pdf>
- Smedshaug, C. A., Selas, V., Lund, S. E., & Sonerud, G. A. (1999). The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology*, 5(3), 157–166.
- Sonerud, G. A. (1985). Brood movements in grouse and waders as defence against win-stay search in their predators. *Oikos*, 44(2), 287–300. <https://doi.org/10.2307/3544702>
- Stokke, B. G., Nygård, T., Falkdalen, U., Pedersen, H. C., & May, R. (2020). Effect of tower base painting on willow ptarmigan collision rates with wind turbines. *Ecology and evolution*, 10(12), 5670–5679. <https://doi.org/10.1002/ece3.6307>
- Storaas, T., Kastdalen, L., & Wegge, P. (1999). Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biology*, 5(3), 187–192.

- Storaas, T., & Wegge, P. (1985). *High nest losses in capercaillie and black grouse in Norway*. 3, 481–498.
- Storaas, T., & Wegge, P. (1987). Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of capercaillie and black grouse. *Journal of wildlife management*, 51(1), 167–172. <https://doi.org/10.2307/3801649>
- Storch, I. (1997). The importance of scale in habitat conservation for an endangered species: The capercaillie in central Europe. I *Wildlife and landscape ecology: Effects of pattern and scale* (s. 310–330). Springer.
- Storch, I. (2007). Conservation status of grouse worldwide: An update. *Wildlife Biology*, 13, 5–12.
- Svensk Fågeltaxering. (2023). *Metodik standardrutter*. <https://www.fageltaxering.lu.se/inventera/metoder/standardrutter/metodik-standardrutter>
- Svenska Kraftnät. (2023). *Om transmissionsnätet*. <https://www.svk.se/om-kraftsystemet/om-transmissionsnätet/>
- Taubmann, J., Kammerle, J.-L., Andren, H., Braunisch, V., Storch, I., Fiedler, W., Suchant, R., & Coppes, J. (2021). Wind Energy Facilities Affect Resource Selection of Capercaillie Tetrao Urogallus. *Wildlife biology*, 2021(wlb.00737). <https://doi.org/10.2981/wlb.00737>
- Thomaidis, C., Papaspyropoulos, K. G., Karabatzakis, T., Logothetis, G., & Christophoridou, G. (2022). European Turtle Dove Population Trend in Greece Using Hunting Statistics of the Past 16-Year Period as Indices. *Animals (Basel)*, 12(3), 368. <https://doi.org/10.3390/ani12030368>
- Thulin, S. (2014). Satellitbildsbaserad analys av skogslandskapets gröna infrastruktur med tjäder som modellart. *Meddelande nr 2014:20. Länsstyrelsen i Jönköpings län*.
- Tjernberg, M. (1981). Diet of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* during the Breeding Season in Sweden. *Holarctic ecology*, 4(1), 12–19.
- Tolvanen, A., Routavaara, H., Jokikokko, M., & Rana, P. (2023). How far are birds, bats, and terrestrial mammals displaced from onshore wind power development? – A systematic review. *Biological Conservation*, 288, 110382. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110382>
- Tornberg, R. (2001). Pattern of Goshawk *Accipiter Gentilis* Predation on Four Forest Grouse Species in Northern Finland. *WILDLIFE BIOLOGY*, 7(4), 245–256. <https://doi.org/10.2981/wlb.2001.029>
- Visser, M. E., te Marvelde, L., & Lof, M. E. (2012). Adaptive phenological mismatches of birds and their food in a warming world. *Journal of ornithology*, 153(Suppl 1), 75–84. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0770-6>
- Wade, P. R. (1998). Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine mammal science*, 14(1), 1–37. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.1998.tb00688.x>
- Walsh, D. P., White, G. C., Remington, T. E., & Bowden, D. C. (2004). Evaluation of the lek-count index for greater sage-grouse. *Wildlife Society bulletin*, 32(1), 56–68.

Warren, P., & Baines, D. (2011). Evaluation of the distance sampling technique to survey red grouse *Lagopus lagopus scoticus* on moors in northern England. *Wildlife Biology*, 17(2), 135–142. <https://doi.org/10.2981/10-085>

Wegge P. (1979) Status of capercaillie and black grouse in Norway. In: *Proceedings of the International Grouse Symposium, vol. 1, pp. 17–26.*

Wegge, P. (1985). Spacing pattern and habitat use of capercaillie hens in spring. *Proc. Intern. Symp. Grouse*, 3: 261–277.

Wegge, P., Finne, M. H., & Rolstad, J. (2007). GPS Satellite Telemetry Provides New Insight into Capercaillie Tetrao Urogallus Brood Movements. *WILDLIFE BIOLOGY*, 13(1), 87–94. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2007\)13\[87:GSTPNI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2007)13[87:GSTPNI]2.0.CO;2)

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(2), 141–151.

Wegge, P., & Kastdalen, L. (2008). Habitat and Diet of Young Grouse Broods: Resource Partitioning between Capercaillie (Tetrao Urogallus) and Black Grouse (Tetrao Tetrix) in Boreal Forests. *Journal of ornithology*, 149(2), 237–244. <https://doi.org/10.1007/s10336-007-0265-7>

Wegge, P., Moss, R., & Rolstad, J. (2022). Annual Variation in Breeding Success in Boreal Forest Grouse: Four Decades of Monitoring Reveals Bottom-up Drivers to Be More Important than Predation. *Ecology and evolution*, 12(e9327). <https://doi.org/10.1002/ece3.9327>

Wegge, P., & Rolstad, J. (2011). Clearcutting Forestry and Eurasian Boreal Forest Grouse: Long-term Monitoring of Sympatric Capercaillie Tetrao Urogallus and Black Grouse T. Tetrix Reveals Unexpected Effects on Their Population Performances. *Forest ecology and management*, 261(9), 1520–1529. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.041>

Wegge, P., & Rolstad, J. (2017). Climate Change and Bird Reproduction: Warmer Springs Benefit Breeding Success in Boreal Forest Grouse. *Proceedings of the Royal Society b-biological sciences*, 284(20171528). <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1528>

Wegge, P., Storaas, T., Larsen, B., Bø, T., & Kolstad, M. (1982). *Woodland grouse and modern forestry in Norway. A short presentation of a new telemetry project, and some preliminary results on brood movements and habitat preferences of capercaillie and black grouse. 2*, 117–123.

Willebrand, T., Samelius, G., Walton, Z., Odden, M., & Englund, J. (2022). Declining survival rates of red foxes *Vulpes vulpes* during the first outbreak of sarcoptic mange in Sweden. *Wildlife biology*, 2022(1), n/a. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01014>

Winqvist, T. (1983). *100 tjäderspelplatser (100 Capercaillie courtship display grounds)*. SST 2/83: 5–28.

Winqvist, T. (1988). *Lär känna tjädern—En artmonografi från Svenska Jägareförbundet*. Svenska Jägareförbundet.

Wittenberger, J. F. (1978). The Evolution of Mating Systems in Grouse. *The Condor (Los Angeles, Calif.)*, 80(2), 126–137. <https://doi.org/10.2307/1367912>

Åhlen, P.-A., Willebrand, T., Sjöberg, K., & Hörnell-Willebrand, M. (2013). *Survival of female capercaillie Tetrao urogallus in northern Sweden*. <https://doi.org/10.2981/13-025>

Östlund, L., Zackrisson, O., & Axelsson, A.-L. (1997). The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian journal of forest research*, 27(8), 1198–1206.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# Tjäder

## En förvaltningsinriktad kunskapssammanställning och analys av inventeringsmetoder

I den här rapporten tydliggörs den senaste kunskapen som finns om tjäder och dess utveckling och behov i Sverige, ur ett förvaltningsinriktat perspektiv.

Författarna gör även en analys av de olika inventeringsmetoder som används för att visa på vilka metoder som är bäst lämpade utifrån geografiskt läge. Utblickar görs även genom hela rapporten till våra grannländer Norge och Finland.

Utöver sammanställning av ny kunskap och analys av inventeringsmetoder, identifieras även inom vilka olika områden det idag föreligger kunskapsbehov och vad de består i.

Uppdraget avslutades med ett seminarium där författarna informerade om vad de kommit fram till samt bjöd in till dialog och frågor. En sammanställning av seminariet ligger med som avslutande del i rapporten.

Arbetet har finansierats via Naturvårdsverkets anslag för åtgärder för värdefull natur.