

# Tjäder och vindkraft

Ett internationellt forskningsprojekt

---

Julia Taubmann, Joy Coppes,  
Henrik Andréén



RAPPORT 6976 | SEPTEMBER 2021





# Tjäder och vindkraft

Ett internationellt forskningsprojekt

av Julia Taubmann, Joy Coppes och Henrik André

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

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

**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 978-91-620-6976-6

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslagsfoto: Julia Taubmann



# Förord

Forskningsprogrammet Vindval är ett samarbete mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och förmedla vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Programmets tre första etapper 2005–2018 omfattade ca 50 forskningsprojekt och fyra syntesrapporter, varav en har uppdaterats. I syntesrapporterna sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter nationellt samt internationellt inom fyra områden: Människors intressen, fåglar och fladdermöss, marint liv och däggdjur på land. Resultaten från Vindvals forskning har bidragit till underlag för miljökonsekvensbeskrivningar samt planerings- och tillståndsprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar. I Vindvals tredje etapp har även ingått att förmedla erfarenheter och ny kunskap från parker som är i drift. Resultat från programmet ska också komma till användning i tillsyn och kontrollprogram samt myndigheters vägledning. Vindvals fjärde etapp har fokus på planering och de avvägningar mellan miljö och socio-ekonomiska intressen som måste göras. Programmet ska utveckla metoder och verktyg för att göra sådana avvägningar. Liksom tidigare ställer Vindval höga krav vid vetenskaplig granskning av forskningsansökningar och forskningsresultat, samt vid beslut om att godkänna rapporter och publicering av projektens resultat.

I arbetet med denna rapport har deltagit: Julia Taubmann (project manager, Sweden), Universitetet i Freiburg, Wildlife Ecology and Management and FVA-Wildlife Institute, Forest Research Institute of Baden-Württemberg, Germany, Joy Coppes, (project manager, Tyskland och Österrike) FVA-Wildlife Institute, Forest Research Institute of Baden-Württemberg, Germany and Henrik Andréén (projektledare i Sverige), SLU.

Författarna svarar för eventuella slutsatser och rekommendationer.

Detta projekt har finansierats av Vindval och Naturvårdsverket. Rapporten är delvis en översättning av ”Capercaillie and Wind Energy – An international research project” (Vindval, rapportnummer 6977 2021).

Stockholm, 30 augusti 2021

Kerstin Jansbo  
Programchef, Vindval

# Innehåll

<b>Förord</b>	3
<b>Projektledning</b>	5
<b>Sammanfattning</b>	6
<b>1. Inledning</b>	7
<b>2. Metoder</b>	9
2.1 Studieområde	9
2.2 Resursval, Biotopval, GPS telemetri	11
2.3 Rörelsemönster	12
2.4 Biotopval: indirekta spår	13
2.5 Reproduktion – inventeringar	13
2.6 Räv och mård – inventeringar	14
2.7 Fysiologisk stress	14
<b>3. Resultat</b>	15
3.1 Resursval och biotopval: GPS telemetri	15
3.2 Rörelsemönster	18
3.3 Biotopval: indirekta spår	19
3.4 Reproduktion – inventeringar	20
3.5 Räv och mård – inventeringar	21
3.6 Fysiologisk stress	22
<b>4. Diskussion</b>	23
4.1 Resursval, biotopval: GPS telemetri	23
4.2 Reproduktionsframgång	25
4.3 Räv och mård	25
4.4 Fysiologisk stress	25
<b>5. Syntes</b>	26
<b>6. Förvaltningsåtgärder</b>	28
<b>7. Rekommendation för framtida studier</b>	29
<b>8. TACK</b>	31
<b>9. Litteratur</b>	32

# Projektledning

**Henrik André**n, professor, Grimsö forskningsstation, Institutionen för ekologi, SLU. Svensk projektledare.

**Julia Taubmann**, doktorand, University of Freiburg, Wildlife Ecology and Management and FVA-Wildlife Institute, Forest Research Institute of Baden-Württemberg, Germany. Svensk projektledare och ansvarig för fältarbetet.

**Joy Coppes**, forskare, FVA-Wildlife Institute, Forest Research Institute of Baden-Württemberg, Germany. Projektledare Tyskland och Österrike.

**Rudi Suchant**, forskare, FVA-Wildlife Institute, Forest Research Institute of Baden-Württemberg, Germany. Projektledare Tyskland.

**Jim-Lino Kämmerle**, forskare, FVA-Wildlife Institute, Forest Research Institute of Baden-Württemberg, Germany. Dataanalyser.

**Erik Ringaby**, fälttekniker, Kennel Bronspilen Vilt & Hund Hb.

**David Ahlqvist**, fälttekniker.

# Sammanfattning

Påverkar vindkraftverk skogshöns, i synnerhet tjäder? Frågan diskuteras ofta men är svår att besvara. Det finns få studier på området, och de följer inte alltid BACI-design (Before After Control Impact), det vill säga att undersökningarna görs före och efter starten för verksamheten samt i och utanför det förväntade påverkansområdet för verksamheten. Det internationella forskningsprojektet ”Capercaillie and Wind Energy” har studerat effekterna av vindkraftverk på tjäder i sex studieområden i Tyskland, Österrike och Sverige. I Sverige genomfördes projektet i Jädraås vindpark under en fyraårsperiod. Vi studerade potentiella effekter av vindkraftsanläggningar på individ- och populationsnivå, genom att samla in data på resursval, biotopval, rörelsemönster, reproduktionsframgång, predationsrisk och fysiologisk stress hos tjäder. Vi fann inga signifikanta skillnader i tjädertäthet mellan områden med vindkraftverk och kontrollområden, och inte heller mellan före och efter byggnation av vindkraftverksanläggningar. Inom vindkraftsparker minskade dock tjäderns användning av områden närmare än ca 650 m från vindkraftverken. En annan studie med radiomärkta tjädrar visade att resursutnyttjandet minskade i områden närmare än 865 m (intervall 784–1025 m) från vindkraftverken. Även effekter av skuggor, ljudnivå, täthet av vindkraftverk, antal synliga vindkraftverk och avstånd till tillfartsvägar påverkade utnyttjandet av resurser negativt under såväl spelsäsongen som sommarsäsongen. Eftersom det fanns en stark korrelation mellan variablerna kan vi inte peka vilken faktor som var viktigast. Vi kunde inte hitta några effekter av vindkraftsanläggningar på fysiologisk stress, reproduktionsframgång eller predationsrisk. Det är inte möjligt för oss att dra slutsatser på populationsnivå när det gäller reproduktionsframgång och överlevnad. Effekterna beror också på tjäderns regionala och nationella status. För Sverige föreslår vi ett avstånd på 865 m till tjäderns spelplatser och livsmiljöer under sommartid för att minimera negativa effekter av vindkraftverk och tillfartsvägar. Framtida studier om reproduktionsframgång hos tjäder och täthet av rovdjur bör genomföras i större antal kontroll- och påverkansområden. Dödliga olyckor när tjäder kolliderar med vindkraftverk är ytterligare en faktor som bör studeras.



# 1. Inledning

Denna rapport är en svensk delvis förkortad version av vår rapport på engelska (Taubmann m.fl. 2021a). För en fullständig redovisning av metoder och resultat hänvisar vi till dels den engelska versionen av vår rapport (Taubmann m.fl. 2021a) och dels till de vetenskapliga uppsatserna (Coppes m.fl. 2020a, Taubmann m.fl. 2021b, Kämmerle m.fl. 2021).

*Coppes J, Braunisch V, Bollmann K, Storch I, Mollet P, Grünschachner-Berger V, Taubmann J, Suchant R, Nopp-Mayr U (2020a) The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. J. Ornithol. 161: 1–15.*

För att motverka klimatförändringar orsakade av människan ökar utbyggnaden av förnybar energi över hela världen (Renewable Energy Network 2018). Den snabbaste ökningen av förnybar energi är landbaserad vindkraft (GWEC 2018). Sveriges riksdag har antagit ett mål om 100 % förnybar elproduktion till 2040. Utbyggnaden av vindkraft har ökat kraftigt det senaste decenniet. I Sverige fanns ca 4300 vindkraftverk som producerade 27 TWh under 2020, vilket motsvarade 17 % av den totala elproduktionen (Energimyndigheten 2021).

Konflikter uppstår då områden med goda vindlägen överlappar med livsmiljöer för arter som har bevarandebehov. Direkta och indirekta effekter av vindkraftverk har främst studerats hos fåglar (De Lucas and Perrow 2017; Hötcker 2017; Rydell m.fl. 2017), fladdermöss (Barclay m.fl. 2017; Rydell m.fl. 2011) och däggdjur (Koschinski m.fl. 2003; Helldin m.fl. 2017). Trots att ett antal studier har visat effekter av vindkraftverk på olika artgrupper, är effekterna på populationsnivå ofta svårt att uppskatta. I många projekt har det inte varit möjligt att utvärdera långtidseffekter. Framför allt finns det ett stort forskningsbehov för skogslevande arter (Hötcker m.fl. 2005, Hovick m.fl. 2014). Ett stort problem med de flesta studier är att de sällan bygger på BACI-design (Before After Control Impact), det vill säga att undersökningar görs före och efter starten för verksamheten samt i och utanför det förväntade påverkansområdet för verksamheten. (Conner m.fl. 2016, Before-After-Control-Impact; BACI). Studierna har i stället inriktats på direkta kollisioner eller biotopval (Hötcker m.fl. 2005, Hovick m.fl. 2014). Det har varit ett särskilt fokus på direkta effekter, som när fåglar/fladdermöss kolliderar med vindkraftverkets torn eller rotorblad (Arnett m.fl. 2008, Loss m.fl. 2013). Effekterna av kollisioner som leder till ökad dödlighet tycks inte påverka fågelpopulationer generellt (Osborn m.fl. 2000). Men för arter med hög kollisionsrisk (Hunt & Hunt 2006, Everaert & Stienen 2007), högt bevarande värde eller låg reproduktionstakt, exempelvis gamar (Carrete m.fl. 2009), kan även låg risk för kollisioner påverka populationen. Indirekta effekter, som förluster av livsmiljöer, undvikande samt fragmentering av livsmiljöer har varit svårare att kvantifiera (Kuvlesky m.fl. 2007). Dessa möjliga effekter på livskraften hos populationen kan vara allvarliga. Att inte kunna utnyttja områden med annars hög kvalitet kan påverka reproduktionsframgången, och därmed hela populationen, hos flera arter (Hoover & Morrison 2005, Pruett m.fl. 2009, Winder m.fl. 2014b).

Stationära arter, som många skogshöns (Tetraonidae), är särskilt sårbara. De kan tvingas överge traditionella spelplatser och häckningsområden (Walker m.fl. 2007, Zeiler & Grünschachner-Berger 2009, Harju m.fl. 2010, Winder m.fl. 2014b).

Fem av åtta studerade skogshönsarter visade på risker med direkta kollisioner med vindkraftverk (Coppes m.fl. 2020a). För dalripa kunde risken minska med 48 % om vindkraftverkens torn målades svarta. (Sokke m.fl. 2020). För sju skogshönsarter har studier påvisat ett underutnyttjande av områden närmare än 500 meter från vindkraftverk, samt att spelplatser och häckningsområden flyttades (Coppes m.fl. 2020a). I Centraleuropa och Skandinavien är det överlapp mellan skogshönsens livsmiljöer och områden med goda vindlägen där det byggs vindkraft. (Suchant & Braunisch 2008). Både tjäder och orre påverkas av vindkraftverksanläggningar (Zeiler & Grünschachner-Berger 2009; González & Ena 2011; González m.fl. 2015), men de kvantitativa effekterna är fortfarande oklara. Tjäderpopulationerna är relativt stabila i stora delar av deras utbredningsområde i Europa (Coppes m.fl. 2015; BirdLife International 2016), men lokalt är populationerna fragmenterade, minskande eller hotade (Storch 2007). Tjädern är därför rödlistad i flera länder i Centraleuropa. Eftersom utbyggnaden av vindkraft bedöms öka i en nära framtid, är det viktigt att detta inte sker i konflikt med artbevarande, speciellt för tjäder då den också är en paraply-art för fågeldiversitet (Suter m.fl. 2002).

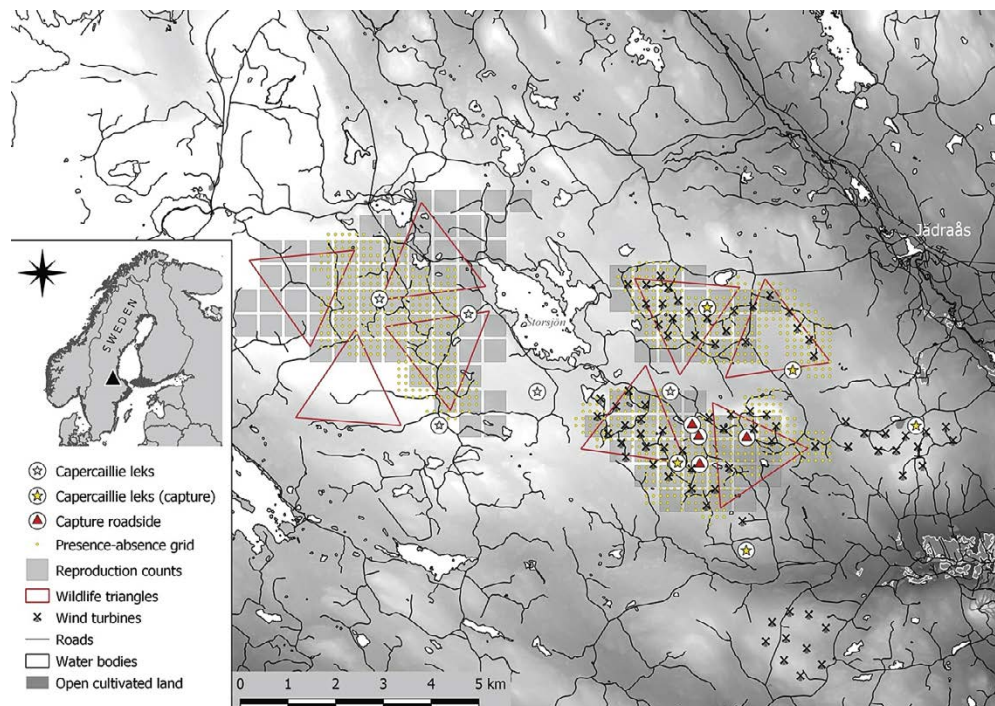
För att kunna ta evidensbaserade beslut kring vindkraftsetableringar och bevarande av tjäder behövs mer detaljerad kunskap om effekter av vindkraftsanläggningar på arten, på såväl individ- som populationsnivå. Därför startade the Forest Research Institute of Baden-Württemberg (FVA, Tyskland) och the University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU, Österrike) ett forskningsprojekt 2014. Detta femåriga projekt hade som mål att studera effekterna av vindkraftsanläggningar på tjäder med hjälp av olika metoder i flera olika studieområden i Europa. Försöksuppläggen skulle vara BACI-designade. Eftersom Sverige har relativt stabila tjäderpopulationer i boreala landskap (Artdatabanken 2018), men också en pågående utbyggnad av vindkraft, så utökades studien 2016 till att också inkludera Jädraås vindkraftspark i Dalarna-Gävleborg. Denna del av projektet genomfördes i samarbete med Sverige Lantbruksuniversitet (SLU). Fokus för det internationella projektet var att studera (1) biotopval hos tjäder, (2) reproduktionsframgång hos tjäder, (3) tätheten av medelstora rovdjur och (4) tjäderns stressfysiologi i relation till vindkraftsanläggningar. Eftersom den ursprungliga svenska finansieringen endast omfattade åren 2016–2017 kunde vi inte genomföra det tänkta försök ett med BACI-design i Sverige. Istället använde vi ett gradientupplägg (Underwood 1994) för biotopval. För reproduktionsframgång och täthet av medelstora rovdjur användes Kontroll-Påverkan. In den här rapporten fokuserar vi på resultaten från den svenska delen av forskningsprojektet.

## 2. Metoder

### 2.1 Studieområde

#### Sverige

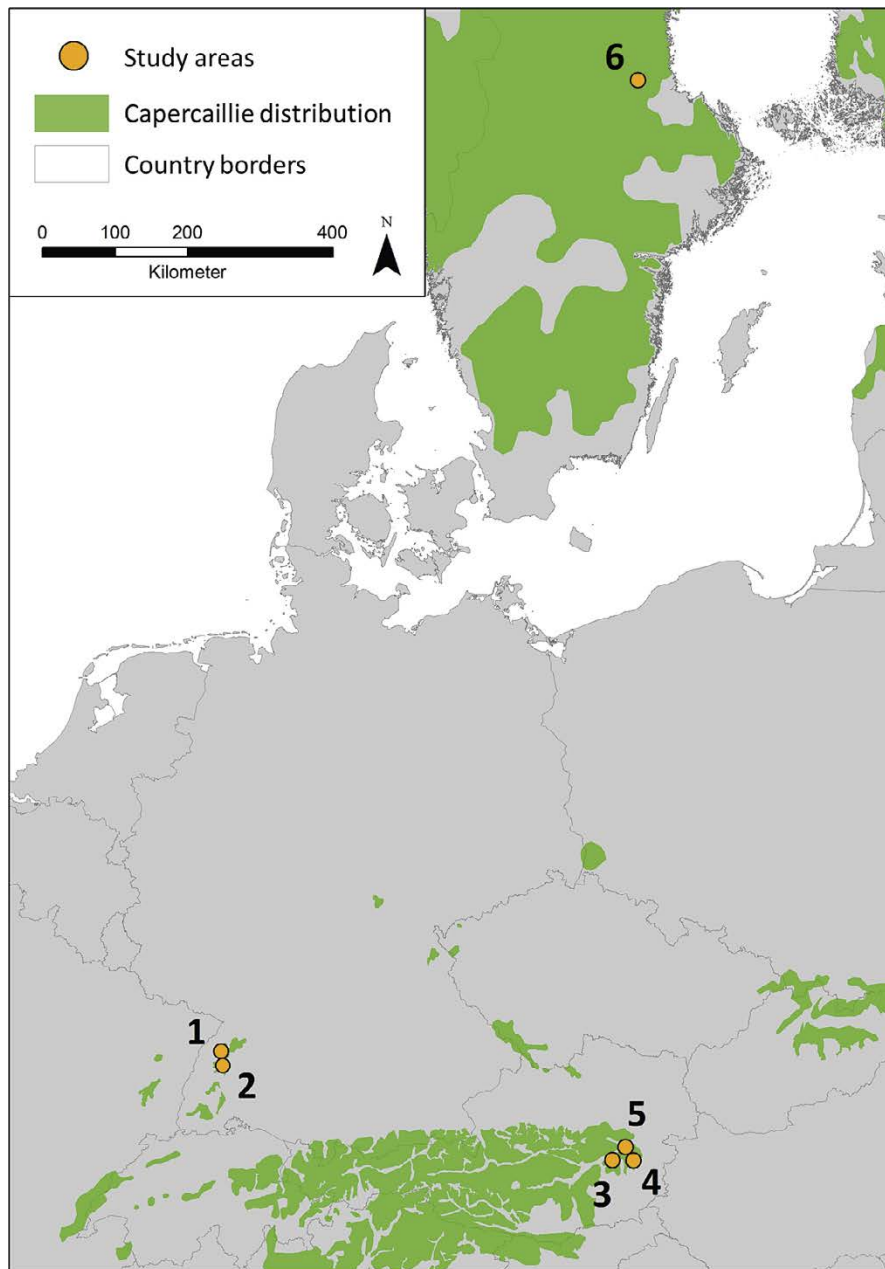
Studieområdet låg i skogslandskapet på gränsen mellan Dalarnas och Gävleborgs län (figur 1). Området täcker ca 10 000 ha och inkluderar Jädraås vindkraftspark, med 68 Vestas V122 turbiner (66 turbiner ägda av Arise och 2 turbiner med annan ägare) som har varit i drift sedan 2013. I studien ingick även Mombyåsen vindkraftspark med 10 Vestas V126 turbiner som driftsattes 2016. Kontrollområdet (ca 3 000 ha) utan vindkraftverk låg 3 km öster om vindkraftsparken. Skogen domineras av tall och gran, med visst inslag av björk. Skogsbruk pågår i största delen av studieområden, med regelbunden plantering, gallring och slutavverkning. En tjäderinvertering från 2015 visade på flera tjäderspelplatser i området (Eric Ringaby pers.com.).



Figur 1. Studieområdet i Jädraås vindkraftspark. Kontrollområdet låg i den västra delen, medan påverkansområdet (Jädraås) med 68 vindkraftverk låg i den östra delen. Biotopvalsstudien genomfördes bara i påverkansområdet.

## Tyskland och Österrike

Som en del av det internationella forskningsprojektet tjäder – vindkraft användes flera metoder i såväl i studieområde i Sverige, som i studieområdena i Tyskland och Österrike. Därigenom kunde vi studera effekterna av vindkraftsanläggningar i tre biogeografiska regioner; Fennoskandia (Sverige), Alperna (Österrike), samt Central-europas skogslandskap (Tyskland). Detta innebar också att vi kunde studera effekterna över en större variation i tjäders livsmiljöer. Två områden låg i Schwarzwald, Tyskland.



Figur 2. Studieområdena i Tyskland (1–2), Österrike (3–5) och Sverige (6) och i grönt tjäders-utbredningsområde (Coppes m.fl. 2015).

## 2.2 Resursval, Biotopval, GPS telemetri

*Taubmann J, Kämmerle J-L, André H, Braunisch V, Storch I, Fiedler W, Suchant R, Coppes J (2021b) Wind energy facilities affect resource selection of capercaillie Tetrao urogallus. Wildlife Biology. 2021(1): <https://doi.org/10.2981/wlb.00737>.*

### Fångst och radiospårning

Vi fångade tjädrar vid sex olika spelplatser i och i närheten av Jädraås vindkraftspark. Eftersom vi skulle studera effekterna av vindkraftverk på tjäderns beteende och biotopval ville vi fånga tjädrarna så nära vindkraftverken som möjligt. Fångstplatserna var i genomsnitt 587 m från närmaste vindkraftverk (intervall: 325–950 m). Fångst och märkning av tjäder har godkänts av Uppsala djurförsöksetiska nämnd (tillstånd DNr C40/16). Tjädrarna försågs med en GPS-3D-sändare (E-obs digital telemetri, München). Sändarna monterades på tjädrarna som en ryggsäck och vägde mellan 38 g (för både honor och tuppar) och 48 g (bara för tuppar), vilket är ca 2 % av fåglarnas kroppsvikt. Rekommenderad vikt för sändarna är max 3 % av kroppsvikten för fåglar (Casper 2009). Data från GPS-sändarna laddades ner med två veckors mellanrum och nedladdning skedde på flera hundra meters avstånd till tjädrarna. När många GPS-positioner låg tätt intill varandra och aktivitetsmätning var som en rak linje, antogs att tjädern var död och personal sökte upp GPS-sändaren. Dödsorsaken och identifikationen av rovdjur gjordes enligt Smith och Willebrand (1999).

### Databearbetning

Vi delade in data i två biologiskt relevanta säsonger; spelsäsongen för tuppar (n = 8) samt sommar för tuppar (n = 11) och honor (n = 4). Under spelsäsongen på våren återvänder tupparna till spelplatsen varje morgon vilket innebär att deras biotopval styrs av miljön runt själva spelplatsen. Tupparna lämnar spelplatsen i slutet av maj eller början av juni (Storch 1997). Vi definierade sommarsäsongen juni till oktober för båda könen. Individernas hemområden beräknas med minimum konvex polygon (MCP) för 100 % av GPS-positionerna.

### Miljövariabler

Vi använde flera källor för att beskriva miljövariabler som kan tänkas påverka tjäderns beteende och biotopval. Topografi och biotoper (marktäckedata) kom från Lantmäteriet (2017a, b). Skogsdata kom från SLU och Skogsstyrelsen (SLU Skogsdata 2017, Skogsstyrelsen 2018). Miljövariablerna kategoriserades i 25 x 25 m stora pixlar i QGIS 2.16.2 (QGIS Development Team 2016). Skogen delades in i fyra klasser beroende på dominerade träslag; > 75 % tall, > 75 % gran, barrblandskog och övrig skog. Vi klassificerade kalhyggen i två klasser; < 5 år gamla, > 5 år gamla. Vi använde sex variabler för att beskriva effekterna av vindkraftverk, (1) skugga från vindkraftverket, (2) ljudnivå från vindkraftverket, (3) antal vindkraftverk inom 800 m, (4) avstånd till närmaste vindkraftverk, (5) antal synliga vindkraftverk och (6) avstånd till närmaste tillfartsväg. Ljudnivå och skugga från vindkraftverken beräknades med windPro 3.1 (EMD International 2016).

## Analyser av resursval

Resursval och biotopval analyserades på hemområdesnivå (Johnson m.fl. 2006, Thomas & Taylor 2006). För att undvika en obalanserad datamängd använde vi tre slumpvis dragna positioner per dygn, med minst fem timmar mellan positionerna. I analyserna använde vi ett försöksupplägg där använda positioner jämförs med tillgängliga positioner (Manly m.fl. 2002). Tillgängliga positionerna kommer från slumpade positioner inom en individs hemområde.

De sex variabler som beskrev effekterna av vindkraftverk var starkt korrelerade inbördes och kunde därför inte ingå i samma statistiska modell. Därför gjorde vi fyra olika analyser som alla inkluderade antal synliga vindkraftverk och avstånd till närmaste tillfartsväg, sedan en av (a) skugga från vindkraftverket, (b) ljudnivå från vindkraftverket, (c) avstånd till närmaste vindkraftverk eller (d) antal vindkraftverk inom 800 meter. I analysen av data från spelsäsongen tog vi inte med avstånd till närmaste vindkraftverk, eftersom fångstplatsen i sig påverkar resultatet.

Selektionsvärde beräknades från de statistiska modellerna enligt:

$w(x) = \exp(\beta_1 \times x_1 + \beta_2 \times x_2 + \dots + \beta_n \times x_n)$ ; där  $\beta_n$  står för koefficienterna i modellen och  $x_n$  för de olika miljövariablerna. (Manly m.fl. 2002, Lele m.fl. 2013). Selektionsvärde  $w(x)$  visar på graden av selektion. För att visa på effekterna av vindkraftverk visar vi kartor över resultatet från analyserna av sommarsäsongen, dels för en modell där variablerna ”avstånd till närmaste vindkraftverk” och ”antal synliga vindkraftverk” var inkluderade och dels en modell där värdet på variabeln ”avstånd till närmaste vindkraftverk” sattes till det högsta värdet och värdet på variabeln ”antal synliga vindkraftverk” sattes till det lägsta värdet. Sedan jämfördes dessa två kartor och skillnaden mellan dem visar effekten av vindkraftverk på selektionsvärdet.

## 2.3 Rörelsemönster

*Kämmerle J-L, Taubmann J, Andrén H, Fiedler W, Coppes J (2021) Environmental and seasonal correlates of capercaillie movement traits in a Swedish wind farm. Ecology and Evolution ece3.7922 (12 pages).*

Val av resurser, etablering av hemområden samt rörelsemönster är viktigt för att förstå arters livsmiljöer (Nathan m.fl. 2008, Van Moorter m.fl. 2016). Vi använde data från 13 tjädrar fångade inom Jädraås vindkraftspark för att studera hur tjädernas rörelsemönster påverkas av vindkraftverk. Rörelsemönstret definierades som förflyttningshastighet (steglängd) och relativ förflyttningsriktningen under en 5-minutersperiod. Vi använde bara perioder med minst 50 positioner i följd (ca 4 timmar långa perioder), vilket gav 154172 rörelsesteg (5 minutersperioder).

## 2.4 Biotopval: indirekta spår

*Coppes J, Kämmerle J-L, Grünschachner-Berger V, Braunisch V, Bollmann K, Mollet P, Suchant R, Nopp-Mayr U (2020b) 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>.*

För att studera effekterna av vindkraftverk på tjädernas biotopval genomförde vi systematiska inventeringar i sex studieområden efter indirekta spår efter tjäder (exempelvis fjädrar och spillning). Vi inventerade områden i par, ett område med vindkraftverk (eller under byggnation) och ett närliggande kontrollområde. Inventeringarna genomfördes i ett systematiskt utlagt ruttmönster med 100 till 200 m långa sidor. Under juli och augusti genomsökte vi provytor (med 5 m radie) under 10 minuter efter indirekta tjäderspår (till exempel fjädrar och spillning). Inventering av indirekta spår efter tjäder är en standardmetod (Storch 2002, Summers m.fl. 2007, Moss m.fl. 2014, Zohmann m.fl. 2014, Coppes m.fl. 2018). Vi beskrev även miljövariabler i provytorna; fältskikt, buskskikt, trädslagssammansättning och topografi (Storch 2002, Bollmann m.fl. 2005, Bollman m.fl. 2008, Coppes m.fl. 2018).

### Biotopvalsanalyser

Vi analyserade effekter av vindkraftverk på två rumsliga skalor: (1) på studieområdesnivå ("storskaligt") där vi använde procent av provytor med spår efter tjäder, (2) på provytenivå ("småskaligt") där vi använde förekomst eller ej av spår efter tjäder (Coppes m.fl. 2020b). För att beräkna storskaliga effekter av vindkraftverk på förekomst av tjäder före och efter byggnationen använde vi försöksupplägget Före-Efter-Kontroll-Påverkan (BACI). Här kunde vi inte använda data från Sverige och ett område i Tyskland. För att beräkna effekter av vindkraftverk på förekomst av tjäder i mindre skala använde vi variabler relaterade till vindkraftverken och miljövariabler och data från alla studieområdena (Coppes m.fl. 2020b).

## 2.5 Reproduktion – inventeringar

Reproduktionsframgång är en viktig faktor för att förstå populationsutveckling. Om dödligheten är högre än reproduktionen minskar populationen, och om reproduktionen är högre än dödligheten ökar populationen. Flera faktorer påverkar dödlighet och reproduktion hos skogshöns, exempelvis kvalitén på livsmiljön (Börset & Krafft 1973, Storaas m.fl. 1982, Baines m.fl. 2004), väderförhållanden (Swenson m.fl. 1993, Moss m.fl. 2001) samt tätheten av rovdjur (Storass m.fl. 1999, Moss m.fl. 2004, Tornberg m.fl. 2012). Låg reproduktionsframgång hos tjäder och orre har lett till minskade populationer, men på senare år har populationerna stabiliserats på en låg nivå i flera regioner i Centraleuropa. (Jahren m.fl. 2016). Reproduktionsframgång hos skogshöns mäts ofta som antal kycklingar per höna under sensommaren när kullen fortfarande är samlad (Moss m.fl. 1985, Baines m.fl. 2004). Detta mått är ett index på reproduktionsframgången och inte ett absolut värde.

Vi inventerade reproduktionsframgång hos tjäder i vårt svenska studieområde. Inventeringarna genomfördes av meriterade fälttekniker som också använde tränade fågelhundar, vilket är en fördel vid inventering av stora områden

(Caizergues & Ellison 1997, Moss m.fl. 2001, Wegge & Rolstad 2011). För att få ett bra mått på reproduktionsframgång krävs åtminstone 11 observationer av hönor inom varje område (M. Hörnell-Willebrand, muntligen). Inventeringarna genomfördes i augusti under fyra år (2016–2019) i slumpmässigt utvalda provytor om 0.5 km<sup>2</sup> (figur 1). Dessa provytor genomsökte under ca 3 timmar under bra väderförhållande (ingen eller lätt nederbörd, ingen eller måttlig vind). En provyta inventerades på förmiddagen och en på eftermiddagen. Upptäckta fåglar identifierades till art; tjäder, orre, järpe eller morkulla, och klassificerades till tupp, höna, kyckling eller okänd.

Vi analyserade effekterna av vindkraftsanläggningar på reproduktionsframgången hos tjäder genom att jämföra antal tjäderkycklingar per tjäderhöna per provyta i kontroll- respektive påverkansområdet.

## 2.6 Räv och mård – inventeringar

Predation från räv och mård är en av de viktigaste faktorerna som påverkar skogshönspopulationer (Henttonen 1989, Jahren m.fl. 2016). Fältexperiment har visat att båda arterna påverkar skogshönspopulationer negativt (Marcström m.fl. 1988, Jahren m.fl. 2016). Räv och mård är de vanligaste medelstora rovdjuren i den boreala skogen i Skandinavien (Kurki m.fl. 1998, Helldin 2000). I synnerhet tätheten och aktiviteten hos räv är ökar med graden av fragmentering av skogslandskapet (Kurki m.fl. 1998, Frey & Conover 2010). Därför borde tätheten och aktiviteten av medelstora rovdjur vara högre runt vindkraftsanläggningar i skogslandskapet, eftersom anläggningen ökar graden av skogsfragmentering, mängden vägar och kalhygge.

För att inventera räv och mård använde vi så kallade finska vilttrianglar (Lindén m.fl. 1996). Mellan januari och mars 2016–2019 inventerades spår i snön längs två (2016) och åtta vilttrianglar (figur 1) i kontroll- och påverkansområdena för att uppskatta relativ täthet av räv och mård. Vilttrianglar var 9 km (3 km längs sidan) för att täcka in studieområdet. Vi analyserade effekterna av vindkraftsanläggningar genom att jämföra antal spår från räv och mård funna i varje triangel i kontroll- respektive påverkansområdet.

## 2.7 Fysiologisk stress

Stressfysiologiska metoder används allt mer för att studera faktorer som påverkar vilt (Hasdinger m.fl. 2015, Goymann 2012, Touma & Palme 2005). Genom att analysera icke-invasiva prover, som spillning, på nivåer av stresshormonsmetaboliter, går det att utvärdera stressnivå hos vilda arter. Analyser av stresshormoner på tjäder (Thiel m.fl. 2005, 2008, 2011, Coppes m.fl. 2018b) har visat att stresshormonsmetaboliter i spillning ökade i närheten av vintersportanläggningar (Thiel 2008, 2011, Coppes m.fl. 2018b). Vi studerade om områden med vindkraftverk påverkade nivåerna av stresshormonsmetaboliter i tjäderspillning från våra studieområden i Österrike (tre områden), Sverige (ett område) och Tyskland (ett område).

Vi samlade in tjäderspillning i såväl kontroll- som påverkansområden, både före och efter uppförandet av vindkraftsverk. Tjäderspillning samlades in under vintern för att mängden stresshormonsmetaboliter skulle påverkas så lite som möjligt. Proverna förvarades i -32 °C tills de analyserades.

Vi gjorde två olika analyser av data. Först på områdesnivå enligt försöksupplägget Före-Efter-Kontroll-Påverkan (BACI). Sedan på rumslig variation inom påverkansområdena, som avstånd till vindkraftverk.



## 3. Resultat

### 3.1 Resursval och biotopval: GPS telemetri

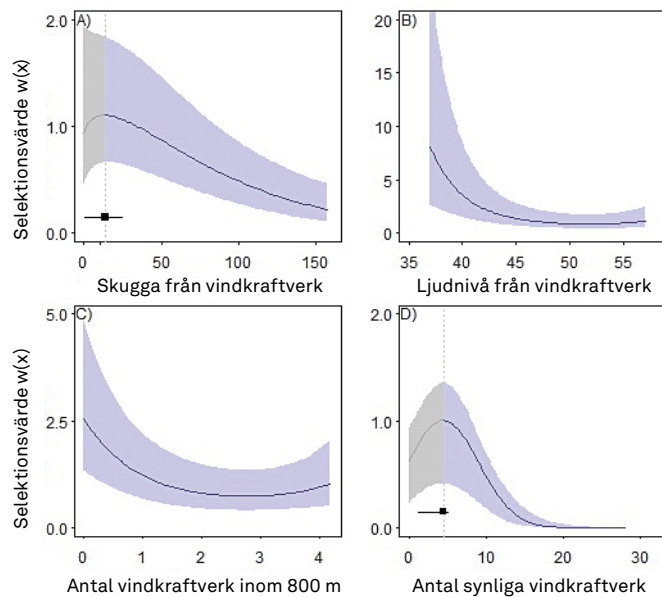
#### Fångst och hemområden

Totalt fångade vi tolv tjädertuppar och sex tjäderhönor i april och maj under 2017 och 2018. Antal individer som kunde användas i analyserna minskade till åtta tjädertuppar under spelsäsongen, samt elva tjädertuppar och fyra tjäderhönor under sommarsäsongen, då datamängden inte var tillräckligt stor för alla individer; exempelvis för att de dödats av rovdjur och därför följts under en alltför kort period.

Under spelsäsongen var medel-hemområdet för tuppar  $30 \pm 17$  ha. Under sommarsäsongen var medel-hemområdet för tuppar  $504 \pm 301$  ha och för hönor  $133 \pm 75$  ha. Hemområdena under spelsäsongen låg runt spelplatsen, medan hemområdena under sommaren förändrades och spreds ut över ett större område. Under både spel- och sommarsäsongen låg hemområdena i och i närheten av vindkraftsparken.

#### Spelsäsongen

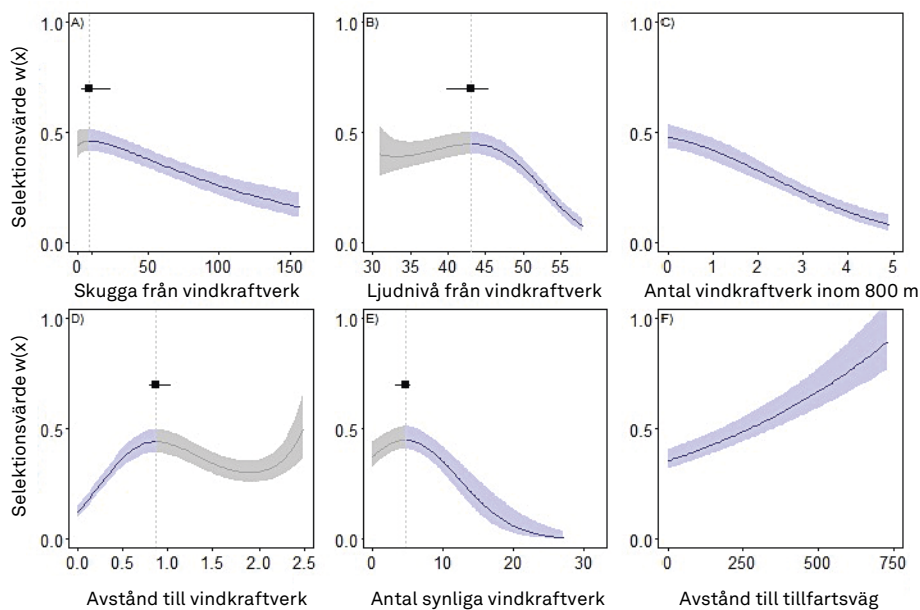
Fyra variabler som beskrev effekter av vindkraftverk påverkade resurselektion hos tjädertuppar under spelsäsongen; skugga från vindkraftverk, ljudnivå från vindkraftverk, antal vindkraftverk inom 800 m och antal synliga vindkraftverk (figur 3). Utnyttjandet av en yta, uttryckt som selektionsvärde  $w(x)$ , minskade med ökad skugga från vindkraftverket ( $> 14$  timmar/år, intervallet 0,14–24,5 timmar per år, figur 3A), ökad ljudnivå (figur 3B), fler vindkraftverk inom 800 m (figur 3C) och fler än 4 (4,5, intervall 1,3–5,0 vindkraftverk, figur 3D) synliga vindkraftverk.



Figur 3. Selektionsvärde  $w(x)$  för tjäder under spelsäsongen i relation till fyra vindkraftverksvariabler. De andra variablerna har hållits med sina respektive medelvärden. Streckad linje i (A) och (D) beskriver tröskelvärdet då effekterna förändras.

## Sommarsäsong

Sex variabler som beskrev effekter av vindkraftverk påverkade resurselektion hos tjäder under sommaren; skugga från vindkraftverk, ljudnivå från vindkraftverk, antal vindkraftverk inom 800 m, avstånd till närmaste vindkraftverk, antal synliga vindkraftverk och avstånd till tillfartsvägar för vindkraftverken (figur 4). Utnyttjandet av en yta, uttryckt som selektionsvärde  $w(x)$ , minskade med ökad skugga från vindkraftverket (> 8 timmar/år, intervallet 2,25–22,47 timmar per år, figur 4A), ökad ljudnivå (43 dB, intervall 40–45 dB, figur 4B), fler vindkraftverk inom 800 m (figur 4C), minskat avstånd till närmaste vindkraftverk, effekten avtog vid ungefär 865 m (intervall 784–1025 m, figur 4D), fler än 4 (4,6, intervall 3,2–5,2 vindkraftverk, figur 4E) synliga vindkraftverk samt med minskat avstånd till tillfartsvägar för vindkraftverken (figur 4F).



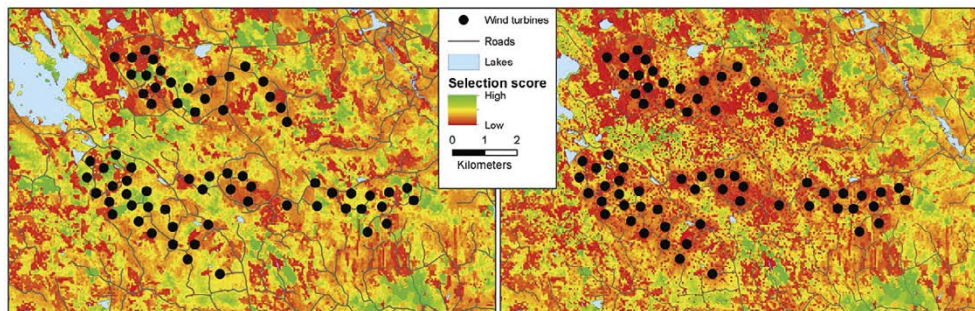
Figur 4. Selektionsvärde  $w(x)$  för tjäder under sommarsäsongen i relation till sex vindkraftverksvariabler. De andra variablerna har hållits med sina respektive medelvärden. Streckad linje i (A), (B), (D) och (E) beskriver tröskelvärdet då effekterna förändras.

## Miljövariabler

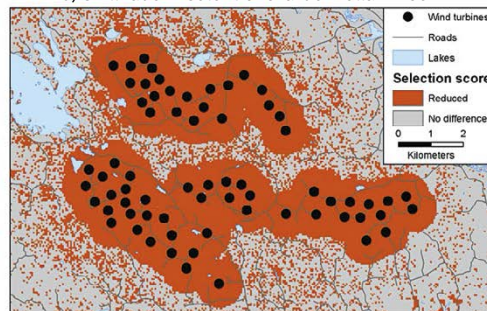
Under båda säsongerna valde tjädern öppna myrar och kalhyggen > 5 år gamla i mindre utsträckning, medan områden nära kalhyggen < 5 år gamla valdes i större utsträckning. Skogsbestånd med medel traddiameter och trädthet valdes i större utsträckning under sommaren. Selektionsvärde ökade med ökat avstånd till myrar under spelsäsongen, medan det omvända gäller under sommarsäsongen. Selektionsvärde på sommaren var högst för unga kalhyggen, skogbevuxna myrar och tallskog, medan det var lägst för öppna myrar och grandominerade skogar.

En karta med potentiellt selektionsvärdet  $w(x)$ , det vill säga utan effekterna av vindkraftverk, har stora områden med relativt höga selektionsvärden inom vindkraftsparken (figur 5A, kartan till vänster, gröna områden). Dessa områden försvinner på kartan när man tar med effekterna vindkraftverk (figur 5B, kartan till höger). Den nedersta kartan visar skillnaden i selektionsvärde mellan kartorna utan och med vindkraftvindkraftverk och visar tydligt att selektionsvärdet minskade inom hela vindkraftsparken (figur 5C, orange områden).

A) Potentiellt selektionsvärde utan effekter av vindkraftverk B) Selektionsvärde med effekter av vindkraftverk



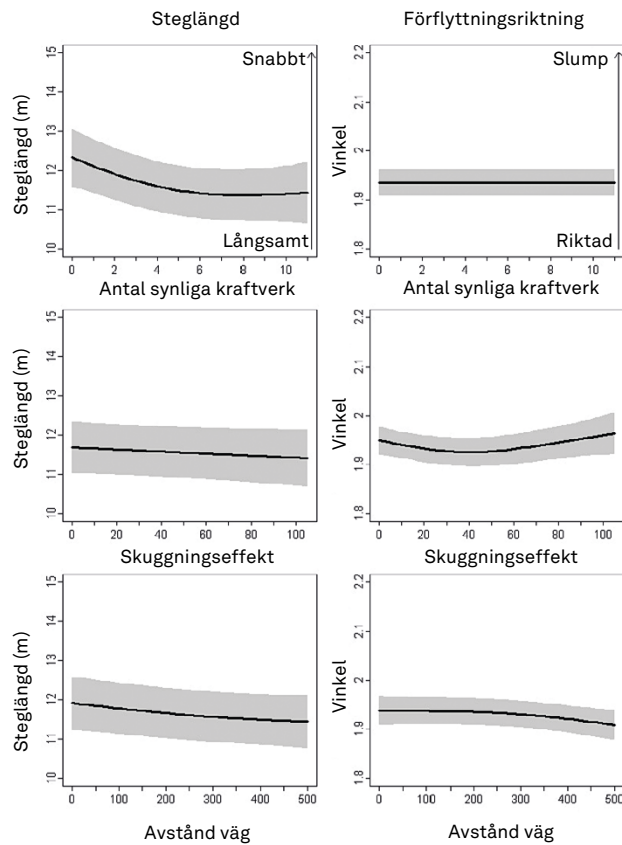
C) Skillnaden i selektionsvärde mellan B och A



Figur 5. Potentiellt selektionsvärde  $w(x)$  under sommarsäsong (A) utan effekter av vindkraftverk, (B) med effekterna av avstånd till närmaste vindkraftverk och antal synliga vindkraftverk samt (C) skillnaden mellan dessa kartor som visar områden där selektionsvärde minskade då effekter av vindkraftverk inkluderades.

## 3.2 Rörelsemönster

Tjäders förflyttningshastighet påverkades av antal synliga vindkraftverk och avstånd till tillfartsvägar (figur 6). Förflyttningsriktningen påverkades av skugg-effekter (figur 6). De största skillnaderna i förflyttningshastighet och riktning berodde på biotop och säsong. Tjädern rörde sig långsammare med ökat antal synliga vindkraftverk, men snabbare nära tillfartsvägar.

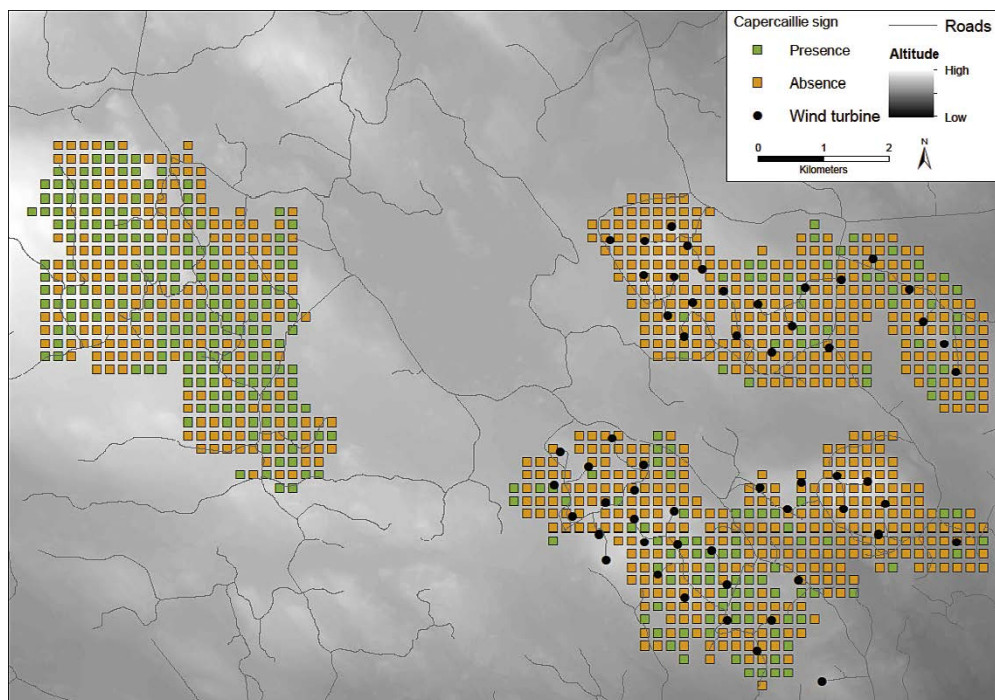


Figur 6. Effekter av vindkraftsvariabler på förflyttningshastighet (till vänster) och förflyttningsriktningen (till höger) hos tjäder.

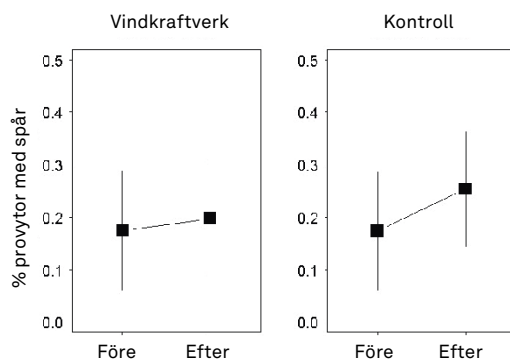
### 3.3 Biotopval: indirekta spår

#### Stor skala

Förekomsten av indirekta spår från tjäder var högre i kontrollområdet (48,1 %) än i påverkansområdet (Jädraås vindkraftspark; 17,9 %) i studieområde i Sverige (figur 7). Vi kan dock inte utesluta att placeringen av kontrollområdet påverkade resultatet. Data från Sverige var inte med i analyserna eftersom vi inte har data innan vindkraftutbyggnaden. Vi kunde inte hitta några signifikanta skillnader i förekomsten av tjäderspår mellan kontroll- och påverkansområden och inte heller före och efter byggnation av vindkraftverk (figur 8, data från Tyskland och Österrike).



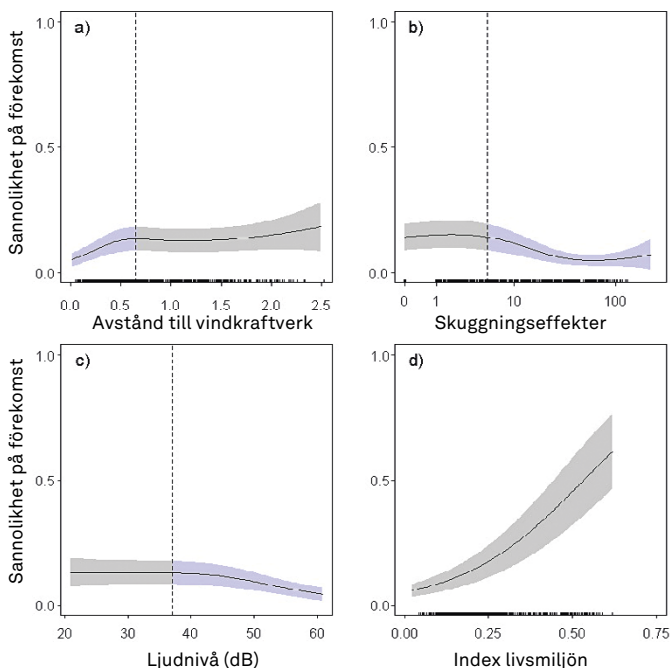
Figur 7. Förekomst (grön) och icke-förekomst (orange) av spår efter tjäder i studieområdet i Sverige. Kontrollområdet till vänster och påverkansområdet, Jädraås vindkraftspark till högre. Svarta prickar visar vindkraftverken.



Figur 8. Effekten av vindkraftverk på förekomsten av spår efter tjäder (% av provytorna med indirekta spår efter tjäder) stor skala och med försöksupplägningen före-efter-kontroll-påverkan. Data endast från Tyskland och Österrike.

## Mindre skala

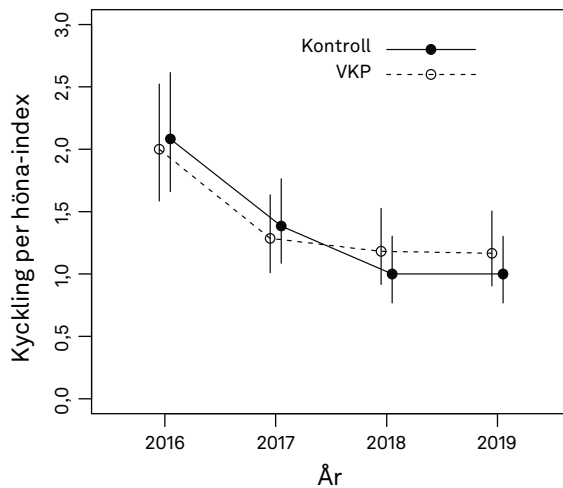
På provyttenivå fann vi signifikanta effekter av vindkraft på förekomsten av spår efter tjäder (figur 9). Förekomsten av spår efter tjäder ökade med ökat avstånd från vindkraftverk upp till ungefär 650 m, minskade med ökade skuggeffekter och minskade med ökade ljudnivåer vid ungefär 30–35 dB (Coppes m.fl. 2020b).



Figur 9. Förekomst av spår efter tjäder i relation till (a) avstånd till vindkraftverk (b) skuggningseffekter av vindkraftverk, (c) ljudnivåer och (d) index på kvalitet på livsmiljö. Data från sex studieområden i Europa.

## 3.4 Reproduktion – inventeringar

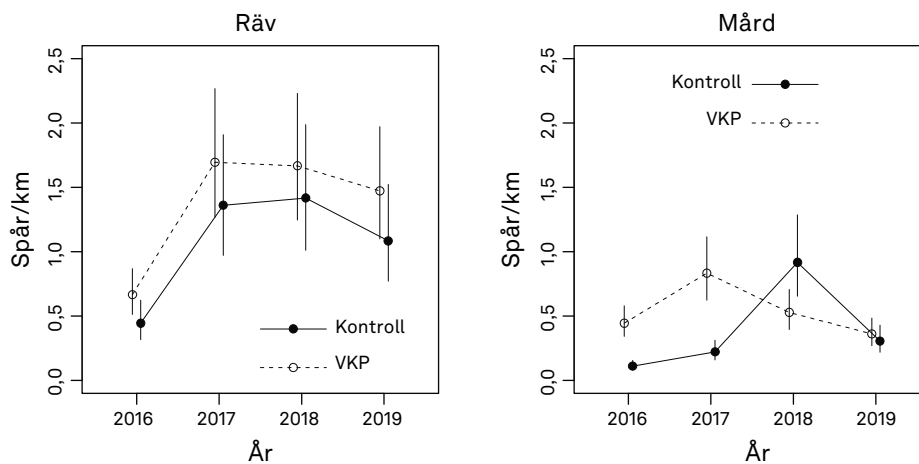
Under de fyra åren (2016–2019) inventerades totalt 92 provytor i påverkansområdet (Jädraås vindkraftspark) och 96 provytor i kontrollområdet. Totalt upptäcktes 601 fåglar, varav 295 var tjäder, 248 var orre och övriga var järpe eller morkulla. Vi analyserade enbart data på tjäder. Antal observerade orre minskade kraftigt under studieperioden. Totalt observerades 99 tjäderhönor och ungefär 50 % av dessa hade kull (n = 50), samt 134 tjäderkycklingar. Medelkullstorleken varierade mellan år i såväl kontrollområdet (2.2 till 5.0 kycklingar per kull) som påverkansområdet (1.4 till 4.0 kycklingar per kull). Även kycklingar per höna varierade mellan år och var högst 2016 (figur 10, 2.1 i kontrollområdet och 2.0 i påverkansområdet). Reproduktionsframgången minskade under studieperioden i båda områdena (figur 10). Kyckling per höna-index var högre 2016 ( $p = 0.05$ ), men var inte signifikant olika mellan 2017, 2018 och 2019 ( $p = 0.40$ ). Vi fann ingen skillnad i reproduktionsframgång mellan kontrollområdet och påverkansområdet (Jädraås vindkraftspark;  $p = 0.81$ ).



Figur 10. Kyckling per höna-index för tjäder ( $\pm$  SE) i Jädraås vindkraftspark (VKP; cirklar och streckad linje) och i kontrollområdet (punkter och heldragen linje) mellan 2016 och 2019.

### 3.5 Räv och mård – inventeringar

Rävspår förekom oftare än mårdspår i båda områdena under alla åren. Vi fann något fler rävspår i påverkansområdet. Antalet spår var lägst för båda arterna 2016, antagligen beroende på att vi endast inventerade en vilttriangel i respektive område. Det var ingen skillnad i tätheten av spår för någon av arterna mellan kontroll- och påverkansområdet (figur 11;  $p = 0.13$  för räv och  $p = 0.45$  för mård).



Figur 11. Relativ täthet (spår på km  $\pm$  SE) för räv (vänster) och mård (höger) i vilttrianglar i Jädraås vindkraftspark (VKP, cirklar och streckad linje) och i kontrollområdet (punkter och heldragen linje) mellan 2016 och 2019.

## 3.6 Fysiologisk stress

Totalt samlade vi in 579 tjäderspillningar från fem studieområden. I ett studieområde i Tyskland och ett i Österrike kunde vi samla in tjäderspillning både före och efter byggnationen av vindkraftverk.

Vi kunde inte hitta några signifikanta effekter av vindkraftsanläggningar på nivåerna av stresshormonsmetaboliter i tjäderspillning. Det var inga signifikanta skillnader före och efter byggnationen av vindkraftverk, inte heller mellan kontroll- och påverkansområdena. Inom påverkansområdena kunde vi inte heller upptäcka några signifikanta effekter av avstånd till vindkraftverk, skuggeffekter eller ljudnivåer från vindkraftverk. Det fanns en stor säsongsvariation i mängden stresshormonsmetaboliter i tjäderspillningen.



## 4. Diskussion

### 4.1 Resursval, biotopval: GPS telemetri

Vår studie visade att vindkraftsanläggningar påverkar tjädernas resursval och biotopval under viktiga perioder under året, spelsäsongen och sommarsäsongen. Även om vi inte kunde visa på ett direkt undvikande av områden med vindkraftsanläggningar, så visade våra resultat att områden i närheten av vindkraftverk utnyttjades i mindre utsträckning (Taubmann m.fl. 2021b). De flesta studier av vindkraftverks effekter på fåglar har gjort i öppna landskap (Hötker 2017) och vår studie ökar kunskaperna om effekterna av vindkraftverk i skogslandskapet. Även inventeringen av förekomst av spår efter tjäder visade på minskat utnyttjande av områden i närheten av vindkraftverk (Coppes m.fl. 2020b). Vi kunde också visa att andra vindkraftsvariabler; skuggeffekter, ljudnivåer, antal synliga vindkraftverk, täthet av vindkraftverk och avstånd till tillfartsvägar, påverkade tjädernas resursval och biotopval. Försämrade livsmiljöer runt vindkraftverk, förflyttning av spelplatser och färre spelande tuppar nära vindkraftverk har visats för både tjäder och orre i andra studier (Rönning 2017, Zwart m.fl. 2015, Gonzalez m.fl. 2011, 2016). Vi hittade sex tjäderspelplatser med både tuppar och hönor på mellan 325 och 950 m från vindkraftverk (figur 1), men tyvärr har vi inte data innan etableringen av vindkraft. Därför vet vi inte om spelplatserna har flyttats och om antal tjädrar har minskat på grund av vindkraftsetableringen. Skogshöns har hög ortstrohet och är relativt långlivade, därför kan förändringar i placering av spelplatser och antal individer på en spelplats ske långsamt. I slutet av den här studien, 2019, hade två av sex spelplatser försvunnit. Det är oklart varför, förklaringen kan också vara skogsbruket.

Tröskelvärdet på ungefär 865 m runt vindkraftverk där området enligt våra analyser utnyttjades i mindre utsträckning, är högre än inventeringsdata från förekomst av spår efter tjäder från andra delar av Europa (ca 650 m), men ändå i samma storleksordning. Effekter av vindkraftverk på orre var kortare (500–600) från studier i Österrike (Grünschachner-Berger & Kainer 2011) och från Skottland (Zwart m.fl. 2015). Inventeringar av indirekta spår efter tjäder från Spanien visade dock på längre avstånd till vindkraftverk (1000 m) (Gonzalez m.fl. 2011, 2016). Vi vet inte vad som kan tänkas förklara dessa skillnader. Jämfört med effekterna av turistanläggningar (vandningsleder, mountain-bike leder, längdskidåkning, utförsåkning) på tjäder, så påverkar vindkraftsanläggningar tjädern på större avstånd (Coppes m.fl. 2017).

Tidigare studier av vindkraftsanläggningars påverkan på resursval hos fält- och skogshöns har också visat på effekter. Honor av "greater prairie-chicken" fördubblade sina hemområden efter av vindkraftverk hade byggts (Winder m.fl. 2014a). "Greater sage-grouse" minskade utnyttjandet av områden runt vindkraftverk under sommaren (LeBeau m.fl. 2017). Det gick dock inte att hitta några negativa effekter på överlevnaden hos "greater prairie-chicken" hönor (Winder m.fl. 2014b) eller på överlevnaden eller placering av boet hos "greater sage-grouse" (LeBeau m.fl. 2017). Proett (2017) fann att överlevnaden hos "Columbian sharp-tailed grouse" kycklingar minskade med 50 % om det fanns mer än 10 vindkraftverk inom 2,1 km från boet, men den effekten påvisades inte vid en uppföljande studie (Proett m.fl. 2019). Skill-

naderna mellan studierna ovan kan till exempel bero på skillnader mellan arter eller forskningsmetoder. Om det är möjligt bör framtida studier använda BACI-design för att bättre kartlägga effekterna av vindkraftverk på fåglar. Vår studie begränsas av att vi fångade tjädrar i närheten av vindkraftverken, vilket kan ha lett till att fåglarna vant sig vid vindkraftsverken. Tillvänjning till vindkraftverk har visats för andra fåglar (Madsen & Boertmann 2008) och det är därför möjligt att effekterna av vindkraftverk är större direkt efter byggnationen (Pearce-Higgins m.fl. 2012). Å andra sidan, kan ortstrohet samt att tjädern är relativt långlivad göra att äldre individer stannar kvar vid spelplatserna, medan yngre individer skulle kunna undvika områden med vindkraftverk.

Vindkraftverkens påverkan kan bero på ett antal faktorer som ljudnivåer och skuggeffekter. Då flera variabler ofta är starkt korrelerade inbördes är det svårt att hitta **en** viktig faktor (Langston & Pullan 2003, Coppes m.fl. 2020b). Vi kunde inte heller identifiera vilken faktor som var viktigast. Tänkbara förklaringar kan vara att turbinbladens rörelse och skuggeffekter skulle kunna orsaka anti-rovfågelsreaktion hos tjäder. Vi fann minskad förflyttningshastighet när antalet synliga vindkraftverk ökade, vilket kan vara ett tecken på anti-rovfågelreaktion (Klaus m.fl. 1989). En fortlöpande riskreaktion nära vindkraftverk kan leda till försämrade livsmiljöer. Det är känt att tjädern påverkas av störning från människor, exempelvis turistanläggningar (Summers m.fl. 2007, Moss m.fl. 2014, Coppes m.fl. 2018b). Underhållsarbete och ljudnivå skulle kunna leda till att tjädern minskar användningen av områden nära vindkraftverk och tillfartsvägar. Även linjära strukturer och nya bredare vägar i skogslandskapet kan öka förekomsten av rovdjur (räv och mård) (Helldin m.fl. 2017, Sirén m.fl. 2017) som leder till högre predationsrisk (Gómez-Catasús m.fl. 2018). Under vintern snöröjs tillfartsvägarna för underhåll av vindkraftverken, vilket skulle kunna göra att rovdjuret lättare rör sig i landskapet. Resultatet från vilttrianglarna stödjer dock inte det sambandet.

Graden av påverkan från vindkraftverk på tjäder kan också bero på kvalitén på livsmiljöerna i allmänhet. I stora skogslandskap med relativt bra tillgång till livsmiljöer av god kvalitet, kanske tjädern i högre utsträckning kan undvika områden nära vindkraftverk, eftersom det finns många andra områden att välja på. Om vindkraftverken däremot byggs i områden med liten tillgång goda livsmiljöer för tjäder, kan de tvingas stanna kvar (Percival 2005). Under sommaren föredrog tjädrarna skogsbestånd med medel trädiameter och stamtäthet. Skogsbestånd med medeltäckning av trädkronorna är också viktiga livsmiljöer för tjäder (Storch 1995). Tjädertuppar väljer äldre skog under sommaren, medan tjäderhönor väljer tätare skogar (Rolstad m.fl. 1988, Storch 1993). Valet av områden nära myrmarken i vår studie kan förklaras av förekomsten av blåbär på fuktig mark som är viktiga födoområden (Wegge & Rolstad 2011).

Hemområdena för tjädertupparna under spelsåsongen var relativt små, vilket beror på att de stannar i närheten av spelplatsen (Klaus m.fl. 1989). Sommarhemområdena för tupparna i vår studie ( $504 \pm 301$  ha) var något större jämfört med andra studier; Rolstad m.fl. (1988) från Norge (170 ha) och Storch (1993) från Bayerska alperna (248 ha), men ungefär lika stora som i Schwarzwald (581 ha). Hönornas sommarhemområden var ungefär lika stora i vår studie (150 ha) och från Rolstad m.fl. (1988; 103 ha) samt Storch (1993; 162 ha). Hemområdena för åtta tjädrar (fyra tuppar och fyra hönor) överlappade varandra i hög grad, speciellt för de tuppar som fångats på samma spelplats. Detta icke-revirhävande mönster under sommaren av känt sedan innan (Rolstad m.fl. 1988, Storch 1995). Eftersom

vår studie endast täcker in förhållandena efter byggnationen vet vi inte om tjädrarnas placering av hemområdena har påverkats av vindkraftverken, såsom man har funnit hos "greater prairie-chicken" (Winder m.fl. 2014a).

## 4.2 Reproduktionsframgång

Vi kunde inte upptäcka någon effekt av vindkraftsanläggningar på tjäders reproduktionsframgång. Variationen i reproduktionsframgång skilde sig mellan olika år och var som högst 2016. Mellanårsfluktuationer i både täthet och reproduktionsframgången är välkänt hos tjäder (Lindström 1996), och kan delvis förklaras av skillnader i väder och predation. Eftersom reproduktionsframgången minskade i båda områdena beror förändringen troligen på skillnader i väder och predation. Förändringarna i skogslandskapet var små under studieperioden, men skogsbruket kan snabbt förändra livsmiljön för tjädern, exempelvis genom stora kalhyggen. Eftersom vi inte har data från perioden före byggnationen, är det inte möjligt att jämföra före och efter, vilket hade varit önskvärt.

## 4.3 Räv och mård

En högre täthet av medelstora rovdjur skulle vara förväntad i områden med vindkraftsanläggningar, eftersom andra studier visat att medelstora rovdjur gynnas av mänsklig aktivitet och fragmentering av boreal skog (Kurki m.fl. 1998, Prugh m.fl. 2009, Kämmerle m.fl. 2017). En ökad täthet av medelstora rovdjur kan leda till högre predation på skogshöns. Spårtäthet påverkas dock av flera faktorer så som tillgång på bytesdjur och snöförhållanden. Därför är det viktigt att inventeringar i vilttrianglar genomförs under flera år för att exempelvis kunna ta hänsyn till mellanårsvariationen i tätheten av sork (Kurki m.fl. 1998). Vi inventerade vilttrianglar under fyra säsonger, men första säsongen inventerades bara två vilttrianglar. För att veta om i täthet av medelstora rovdjur ökar i landskap med vindkraftverksanläggningar behöver vilttrianglar inventeras under flera år och inom flera områden.

## 4.4 Fysiologisk stress

Även om tjäder visar på beteendeffekter av vindkraftverk kunde vi inte hitta några effekter av vindkraftverk på mängden stresshormonsmetaboliter i tjäderspillningen. Däremot har man hos rådjur funnit såväl beteendeförändringar som förhöjda nivåer av stresshormonsmetaboliter orsakade av vindkraftsanläggningar (Lopucki m.fl. 2017, Klich m.fl. 2020). För tjäder har studier visat på beteendeförändringar och förhöjda nivåer av stresshormonsmetaboliter i närheten av vintersportanläggningar (Summers m.fl. 2007, Moss m.fl. 2014, Coppes m.fl. 2017, Thiel m.fl. 2008). Det är möjligt att metodproblem kan ha gjort att vi inte hittade några effekter av vindkraftverk på mängden stresshormonsmetaboliter. I våra analyser av mängden stresshormonsmetaboliter i tjäderspillningen kunde vi inte ta hänsyn till individuella skillnader, inte heller till skillnader i livsmiljöer, födotillgång, förekomst av rovdjur eller väderförhållanden som kan påverka mängden stresshormonsmetaboliter.

## 5. Syntes

Vår litteraturgenomgång beskrev ett stort antal tänkbara effekter av vindkraftsanläggningar på skogshöns, speciellt förändringar i resursval, val av livsmiljöer och beteende. Vi kunde dokumentera att skogshöns har flugit in i vindkraftverk (Gonzalez 2018; Langgemach och Dürr 2019). Att fåglar kolliderar med vindkraftverk sammanfaller med väder med dålig sikt. Flyktbeteende hos dalripa kunde dock leda till kollisioner med vindkraftverk även vid väder med god sikt (Falkdalen m.fl. 2013). Risken för att fåglar kolliderar med vindkraftverk kan minimeras genom att måla tornen i kontrasterande färger (Stokke m.fl. 2020). För skogshöns finns ingen systematisk studie av risken att kollidera med vindkraftverk och inte heller om risken kan minska om tornen målas i kontrasterande färger. Rydell m.fl. (2017) rapporterar inga uppskattningar av risken att skogshöns kan kollidera med vindkraftverk. Det är oklart hur ofta detta sker för tjäder. När nya vindkraftverk byggs in områden med tjäder behöver hänsyn tas till att risken för att tjädrar kan kollidera med vindkraftverk.

Påverkan av vindkraftsanläggningar på förekomst och utnyttjande av spelplatser för hönsfåglar inkluderar att spelplatsen överges, minskat antal spelande tuppar, tillfällig störning men att spelplatsen utnyttjas igen efter att vindkraftsanläggningen har färdigställts, och ingen effekt (Coppes m.fl. 2020a). I vår studie hittade vi aktiva tjäderspelplatser inom vindkraftsparken, vilket är positivt ur ett perspektiv för både tjädern och vindkraftsanläggningar. Men utan före-data och flerårig uppföljning vore det oförsiktigt att dra långtgående slutsatser.

Påverkan av vindkraftsanläggningar på resursutnyttjande och biotopval hos tjäder har undersökts med två olika metoder. Både systematiska inventeringar av indirekta spår efter tjäder (Storch 2002, Poggenburg m.fl. 2018, Coppes m.fl. 2018a, Zohnmann m.fl. 2014) och radiomärkning av individuella tjädrar (Storch 1993, Storch 1995, Coppes m.fl. 2017) är etablerade metoder för att studera förekomst. Resultaten visade att livsmiljöer som påverkas av vindkraftverk utnyttjas mindre av tjädrarna. Eftersom det fanns en stark korrelation mellan avstånd till, skuggor från, ljudnivåer samt antal synliga vindkraftverk, var det inte möjligt fastställa vilken eller vilka faktorer som orsakade effekter.

Vi har fokuserat på avstånd till vindkraftverk, eftersom den faktorn är enklast att mäta och ta hänsyn till vid vindkraftprojektering i områden med förekomst av tjäder och vid miljökonsekvensbeskrivningar. I sex olika studieområden i Europa visade inventeringar av indirekta spår att tjädern utnyttjar områden nära vindkraftverk i mindre utsträckning. Liknande effekter fann vi från studier av radiomärkta tjädrar i Sverige. Båda metoderna visade att tjädrarna utnyttjade områden upp till 650 m och 865 m från vindkraftverk mindre än områden på längre bort. Resultaten från radiomärkta tjädrar visar biotopval på individnivå, medan inventeringar av indirekta spår visar på biotopval på populationsnivå. Även om metoderna skiljer sig åt fann vi liknade effekter av avstånd till vindkraftverk. Vad gäller ljudnivåer och skugga från vindkraftverk visar båda metoderna på likande effekter.

De avståndsberoende försämringarna av tjäderns livsmiljöer i närheten av vindkraftverk är ett resultat från alla våra studieområden. Från detta kan man dra slutsatsen att livsmiljöer runt vindkraftverk inte längre används av tjädrarna

i samma utsträckning. De minskade utnyttjandet runt vindkraftverk påvisades också i områden där vindkraftverk funnits länge. Därför kan man anta att försämringen av tjäders livsmiljöer runt vindkraftverk inte bara är en korttidseffekt vid anläggningsarbetet, utan också långtidseffekter.

Tjädrarna valde områden nära vindkraftverk i mindre utsträckning, men vi kunde inte hitta någon signifikant skillnad i förekomst av indirekta spår av tjäder mellan ett område med många vindkraftverk och ett område helt utan vindkraftverk. Eftersom vi fann effekter av avstånd till vindkraftverk på individnivå behöver effekterna av vindkraftsanläggning på populationsnivå studeras ytterligare. De effekter vi fann i vår studie är troligen relaterade till mängden lämpliga livsmiljöer och tätheten av tjäder i det omgivande landskapet. Om det finns gott om lämpliga livsmiljöer utanför anläggningsområdet är det mindre troligt att tätheten av tjäder i hela landskapet kommer påverkas av vindkraftsetableringen. Om däremot vindkraftverk anläggs i de få områden med lämpliga livsmiljöer för tjäder som finns i landskapet (på grund av topografi eller skogsbruk) är det troligare att vindkraftsanläggningen kommer att påverka tätheten av tjäder i hela landskapet. Eventuella kompensationsåtgärder för att minska effekterna av vindkraftverk på tjäder är troligen inte möjliga i exakt de områden där vindkraftverken anläggs. Avståndseffekterna av vindkraftverk var oberoende av kvalitén på livsmiljöerna. Resultaten från de radiomärkta tjädrarna visade även att områden i närheten av tillfartsvägar till vindkraftverken utnyttjades mindre. Detta visar på ytterligare och indirekta effekter som följer av en vindkraftsetablering.

För att utvärdera effekterna av vindkraftsanläggningar på reproduktionsframgång, kunde vi bara använda den systematiska inventeringen från studieområdet i Sverige. Index för reproduktionsframgång (antal kycklingar på höna) var relativt lika mellan områden med vindkraftverk (Jädraås) och kontrollområdet. Vi kunde alltså inte hitta någon effekt av vindkraftsanläggningar på reproduktionsframgången hos tjäder. Men vi saknar före-data och dessutom är provstorleken relativt liten.

Resultatet från analyserna av stresshormoner i 579 tjäderspillningar från fem studieområden visade inte att vindkraftverksanläggningar skulle öka stressnivåerna hos tjäder. Eftersom nivåerna av stresshormoner påverkas av en mängd olika miljöfaktorer och fysiologiska svar, är den naturliga variationen mycket stor. Dessutom tillkommer stora individuella skillnader. Eftersom tjäderspillningarna inte kunde identifieras till individ var det inte möjligt att ta hänsyn till individuella skillnader i analyserna. Därför bör resultaten ses med denna begränsning.

Sammanfattningsvis visar vårt projekt att följande effekter av vindkraftverk måste beaktas vid etablering av vindkraft i områden som är relevanta för tjäder:

- risk för kollisioner,
- försämrad livsmiljö i närheten av vindkraftverk,
- försämrad livsmiljö genom åtföljande infrastruktur.

## 6. Förvaltningsåtgärder

Vår studie visade att tjäders val av resurser påverkas av vindkraftverk. Beroende på vilka metoder som använts fann vi ett tröskelvärde mellan 650–865 m, över vilket effekterna av vindkraftverken verkar försumbara. Dessa resultat kan lätt tillämpas vid planering av vindkraftsanläggningar, speciellt i områden där tjäders förekomst och utbredning är känd. Vi inkluderade studieområden från tre olika länder i Europa, där varje land har sina egna riktlinjer och försiktighetsprinciper för skogshöns och vindkraftsanläggningar. Med hänsyn till olika status för tjäderpopulationer på nationella, regionala och till och med lokala nivåer behöver olika metoder vid planering tillämpas. I områden med stor utbredning av tjäder och stabila populationer, som i Sverige (Wirdheim och Green 2021), kan våra avståndströskelvärden användas för de livsmiljöer som är viktigast för tjädern, som livsmiljöer under sommaren för hönor med kullar och spelplatser. Buffertzoner på 1 km runt spelplatser med flera än 5 tjädertuppar (Rydell m.fl. 2011) eller med fler än 10 tjädertuppar (SOF-Birdlife 2014) rekommenderas. Vi föreslår användning av våra beräknade avståndströskelvärden även för livsmiljöer under sommaren och att skogsbruket i området bör beaktas. Även Rydell m.fl. (2017) föreslår att större vikt läggs vid lämpliga livsmiljöer för tjädern i landskapet, vilket inkluderar spelplatser. Detta är möjligt genom att använda kartor med lämpliga livsmiljöer vid planering av områden som behöver skyddas för tjäder (Länsstyrelsen Jönköping 2014), eftersom effekterna på tjäderpopulationerna av vindkraftsanläggningar beror på mängden lämpliga livsmiljöer i landskapet och om vindkraftverksanläggningarna byggs inom de sista områdena av lämpliga livsmiljöer eller inte. Även om det fortfarande är oklart om avståndseffekterna verkligen påverkar överlevnad och reproduktion hos tjäder, bör ytterligare försämring av livsmiljön minimeras, speciellt i små och hotade populationer. Därför rekommenderar vi försiktighetsprincipen och i områden med hotade och/eller små populationer, exempelvis population med ogynnsam bevarandestatus enligt EU:s habitatdirektiv samt att undvika etablering av vindkraftverk inom 865 m från tjäderförekomst, för att minimera risken för negativ påverkan på tjäderpopulationen.

## 7. Rekommendation för framtida studier

Även om vår studie har bidragit med kunskaper om effekterna av vindkraftsanläggningar på tjäder, finns det fortfarande kunskapsluckor. Här beskriver vi förslag på försöksupplägg och metoder för studier av effekter av vindkraftverksanläggningar på tjäder.

### *Försöksupplägg, BACI, före-efter-kontroll-påverkan jämfört med kontroll-påverkan*

Det ursprungliga målet med vår studie var att genomföra fältarbete i flera studieområden och använda försöksupplägget BACI. Under vår studie visade sig detta vara mycket besvärligt; vindkraftsanläggningarna uppfördes relativt snabbt efter tillståndet var helt färdigt. Vi samlade in data i områden där vindkraftsanläggningar projekterades, men den långa handläggningstiden för tillståndsansökningar (ofta flera år) ledde till att vi samlade in data i områden där inga anläggningar uppfördes under vår studieperiod. Att genomföra BACI-design i flera områden visade sig vara resurskrävande och besvärlig under en studieperiod på sex år. Även om BACI-design är önskvärt, antar vi att det är möjligt att utnyttja försöksupplägget kontroll-påverkar på flera ställen (det vill säga utan före-data, men genom att jämföra flera områden under flera år) och att detta skulle ge värdefull kunskap om effekter av vindkraftsanläggningar på tjäder. Detta skulle baseras på existerande anläggningar vilket för planering och jämförande betydligt enklare. Det är dock nödvändigt att vara mycket noggrann vid valet av kontrollområden, så att de är så lika områden med vindkraftsanläggningar (påverkansområden) som möjligt (vad det gäller landskapets biotopsammansättning, skogsbruk, annan mänsklig påverkan som vägar). En kontroll-påverkans studie skulle genomföra under flera år där flera områden jämförs (> 5 påverkansområden).

### *Reproduktionsframgång*

I våra studier av radiomärkta tjädrar fokuserade vi på effekterna av vindkraftsanläggningar på individnivå. Vi kunde inte utvärdera effekterna på populationsnivå. För att förstå effekterna av vindkraftsanläggningar på tjäder på populationsnivå, föreslår vi att man samlar data på reproduktionsframgång med samma metoder som vi använt i vår studie, men att data samlas i många kontroll-påverkansområden under flera år. Detta är viktigt att ta hänsyn till eventuella skillnader mellan kontrollområden och områden med vindkraftsanläggningar vad det gäller landskapets biotopsammansättning, skogsbruk samt annan mänsklig påverkan som vägar.

### *Dödlighet*

Trots att majoriteten av vindkraftverken i Sverige byggs i skogslandskapet har endast några få studier av direkt dödlighet orsakad av vindkraftverken genomförts (Rydell m.fl. 2017). Det finns dokumentation av direkta dödsfall där tjäder och orre kolliderat med vindkraftverk (Coppes m.fl. 2020a). Det finns ett behov att kvantifiera risken för tjäder att kollidera med vindkraftverk och utvärdera om detta har effekt på den lokala

tjäderpopulationen. Vi föreslår en studie där man samordnar inventering av flera arter och systematiskt söker efter döda fåglar och fladdermöss med hjälp av hundar runt vindkraftverk i skogslandskapet (Mathews m.fl. 2013; Smallwood m.fl. 2020).

#### *Täthet av medelstora rovdjur*

Vi fann något högre, men inte signifikant, täthet av rävspår i vindkraftparken än i kontrollområdet. Vi föreslår att man upprepar vår studie av tätheten av medelstora rovdjur och använder samma metod i flera kontroll-påverkansområden under flera år för att få svar på om tätheten av medelstora rovdjur ökar i vindkraftsparker och som i sin tur förväntas ha negativ påverkan på skogshönsens överlevnad.



## 8. TACK

Stort tack till Erik Ringaby och ett stort antal fältarbetare som har hjälpt till att samla in data. Vi vill också tacka Kurt Bollmann, Veronika Braunisch, Wolfgang Fiedler, Veronika Grünschachner-Berger, Maria Hörnell-Willebrand, Max Kröschel, Pierre Mollet, Ursula Nopp-Mayr, Karl-Eugen Schroth, Ilse Storch, Rudi Suchant och Tomas Willebrand, som på olika sätt varit involverade i forskningsprojektet. Det svenska forskningsprojektet var en del av det internationella forskningsprojektet om tjäder och vindkraftverk. Forskningsprojektet i Tyskland, Österrike och delar i Sverige finansierades av the Ministry of the Environment, Climate Protection and the Energy Sector Baden-Württemberg and the Ministry for Rural Affairs and Consumer Protection Baden-Württemberg and cofounded by Elektrizitätswerk Mittelbaden AG & Co. KG, EnBW – Energie Baden-Württemberg AG, ENERCON, German Wind Energy Association, Ökostromgruppe Freiburg and Windkraft Schonach GmbH. Den svenska delen finansierade främst av Naturvårdsverket och Vindval. Finansiärerna har inte påverkat rapporten, försöksupplägningen, metoder eller tolkningen av resultaten.

## 9. Litteratur

Arnett EB, Brown WK, Erickson WP, Fiedler JK, Hamilton BL, Henry TH et al. (2008) Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *J Wildlife Management* 72: 61–78.

ArtDatabanken (2018) Artfakta. <https://artfakta.se/artbestamning/taxon/tetrao-urogallus-100138> (accessed 17 July 2018).

Baines D, Moss R, Dugan D (2004) Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *J Applied Ecology* 41: 59–71.

Barclay RMR, Baerwald EF, Rydell J (2017) Bats. In: Perrow M (ed) *Wildlife and wind farms: conflicts and solutions*, vol 1. Pelagic, Exeter, UK, pp 191–221.

Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J Statistical Software* 67(1): 1–48.

BirdLife International (2016) Tetrao urogallus. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22679487A85942729. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22679487A85942729.en> (accessed 16 March 2021).

Bollmann K, Weibel P, Graf RF (2005) An analysis of central alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. *For Ecol Manag* 215: 307–318.

Bollmann K, Friedrich A, Fritsche B, Graf RF, Imhof S, Weibel P (2008) Smallscale habitat use of Western Capercaillie in the Alps. *Der Ornithologische Beobachter* 105: 53–61.

Börset E, Krafft A (1973) Black grouse and capercaillie brood habitats in a Norwegian spruce forest. *Oikos* 24: 1–7.

Cagnacci F, Boitani L, Powell RA, Boyce MS (2010) Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. *Phil Trans R Soc B* 365: 2157–2162.

Caizergues A, Ellison LN (1997) Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in the French Alps. *Wildl Biol* 3: 177–188.

Calenge C (2006) The package ‘adehabitat’ for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecol Model* 197: 516–519.

Carrete M, Sánchez-Zapata JA, Benítez JR, Lobón M, Donázara JA (2009) Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biol Conserv* 142: 2954–2961.

Casper RM (2009) Guidelines for the instrumentation of wild birds and mammals. *Anim Behav* 78:1477–1483.

Ciuti S, Tripke H, Antkowiak P, Gonzalez R, Dormann C, Heurich M (2018) An efficient method to exploit LiDAR data in animal ecology. *Methods Ecol Evol* 9:893–904.

Conner MM, Saunders CM, Bouwes N, Jordan C (2016) Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. *Environ Monit Assess* 188: 555. DOI 10.1007/s10661-016-5526-6.

- Coppes J, Kochs M, Ehrlicher J, Suchant R, Braunisch V (2015) The challenge of creating a large-scale capercaillie distribution map. *Grouse News* 50: 21–23.
- Coppes J, Ehrlicher J, Thiel D, Suchant R, Braunisch V (2017) Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie *Tetrao urogallus*: a major threat for geographically restricted populations. *J Avian Biology*, 48: 1583–1594.
- Coppes J, Nopp-Mayr U, Grünschachner-Berger V, Storch I, Suchant R, Braunisch V (2018a) Habitat suitability modulates the response of wildlife to human recreation. *Biol Conserv* 227: 56–64.
- Coppes J, Kämmerle JL, Willert M, Kohnen A, Palme R, Braunisch V (2018b) The importance of individual heterogeneity for interpreting faecal glucocorticoid metabolite levels in wildlife studies. *J of Applied Ecology* 00:1–12.
- Coppes J, Braunisch V, Bollmann K, Storch I, Mollet P, Grünschachner-Berger V, Taubmann J, Suchant R, Nopp-Mayr U (2020a) The impact of wind energy facilities on grouse: a systematic review. *J Ornithol* 161: 1–15.
- Coppes J, Kämmerle JL, Grünschachner-Berger V, Braunisch V, Bollmann K, Mollet P, Suchant R, Nopp-Mayr U (2020b) Consistent effects of wind turbines on habitat selection of capercaillie across Europe. *Biological Conservation* 244: 108529.
- De Lucas M, Perrow M (2017) Birds: collisions. In: Perrow M (ed) *Wildlife and wind farms: conflicts and solutions*, vol 1. Onshore: potential effects. Pelagic, Exeter, pp 155–190.
- Ekonomifakta (2020) [https://www.ekonomifakta.se/Fakta/Energi/Energibalans\\_i\\_Sverige/Elproduktion/](https://www.ekonomifakta.se/Fakta/Energi/Energibalans_i_Sverige/Elproduktion/) (accessed 16 March 2021).
- EMD International (2016) windPRO 3.1. EMD International A/S, Aalborg, Denmark. <https://emd.dk>.
- Everaert J, Stienen EWM (2007) Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). *Biodivers Conserv* 16: 3345–3359.
- Falkdalen U, L Falkdalen Lindahl, T Nygård (2013) Fågelundersökning vi Storruns vindkraftanläggning Jämtland. *Vindval Rapport* 6574
- Frair JL, Fieberg J, Hebblewhite M, Cagnacci F, DeCesare NJ, Pedrotti L (2010) Resolving issues of imprecise and habitat-biased locations in ecological analyses using GPS telemetry data. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 365: 2187–2200.
- Frey NS, Conover MR (2006) Habitat use by mesopredators in a corridor environment. *J Wildl Manage* 70:1111–1118.
- Gómez-Catasús J, Barrero A, Reverter M, Bustillo-de la Rosa D, Pérez-Granados C, Traba J (2018) Landscape changes associated to wind farm implementation increase predation on artificial ground-nests. In: *Proc. 5th European Congr. of conservation biology*.
- González MA and Ena V (2011) Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction. *Chioglossa*, 3: 65–74.
- González MA and Ena V (2016) Severe decline in Cantabrian Capercaillie *Tetrao urogallus cantabricus* habitat use after construction of a wind farm. *Bird Conserv Int* 26: 256–261.

- González MA (2018) Female Cantabrian capercaillie dead by collision with wind turbine. *Grouse News* 55: 15–17.
- Goymann W (2012) On the use of non-invasive hormone research in uncontrolled, natural environments: the problem with sex, diet, metabolic rate and the individual. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 757–765.
- Grünschachner-Berger V, Kainer M (2011) Black grouse *Tetrao tetrix* (Linnaeus 1758): how to live between skiing areas and windparks. *Egretta* 52: 46–54.
- GWEC (2018) Global wind report 2018. Global Wind Energy Council. <http://www.gwec.net> (accessed 06 May 2019).
- Hadinger U, Haymerle A, Knauer F, Schwarzenberger F, Walzer C (2015) Faecal cortisol metabolites to assess stress in wildlife: evaluation of a field method in free-ranging chamois. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1349–1357.
- Harju SM, Dzialak MR, Taylor RC, Hayden-Wing LD, Winstead JB (2010) Thresholds and time lags in effects of energy development on Greater Sage Grouse populations. *J of Wildlife Management* 74: 437–448.
- Helldin JO (2000) Population trends and harvest management of pine marten *Martes martes* in Scandinavia. *Wildlife Biol* 6: 111–120.
- Helldin JO, Skarin A, Neumann W, Olsson M, Jung J, Kindberg J, Lindberg N, Widemo F (2017) Terrestrial mammals. In: Perrow M (ed.), *Wildlife and wind farms: conflicts and solutions*, Vol. 1. Pelagic, Exeter, UK, pp. 222–240.
- Henttonen H (1989) Does an increase in the rodent and predator densities resulting from modern forestry contribute to the longterm decline in Finnish tetraonids? *Suomen Riista* 35: 83–90.
- Hötcker H (2017) Birds: displacement. In: Perrow M (ed.), *Wildlife and wind farms: conflicts and solutions*, Vol. 1. Pelagic, Exeter, UK, pp. 119–154.
- Hötcker H, Thomsen KM, Köster H (2005) Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. *BfN Skripten* 142.
- Hoover SL and Morrison ML (2005) Behavior of Red-Tailed Hawks in a wind turbine development. *Journal of Wildlife Management* 69: 150–159.
- Hovick TJ, Elmore RD, Dahlgren DK, Fuhlendorf SD, Engle DM (2014) Evidence of negative effects of anthropogenic structures on wildlife: a review of grouse survival and behaviour. *Journal of Applied Ecology* 51: 1680–1689.
- Hunt WG, Hunt T (2006) The trend of golden eagle territory occupancy in the Vicinity of the altamont pass wind resource area: 2005 survey. California Energy Commission, PIER Energy-Related Environmental Research. CEC-500-2006-056.
- Jahren T, Storaas T, Willebrand T, Moa PF, Hagen BJ (2016) Declining reproductive output in capercaillie and black grouse–16 countries and 80 years. *Animal Biology* 66: 363–400.
- Johnson CJ, Nielsen SE, Merrill EH, McDonald TL, Boyce MS (2006) Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *J Wildlife Manage* 70: 347–357.

- Kämmerle JL, Coppes J, Ciuti S, Suchant R, Storch I (2017) Range loss of a threatened grouse species is related to the relative abundance of a mesopredator. *Ecosphere* 8(9): e01934. 10.1002/ecs2.1934.
- Klaus S, Andreev V, Bergmann HH, Porkert J, Wiesner J (1989) Die Auerhühner – 2. Auflage die neue Brehm Bibliothek. Ziemsen Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.
- Klich D, Rafał Łopucki, Agnieszka Ścibior, Dorota GołŚbiowska, Marlena Wojciechowska (2020) Roe deer stress response to a windfarms: Methodological and practical implications, *Ecological Indicators*, Volume 117.
- Koschinski S, Culik BM, Damsgaard Henriksen O, Tregenza N, Ellis G, Jansen C, Kathe G (2003) Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Mar Ecol Prog Ser* 265:263–273.
- Kurki S, Nikula A, Helle P, Lindén H (1998) Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *J Anim Ecol* 67: 874–886.
- Kuvlesky WP, Brennan LA, Morrison ML, Boydston KK, Ballard BM, Bryant FC (2007) Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities. *J Wildlife Management* 71: 2487–2498.
- Langgemach T, Dürr T (2019) Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. – Stand 07. Januar 2019. [https://lfu.branden-burg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/vsw\\_dokwind\\_voegel.pdf](https://lfu.branden-burg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/vsw_dokwind_voegel.pdf)
- Langston, RHW and Pullan JD (2003) Windfarms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. – RSPB/Birdlife International, Strasbourg.
- Lantmäteriet (2017a) Maps. <https://www.lantmateriet.se/en/maps-and-geographic-information/maps/> Maps | Lantmäteriet (lantmateriet.se).
- Lantmäteriet (2017b) Elevation data. <https://www.lantmateriet.se/en/maps-and-geographic-information/geodataprodukter/produktlista/#category=hojddata> Product list | Lantmäteriet (lantmateriet.se).
- Lantmäteriet (2018) LiDAR data. <https://www.lantmateriet.se/en/maps-and-geographic-information/geodataprodukter/produktlista/laserdata-nedladdning-skog/> Laser data Download, forest | Lantmäteriet (lantmateriet.se).
- Länsstyrelsen Jönköping (2014) Satellitbildsbaserad analys av skogslandskapets gröna infrastruktur med tjäder som modellart metodtest i Jönköpings län. Meddelande nr 2014:20. <https://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/tjanster/publikationer/2014/201420-satellitbildsbaserad-analys-av-skogslandskapets-grona-infrastruktur-med-tjader-som-modellart.html> (accessed 11 March 2021).
- LeBeau CW, Johnson GD, Holloran MJ, Beck JL, Nielson RM, Kauffman ME et al. (2017) Greater sage-grouse habitat selection, survival, and wind energy infrastructure. *J Wildlife Management*. 81: 690–711.
- Lele SR, Merrill EH, Keim J, Boyce MS (2013) Selection, use, choice and occupancy: clarifying concepts in resource selection studies. *J Anim Ecol* 82(6): 1183–1191.
- Lindén H, Helle E, Helle P, Wikman M (1996) Wildlife triangle scheme in Finland: methods and aims for monitoring wildlife populations. *Finnish Game Research* 49: 4–11.

- Lindström E (1989) Food limitation and social regulation in a red fox population. *Holarctic Ecology* 12: 70–79.
- Lindström J (1996) Weather and grouse population dynamics. *Wildlife Biology* 2: 93–99.
- Lopucki R, Klich D, Gielarek S (2017) Do terrestrial animals avoid areas close to turbines in functioning wind farms in agricultural landscapes? *Environ Monit Assess* 189: 343.
- Loss SR, Will T, Marra PP (2013) Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. *Biol Conserv* 168: 201–209.
- Madsen J and Boertmann D (2008) Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. *Landscape Ecol* 23: 1007–1011.
- Manly BFJ, McDonald L, Thomas D, McDonald TL, Erickson WP (2002) Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Kluwer Academic Publishers, New York, NY, USA.
- Marcstrom V, Kenward R, Engren E (1988a) The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles—an experimental study. *J Anim Ecol* 57: 859–872.
- Mathews F, Swindells M, Goodhead R, August TA, Hardman P, Linton DM, Hosken DJ (2013) Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind turbine sites: a blinded randomized trial. *Wildlife Society Bulletin* 37: 34–40.
- Michélot T, Langrock R, Patterson TA (2016) moveHMM: an R package for the statistical modelling of animal movement data using hidden Markov models. *Methods Ecol Evol* 7: 1308–1315.
- Miettinen J, Helle P, Nikula A, Niemelä P (2010) Capercaillie (*Tetrao urogallus*) habitat characteristics in north-boreal Finland. *Silva Fenn* 44: 235–254.
- Moss R (1985) Rain, breeding success and distribution of capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. *Ibis* 128: 65–72.
- Moss R, Oswald J, Baines D (2001) Climate change and breeding success: decline of the capercaillie in Scotland. *J Animal Ecology* 70: 47–61.
- Moss R, Leckie F, Biggins A, Poole T, Baines D, Kortland K (2014) Impacts of human disturbance on capercaillie *Tetrao urogallus* distribution and demography in Scottish woodland. *Wildl. Biol* 20: 1–18.
- Nathan R, Getz WM, Revilla E, Holyoak M, Kadmon R, Saltz D, Smouse PE (2008) A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proc Natl Acad Sci* 105: 19052–19059.
- Osborn RG, Higgins KF, Usgaard RE, Dieter CD, Neiger RD (2000) Bird mortality associated with wind turbines at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota. *American Midland Naturalist* 143: 41–52.
- Palme R, Touma C, Arias N, Dominchin MF, Lepschy M (2013) Steroid extraction: Get the best out of faecal samples. *Wiener Tierärztl. Monatsschrift – Vet. Med. Austria* 100: 238–246.

- Pearce-Higgins JW, Stephen L, Douse A, Langston RHW (2012) Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *J Appl Ecol* 49: 386–394.
- Percival S (2005) Birds and windfarms: what are the real issues? *Brit Birds* 98: 194–204.
- Poggenburg C, Nopp-Mayr U, Coppes J, Sachser F (2018) Shit happens ... and persists: decay dynamics of capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) droppings under natural and artificial conditions. *Eur J Wildl Res* (29) 64.
- Proett MC (2017) The influence of wind energy development on Columbian sharp-tailed grouse (*Tympanuchus phasianellus columbianus*) breeding season ecology in Eastern Idaho. MSc thesis, Utah State Univ.
- Proett MC, Roberts SB, Horne JS, Koons DN, Messmer TA (2019) Columbian sharp-tailed grouse nesting ecology: wind energy and habitat. *J Wildl Manage* 83: 1214–1225.
- Pruett CL, Patten MA, Wolfe DH (2009) Avoidance behavior by prairie grouse: implications for development of wind energy. *Conservation Biology* 23: 1253–1259.
- Prugh, LR, Stoner CJ, Epps CW, Bean WT, Ripple WJ, Laliberte AS, Brashares JS (2009) The rise of the mesopredator. *BioScience* 59: 779–791.
- QGIS Development Team (2016) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Renewable Energy Network (2018) Renewables global status report – a comprehensive annual overview of the state of renewable energy. REN21
- Rettenbacher S, Möstl E, Hackl R, Ghareeb K, Palme R (2004) Measurement of corticosterone metabolites in chicken droppings. *British Poultry Science* 45: 704–711.
- Roberts DR, Bahn V, Ciuti S, Boyce MS, Elith J, GuillaerÁArroita G, Hauenstein S, LahozSMonfort JJ, Schröder B, Thuiller W, Warton DI, Wintle BA, Hartig F, Dormann CF (2017) Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography* 40(8): 913–929.
- Rolstad J (1989) Habitat and range use of capercaillie *Tetrao urogallus* L. in southcentral Scandinavian boreal forests, with special reference to the influence of modern forestry. Dr. agrig. Thesis, Department of Nature Conservation Agricultural University of Norway, Ås, Norway.
- Rolstad J, Wegge P, Larsen BB (1988) Spacing pattern and habitat use of capercaillie during summer. *Can J Zool* 66: 670–679.
- Rönning G (2017) Wind power developments kill Capercaillie. Tjäderkommittén [www.tjaderobs.se/](http://www.tjaderobs.se/), accessed 22 Feb. 2018.
- Rydell J, Engström H, Hedenström A, Larsen JK, Pettersson J, Green M (2011) Vindkraftens påverkan på fåglar och fladdermöss – Syntesrapport. Naturvårdsverket, Rapport 6467.
- Rydell J, Ottvall R, Petterson S, Green M (2017) The effects of wind power on birds and bats – an updated synthesis report 2017. Vindval Report 6791, 128 S.

- Sirén APK, Pekins PJ, Kilborn JR, Kanter JJ, Sutherland CS (2017) Potential influence of high-elevation wind farms on carnivore mobility. *J Wildlife Management* 81(8); 1505–1512.
- Skogsstyrelsen (2018) Skogsdata. <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/geodataprodukt/Geodataportalen/> (accessed 20 January 2018).
- SLU Skogskarta (2017) Skogsmarken data 2010. <https://www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/riksskogstaxeringen/statistik-om-skog/slu-skogskarta/> (accessed 10 October 2017).
- Smallwood KS, Bell DA, Standish S (2020) Dogs detect larger wind energy effects on bats and birds. *J Wildlife Management* 84: 852–864. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21863>.
- Smith A and Willebrand T (1999) Mortality causes and survival rates of hunted and un hunted willow grouse. *J Wildlife Management* 67: 722–730.
- SOF-BirdLife (2014) Rekommendationer för planering och handläggning av vindkraft för att begränsa negativ påverkan på fåglar. <https://birdlife.se/fagelskydd/vindkraft/> (accessed 11 March 2021).
- Stokke BG, Nygård T, Falkdalen U, Pedersen HC, May R (2020) Effect of tower base painting on willow ptarmigan collision rates with wind turbines. *Ecol Evol* 10: 5670–5679.
- Storaas T, Wegge P, Larsen BB (1982) Nest predation among capercaillie and black grouse as affected by habitat location and cover. In: Lovel TWI (ed.) *Proceedings of the Second International Symposium on Grouse at Dalhousie Castle, Edinburgh, Scotland*. Exning, Suffolk: World Pheasant Association. 131–138.
- 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: 187–92.
- Storch I (1993) Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? *Oecologia* 95(2): 257–265.
- Storch I (1995) Annual home ranges and spacing patterns of capercaillie in central Europe. *J Wildlife Management* 59: 392–400.
- Storch I (1997) Male territoriality, female range use, and spatial organisation of capercaillie *Tetrao urogallus* leks. *Wildlife Biol* 3: 149–161.
- Storch I (2002) On Spatial Resolution in Habitat Models: Can Small-scale Forest Structure Explain Capercaillie Numbers? *Conservation Ecology* 6 (1), 25p.
- Storch I (2007) *Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2006–2010*. (Gland, Switzerland: IUCN and Fordingbridge, UK: World Pheasant Association).
- Suchant R, Braunisch V (2008) Rahmenbedingungen und Handlungsfelder für den Aktionsplan Auerhuhn: Grundlagen für ein integratives Konzept zum Erhalt einer überlebensfähigen Auerhuhnpopulation im Schwarzwald. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- Summers RW, McFarlane J, Pearce-Higgins J (2007) Measuring avoidance by Capercaillie *Tetrao urogallus* of woodlands close to tracks. *Wildl Biol* 13: 19–27.



Suter W, Graf RF, Hess R (2002) Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. *Conserv Biol* 16: 778–788.

Swenson JE, Saari L, Bonczar Z (1993) Effects of weather on hazel grouse reproduction: an allometric perspective. *J Avian Biology* 25: 8–14.

Taubmann J, Coppes J, Andrén H (2021a) Capercaillie and wind energy – an international research project. *Vindval Report* 6977.

Taubmann J, Kämmerle JL, Andrén H, Braunisch V, Storch I, Fiedler F, Suchant R, Coppes J (2021b) Wind energy facilities affect resource selection of capercaillie *Tetrao urogallus*. *J Wildlife Biology* 2021(1). <https://doi.org/10.2981/wlb.00737>.

Thiel D, Jenni-Eiermann S, Palme R (2005) Measuring corticosterone metabolites in droppings of Capercaillies (*Tetrao urogallus*). *Annals New York Acad Sci* 1046: 96–108.

Thiel D, Jenni-Eiermann S, Braunisch V, Palme R, Jenni L (2008) Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *J Applied Ecology* 45: 845–853.

Thiel D, Jenni-Eiermann S, Palme R, Jenni L (2011) Winter tourism increases stress hormone levels in the capercaillie *Tetrao urogallus*. *Ibis* 153: 122–133.

Thomas DL and Taylor EJ (2006) Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *J Wildlife Management* 70: 324–336.

Thompson ID, Davidson IJ, O'Donnell S, Brazeau F (1989) Use of track to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. *Canadian J Zoology* 67: 1816–1823.

Tornberg R, Reif V, Korpimäki E (2012) What explains forest grouse mortality: predation impacts of raptors, vole abundance, or weather conditions? *International J Ecology* 1–10.

Touma C and Palme R (2005) Measuring fecal glucocorticoid metabolites in mammals and birds: the importance of validation. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1046: 54–74.

Underwood AJ (1994) On Beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* 4: 3–15.

Van Moorter B, Rolandsen CM, Basille M, Gaillard J-M (2016) Movement is the glue connecting home ranges and habitat selection. *J Anim Ecol* 85: 21–31.

Walker BL, Naugle DE, Doherty KE (2007) Greater Sage-grouse response to energy development and habitat loss. *J Wildl Management* 71: 2644–2654.

Wegge P, Olstad T, Gregersen H, Hjeljord O, Sivkov AV (2005) Capercaillie broods in pristine boreal forest in Northwestern Russia: the importance of insects and cover in habitat selection. *Canadian J Zoology* 83: 1547–1555.

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. *For Ecol Manage* 261: 1520–1529.

- Winder VL, McNew LB, Gregory AJ, Hunt LM, Wisely SM & Sandercock BK (2014a) Space use by female greater prairie-chickens in response to wind energy development. *Ecosphere* 5: 1–17.
- Winder VL, McNew LB, Gregory AJ, Hunt LM, Wisely SM, Sandercock BK (2014b) Effects of wind energy development on survival of female Greater Prairie Chickens. *J Appl Ecol* 51: 395–405.
- Wirdheim A and Green M (2021) Sveriges fåglar 2020. BirdLife Sverige – Sveriges Ornitologiska Förening, Halmstad.
- Wood SN (2006) *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, USA.
- Wood SN (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *J R Stat Soc Ser B: Statistical Methodol* 73: 3–36.
- Wood SN (2017) *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC.
- Wood S and Scheipl F (2017) *gamm4: Generalized Additive Mixed Models Using ‘mgcv’ and ‘lme4’*. R Package Version 0.2–5. <https://CRAN.R-project.org/package=gamm4>.
- Zeiler HP, Grünschachner-Berger V (2009) Impact of wind power plants on Black Grouse, *Lyrurus tetrix* in alpine regions. *Folia Zool* 58: 173–182.
- Zohmann M, Immitzer M, Wöss M, Gossow H, Nopp-Mayr U (2014) Modelling habitat use of *Tetrao urogallus* L. in Austria for conservation issues. *J Nature Conservation* 22 (3): 223–234.
- Zwart MC, Robson P, Rankin S, Whittingham MJ, McGowan PJK (2015) Using environmental impact assessment and post-construction monitoring data to inform wind energy developments. *Ecosphere* 6: 1–11.

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

# Tjäder och vindkraft

## Ett internationellt forskningsprojekt

Rapporten är en del av ett internationellt femårigt forskningsprojekt, "Capercaillie and Wind Energy" som undersökt om det finns effekter av vindkraftverk på tjäder, samt vad dessa effekter är.

I Sverige studerades tjäder i Jädraås vindpark under en fyraårsperiod efter etablering. De potentiella effekterna på artens individ- och populationsnivå analyserades genom att studera resurs- och livsmiljöval, rörelseekologi, reproduktionsframgång, risk för predation och stressfysiologi. Forskarna fann inga signifikanta skillnader i förekomst av tjäder mellan vindkraftområdet och kontrollområdet, men studien visade på en minskad användning av livsmiljöer inom ett avstånd på ca 865 m från vindkraftverk.

För Sverige föreslår forskarna fokus på lämplig livsmiljö i landskapet i kombination med att undvika etablering av vindkraft inom 865 m till tjäderlek och sommarhabitat. Populationens överlevnad är starkt kopplad till artens regionala och nationella status.

Projektet finansierades av Vindval och Naturvårdsverket.

