

**I) Kollisionen von Raufußhühnern an Freileitungen und Liften
in Österreich (Vollversion)**

II) Collision mortality of Austrian tetraonids



I) Kollisionen von Raufußhühnern an Freileitungen und Liften in Österreich (Vollversion)

Autorinnen und Autoren:

Ursula Nopp-Mayr, Margit Zohmann, Thomas Kranabitzl & Veronika Grünschachner-Berger

Verantwortlich für die Herausgabe:

DI Dr. Ursula Nopp-Mayr, IWJ

BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung Nr. 21

ISSN 1021-3252

ISBN 978-3-900932-43-5

Empfohlene Zitierung:

Nopp-Mayr U, Zohmann M, Kranabitzl T & Grünschachner-Berger V 2016: Kollisionen von Raufußhühnern an Freileitungen und Liften in Österreich (Collision mortality of Austrian tetraonids). BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 21. Universität für Bodenkultur Wien. ISSN 1021-3252, ISBN 978-3-900932-43-5

Umschlaggrafik: V. Grünschachner-Berger

Fotoquellen:

Adrian Dietrich, Veronika Grünschachner-Berger, Markus Immitzer, Thomas Kranabitzl, Robin Sandfort
Anna Schweiger, Margit Zohmann

© Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ) 2016

Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIB)

Universität für Bodenkultur Wien

Gregor Mendel Straße 33

A 1180 Wien

I) Kollisionen von Raufußhühnern an Freileitungen und Liften in Österreich (Vollversion)

Ursula Nopp-Mayr, Margit Zohmann, Thomas Kranabidl & Veronika Grünschachner-Berger

Inhaltsverzeichnis

1 EINLEITUNG	2
2 MATERIAL UND METHODEN	6
2.1 BEFRAGUNG DER JAGDVERBÄNDE	6
2.2 AUSWAHL DER FALLSTUDIENGEBIETE	6
2.3 SYSTEMATISCHE SUCHE NACH KOLLISIONSOPFERN	7
2.4 AUSLEGEEEXPERIMENTE	8
2.5 FUNDMELDUNGEN – ERFASSUNG VON CHARAKTERISTIKA DES HABITATS SOWIE DER LIFT/LEITUNGSSTRUKTUREN SOWIE ZÄUNE	10
3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	11
3.1 BEFRAGUNG DER JAGDVERBÄNDE	11
3.2 SYSTEMATISCHE SUCHE NACH KOLLISIONSOPFERN IN DEN FALLSTUDIENGEBIETEN.....	19
3.3 AUSLEGEEEXPERIMENTE	21
3.4 FUNDMELDUNGEN – ERHEBUNG VON CHARAKTERISTIKA DES HABITATS SOWIE DER LIFT/LEITUNGSSTRUKTUREN SOWIE ZÄUNE	33
3.4.1 LIFT- UND LEITUNGSSTRUKTUREN	33
3.4.2 ZÄUNE	48
4 ABSCHLIEßENDE DISKUSSION	53
RESÜMEE	65
DANKSAGUNG.....	66
ZITIERTER UND WEITERFÜHRENDE LITERATUR.....	67

Anhang I – Projekthomepage

Anhang II – Fundmeldungen – Aufnahmeformulare

Anhang III – Beispiele Lifte/Leitungen/Zäune in Raufußhuhnlebensräumen

Kollisionen von Raufußhühnern an Freileitungen und Liften in Österreich

1 Einleitung

Die vier alpinen Raufußhuhnarten Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Birkhuhn (*Tetrao tetrix*), Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) und Alpenschneehuhn (*Lagopus muta helvetica*) werden in vielen europäischen Ländern in den nationalen Roten Listen angeführt. Besonders das Auerhuhn und das Birkhuhn weisen in fast allen Ländern des alpinen Verbreitungsgebietes abnehmende Populationstrends auf (Storch 2007). International werden Habitatverschlechterung, Habitatverluste sowie Habitatfragmentierung als bedeutendste Gefährdungsursachen europäischer Raufußhühner eingestuft (Storch 2007). Studien aus Frankreich und Norwegen haben gezeigt (Bevanger 1998, Bevanger & Brøseth 2004, Miquet 1990, Novoa et al. 1990), dass neben Witterung, Lebensraumverlusten bzw. Lebensraumverschlechterung und Prädation auch Freileitungen und Lifte in Raufußhuhnlebensräumen bedeutende Verluste verursachen können, die in den besagten Ländern z.T. die jagdlichen Strecken bei Weitem übertreffen. So stellen Bevanger und Brøseth (2004) unter Freileitungen in norwegischen Untersuchungsgebieten durchschnittliche Mortalitätsraten von 9,4 Vögeln pro km und Jahr fest, wobei in 95% der Todesfälle Raufußhühner betroffen sind. Damit liegt in diesen Gebieten die durch Freileitungen verursachte Sterblichkeit um einen Faktor 1,3 bis 4,2 über den jagdlichen Entnahmen. Andere Studien haben gezeigt, dass neben Liften und Leitungen auch Drahtzäune im Allgemeinen und Wildzäune im Speziellen eine bedeutende Mortalitätsursache bei waldbewohnenden Raufußhuhnarten darstellen (Baines & Andrew 2003, Moss et al. 2000). In Schottland wurden entlang von Wildzäunen auf einer Strecke von 135 km innerhalb eines Jahres 281 Kollisionen dokumentiert, wobei in 93% der Todesfälle Raufußhühner betroffen waren mit einer mittleren Kollisionsrate von 1,5 Individuen pro km Zaun und pro Jahr (Baines & Summers 1997). Speziell während der Balzzeit erhöht sich das Kollisionsrisiko bei Auer- und Birkhühnern bedingt durch die in dieser Phase geringeren Flughöhe (Bevanger 1990). In Norwegen zeigte sich, dass Wildzäune auch für Moorschneehühner und Schneehühner eine Gefahrenquelle bedeuten können. Auf 180 km Zaunlänge wurden innerhalb von drei Jahren 215 Kollisionsopfer gefunden, woraus sich für diese zwei Arten eine mittlere Kollisionsrate von 1,4 Individuen pro km Zaun und pro Jahr ergab (Bevanger & Brøseth 2000).

Sowohl in Bezug auf Leitungen als auch auf Lifte werden Raufußhühner demnach als besonders gefährdete Vogelgruppe erwähnt (z.B. Watson 1982, Bevanger 1998), Watson (1982) berichtet sogar von der Auslöschung eines lokalen Schneehuhnvorkommens durch Seilkollisionen. Die kollisionsbedingte Mortalität ist von den Eigenschaften einer Vogelart abhängig, wobei das Flugverhalten als stärkster Einflussfaktor zu sehen ist (Bevanger 1994a, 1998, Janns 2000). Je nach Vogelart, Morphologie und Flugverhalten variiert die Anfälligkeit für Kollisionen mit anthropogen geschaffenen Strukturen/Konstruktionen. Arten mit im Verhältnis zur Körpermasse kleinen Flügeln und einem breiteren

Flügelprofil sind weniger manövrierfähig und können folglich unerwarteten Barrieren weniger gut ausweichen (Bevanger 1998). Raufußhühner gelten als eher schwerfällige, nicht sehr wendige Flieger und sind somit besonders anfällig für Kollisionen (Abb. 1 und 2; Bevanger 1994b, Rayner 1988, zit. in Bevanger 1998). Auerhühner bevorzugen im Flug grundsätzlich offene, leicht passierbare Wälder mit größerem Stammabstand. Beim Einfallen von Auerhähnen in dichten Beständen ist oft ein Krachen der Äste zu vernehmen, das, bedingt durch die weniger gut ausgeprägte Manövrierfähigkeit aus dem Touchieren der starken Schwingen mit schwächeren Ästen resultiert. Dabei erreichen die Vögel durch das relativ hohe Körpergewicht im Verhältnis zur Tragfähigkeit der Schwingen mit zunehmender Flugstrecke auch relativ hohe Geschwindigkeiten.



Abb. 1: Flugbild eines Birkhahnes.



Abb. 2: Flatterflug eines Auerhahnes bei der Balz (mit leicht gespreiztem Stoß).

Neben dem Flugverhalten beeinflusst auch das Sehvermögen der Arten die Kollisionsanfälligkeit. Hühnervögel haben ein afoveales Sehen (vgl. Richarz et al. 2001), d.h. sie besitzen nur ein kleines Sehfeld mit hoher Zelldichte¹. Das Sehvermögen der Hühnervögel ist infolgedessen vergleichsweise schlecht entwickelt, was sich bei schnellen Fluchten etwa zur Feindvermeidung negativ auswirken kann (Bevanger 1994b). Die Kombination von Flugverhalten, schlechtem Sehvermögen mit hoher Aktivität während schlechter Lichtbedingungen steigert die Kollisionsanfälligkeit der Tiere (Bevanger & Brøseth 2000, Martin 2011). Durch das relativ schlechte Sehvermögen kann auch erklärt werden, warum Schneehühner mit Seilen sehr unterschiedlicher Durchmesser gleich häufig kollidieren (Bevanger 1994b). Kollisionen mit weißen Masten von Windkraftanlagen (Zeiler & Grünschachner-Berger 2009) sind hier ebenfalls anzuführen. Anthropogen geschaffene Barrieren wie Liftseile und Freileitungen haben die Umwelt in so kurzen Zeiträumen verändert, dass Vögel noch keine Zeit für Anpassungsstrategien hatten (Bevanger 1994a).

Das Gefährdungspotenzial einer baulichen Anlage im Raufußhuhnlebensraum und somit die kollisionsbedingte Mortalität von Raufußhühnern ist von vielen verschiedenen Einflussfaktoren abhängig (Tab. 1), allerdings finden sich in der Literatur nur wenig konkrete Anhaltspunkte, welche Liftab-

¹ Foveales Sehen ist demgegenüber definiert als Sehen im Bereich der Netzhautgrube, wo die Fixierung eines Objekts an der Stelle der höchsten Empfindlichkeit und des besten Auflösungsvermögens erfolgt.

schnitte oder Freileitungen als besonders gefährlich einzustufen sind. Soweit verfügbar werden diese Anhaltspunkte im Ergebnis- und Diskussionsteil dieses Berichts angeführt.

Tab. 1: Einflussfaktoren auf die kollisionsbedingte Mortalität von Raufußhühnern an Lift-/Leitungsinfrastruktur lt. Literatur.

Einflussfaktor	Anmerkungen/Details
Vorkommen Populationsdichte	Geringe Dichten: geringere Wahrscheinlichkeit einer Kollision, aber schwerwiegendere Bedeutung Definition von bedeutenden Verlusten (z.B. i. Verhältnis zu Zählerergebnissen, zu jagdlichen Kennwerten)
Habitat/Gelände	Lage der Leitungen/Lifte/Trassen im Verhältnis zu Schlüsselhabitaten (Brut- und Aufzuchtgebiete, Balzplätze, Überwinterungsgebiete etc.), Habitatausstattung mit bestimmten Vegetationsstrukturen (z.B. Waldbedeckung und Kronendachhöhe) Hangneigung, Exposition, Reliefeigenschaften
Beunruhigung	Höheres Kollisionsrisiko bei flüchtenden Vögeln
Witterungsbedingungen	Nebelhäufigkeiten (schlechtere Sichtbarkeit der Hindernisse, erhöhte Mortalitäten bei Nebelereignissen)
Jahreszeit	Saisonal unterschiedliche Aktivitätsmuster von Raufußhühnern und Prädatoren
Konstruktion	Spannung, Anzahl und Abstand der Kabel (horizontal/vertikal) (z.B. 30%ige Steigerung des Kollisionsrisikos pro Kabelebene) Position/Höhe des (Erd-)Kabels über dem Grund, Verhältnis zur Kronendachhöhe (bspw. bei Birkhuhn besonders gefährlich: 3-15 m Höhe) Route von Leitungstrassen im Verhältnis zur Hauptflugstrecken, Distanz zu Wald/-rändern Zeitpunkt der Errichtung (z.T. abnehmende Verluste – Habituation oder verminderte Populationsdichten?) Gesamtlänge an Kabeln/Seilen pro km ² (Erschließungsdichte) Kabel-/Seildurchmesser

In der Literatur werden nicht nur Mortalitäten durch Anflüge an Freileitungen und Liftseilen beschrieben, sondern es sind auch Vorschläge und Erfahrungen in Bezug auf Vorbeugungsmaßnahmen zu finden. So kann beispielsweise durch die Trassenwahl und -gestaltung das Kollisionsrisiko vermindert oder aber potenziert werden. Auch die Erhöhung der Sichtbarkeit der Linienstrukturen für die Raufußhühner kann zu verminderten Zahlen von Anflugopfern führen (OGM 2006, Buffet & Dumont-Dayot 2013). Eine entsprechende Diskussion und Maßnahmenempfehlung findet sich im vorliegenden Bericht unter dem Punkt „Abschließende Diskussion“.

Die bisher veröffentlichten Studien über die Auswirkungen von Liften, Leitungen und Zäunen für Raufußhühner lassen die Bedeutung dieses Faktors für die Populationsdynamik der Vögel erkennen (z.B. Baines & Andrew 2003, Bevanger 1998, Bevanger & Brøseth 2004, Miquet 1990, Moss et al. 2000, Novoa et al. 1990, Watson 1982), sie sind allerdings auf österreichische Verhältnisse nur beschränkt übertragbar. Dabei spielen zum einen die unterschiedlichen Lebensräume ein und derselben Raufußhuhnart in unterschiedlichen Ländern eine Rolle (z.B. boreale vs. alpine Nadelwälder), zum anderen liegen natürlich auf regionaler Ebene zum Teil beträchtliche Unterschiede in der Geländemorphologie, der Lebensraumausstattung oder der Populationsdichte vor. Sämtliche Autoren betonen deutlich die Notwendigkeit, Lift- und Leitungsinfrastrukturen im Einzelnen zu untersuchen und zu beurteilen.

Folgende Fragen drängen sich nun bei der Analyse der Wirkungen von Lift- und Leitungsstrukturen auf Raufußhühner auf:

- a. Welche Bedeutung erlangt die Kollisionsmortalität für Raufußhuhnpopulationen (lokal bis regional)?
- b. Welche Veränderungen der Habitateignung/-nutzung entstehen durch Freileitungs- bzw. Skiliftkorridore?
- c. Welche Einflussfaktoren bestimmen das Ausmaß/die Wahrscheinlichkeit einer Kollisionsmortalität (Konstruktionseigenschaften, Topographie, Art, Jahreszeit etc.)?
- d. Kommt es zu potenziellen Veränderungen der Räuber-Beute-Beziehungen?
- e. Welche Konsequenzen ergeben sich daraus für das Management (Präventionsmaßnahmen wie Sichtbarmachung, Trassenwahl, Populationsentwicklung, Bejagbarkeit)?
- f. Wo liegen repräsentative Untersuchungsgebiete bzw. Trassenabschnitte?

2 Material und Methoden

Zur Beantwortung einiger der voranstehend formulierten Fragen wurden 4 verschiedene, Großteils von einander unabhängige methodische Schritte gewählt:

2.1 Befragung der Jagdverbände

In einem ersten Schritt erfolgte mittels Fragebögen eine postalische Befragung der Jagdverbände der Bundesländer um herauszufinden, wie stark das Phänomen der Anflugsterblichkeit von Raufußhühnern (v.a. Auer- und Birkhuhn, aber auch Hasel- und Schneehuhn) von Jagdausübenden beobachtet wird, wo Schwerpunkte der Problematik liegen und wer Interesse an (gemeinsamen) Untersuchungen in seinem/ihrem Revier hat. Im Herbst 2008 wurden gesamt 1385 Fragebögen (zweiseitiger Fragebogen mit 11 Multiple-Choice Fragen sowie einer freiwilligen Zusatzfrage) an die Bezirksjägermeister aller Bundesländer ausgesandt. Die Adressen der Bezirksjägermeister wurden von den Landesjägermeistern der Bundesländer und/oder den Wildbiologen der Landesjagdverbände zur Verfügung gestellt. Jeder der 55 Bezirksjägermeister erhielt ein Paket mit jeweils einem erklärenden Begleitbrief, 25 Fragebögen, Fundmeldungsformulare sowie 10 bedruckte Antwortumschläge (Porto bezahlt Empfänger). Auf der für das Projekt eingerichteten Projekthomepage (www.kollisionen.at) wurde der Fragebogen online zur Verfügung gestellt sowie eine Datenbank für Fundmeldungen angelegt (siehe Anhang II). Zusätzlich erfolgte die Verbreitung der Fragebögen sowie Informationen zum Projekt in verschiedenen Jagdzeitschriften (Vorarlberger Jagd, Kärntner Jäger, ...), auf der Homepage der Universität für Bodenkultur Wien sowie des Projektpartners (Kärntner Jägerschaft) und bei der Österreichischen Jägertagung in Gumpenstein.

2.2 Auswahl der Fallstudiengebiete

In einem zweiten Schritt wurden ausgewählte Fallstudiengebiete festgelegt, innerhalb derer die Anzahl von Anflugopfern bestimmt werden sollte. Basierend auf persönlichen Erfahrungen von Revierleiter/innen (bisher zufällig dokumentierte Kollisionsfunde) sowie nach Rücksprache mit dem Wildbiologen der Kärntner Jägerschaft wurden vier Fallstudiengebiete (1-4) in der Steiermark und in Kärnten ausgewählt (Tab. 2).

Mit Ausnahme der Sessellifte A und H handelt es sich ausschließlich um Schleplifte, die eine Gesamtseillänge von 300 m bis 2,8 km aufwiesen. Bei den Angaben zu den Lift-/Seillängen ist zu beachten, dass es sich hier um die Längenangabe der Seile handelte und nicht nur um die Länge der Lifttrassen. Die Gesamtseillänge von 2,8 km des Schlepliftes L setzte sich zusammen aus der bergwärts

führenden Lifttrasse und dem talwärts rückführenden Seil, das einen anderen Verlauf aufweist (Tab. 2).

Tab. 2: Übersicht der ausgewählten Fallstudiengebiete 1-4 und die ausgewählten Liftanlagen (Liftbezeichnung, Art des Liftes, Lift-/Seillänge in km).

Fallstudiengebiet	Liftbezeichnung	Art des Liftes	Lift-/Seillänge km
1	A	Sessellift	0,8
1	B	Schlepplift	1
1	C	Schlepplift	0,3
1	D	Schlepplift	0,6
2	E	Schlepplift	0,3
2	F	Schlepplift	0,5
2	G	Schlepplift	1
2	H	Sessellift	1,7
3	I	Schlepplift	0,8
3	J	Schlepplift	0,7
3	K	Schlepplift	1,2
4	L	Schlepplift	2,8
4	M	Schlepplift	1,4
4	N	Schlepplift	0,9

2.3 Systematische Suche nach Kollisionsopfern

Bei der systematischen Suche nach Kollisionsopfern sind zwei grundsätzliche Herangehensweisen zu unterscheiden: (a) in einem Gebiet werden über das ganze Jahr verteilt Lift- oder Leitungsabschnitte periodisch abgegangen, um etwaige Unfallopfer zu finden. Dabei erhält man v.a. einen Überblick darüber, welche Jahreszeiten in einem Revier für die betreffenden Arten als besonders kritisch einzustufen sind; (b) die Kontrollbegehungen erfolgen in höherer zeitlicher Auflösung, sprich im Abstand einiger Tage; bei diesem Ansatz ist eine saisonal übergreifende Überwachung meist nicht möglich; demgegenüber ist u.U. die Wahrscheinlichkeit höher, Unfallopfer zu finden, bevor sie von Aasfresser angenommen oder verschleppt wurden. Da im vorliegenden Projekt Basiserhebungen auf Grundlage der Erfahrungen lokaler Experten erfolgen sollten, wurde der erste der beiden Suchansätze gewählt.

Die ausgewählten Lifte/Trassenabschnitte innerhalb der vier Fallstudiengebiete wurden periodisch nach Anflugopfern abgesucht, wobei international etablierte Methoden zur Anwendung kamen (vgl. u.a. Bevan-ger 1995a, Marti 1998). Diese berücksichtigen bei der Suche und Auswertung von Vogelkadavern vier systematische Fehlerquellen (s. unten). Die ausgewählten Trassenabschnitte wurden je nach Witterung, Begehbarkeit (Lawinengefahr) sowie unter Berücksichtigung sensibler Phasen (Balzzeit, Brutzeit) periodisch

kontrolliert. Dadurch sollte ein Jahresüberblick über die Situation der Kollisionshäufigkeit erhalten werden, um die laut bisheriger Studien unterschiedliche jahreszeitliche Verteilung der Kollisionshäufigkeit erfassen zu können.

Bei den Kontrollgängen (mit und ohne Hund) wurde entlang von Transekten ein Suchbereich von jeweils 25 m beidseits der Lift-/Leitungsstruktur nach Kollisionsopfern abgesucht (Abb. 3). Zusätzlich wurden indirekte Nachweise von Raufußhühnern innerhalb der Suchkorridore auf den Lift/Leitungstrassen vermerkt und Greifvogelbeobachtungen sowie indirekte Nachweise anderer potenzieller Prädatoren (Fuchsfährten, Losung etc.) innerhalb bzw. in der Nähe der Trassen protokolliert.

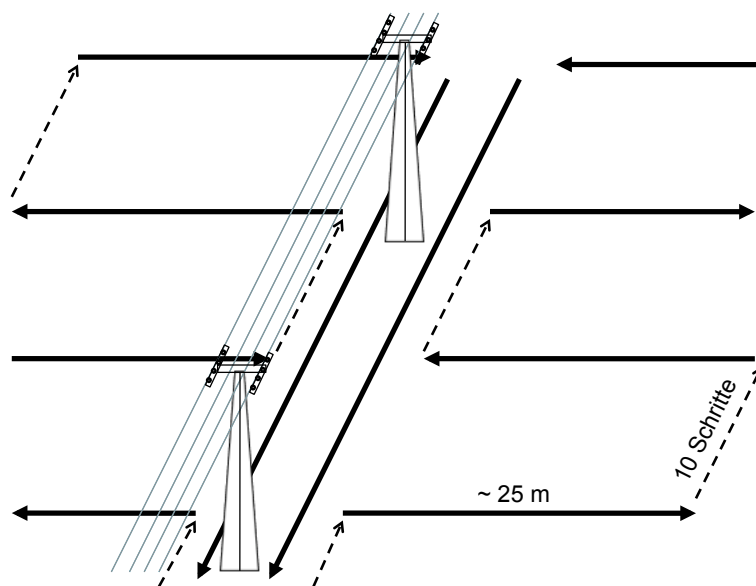


Abb. 3: Erhebungsdesign bei der Suche nach Kollisionsopfern.

Beim Fund von Hühnerkadavern bzw. Rufungen sollten die örtlichen Gegebenheiten der jeweiligen Trassenabschnitte (Geländemorphologie, Höhe der Seile/Kabel, Vegetation im Umfeld) sowie die herrschende Witterung und die Jahreszeit dokumentiert werden.

2.4 Auslegeexperimente

Bei der Auswertung von Daten gefundener Kollisionsopfer ist zu beachten, dass grundsätzlich vier systematische Fehlerquellen auftreten können, die die Repräsentativität der Funde beeinflussen (Marti 1998). Das bedeutet, dass die Anzahl an Totfunden nicht per se mit der Anzahl an tatsächlichen Unfallopfern gleichzusetzen ist. Folgende systematische Fehler sind zu berücksichtigen: (a) Verschwinden von Kollisionsopfern durch Aasfresser, (b) Suchfehler der Beobachter, (c) habitatbedingte

Fehler und (d) Fortbewegung kollidierter Vögel vom Unfallort. Darüber hinaus ist zu beachten, dass für einen Totfund im Nahbereich einer Anlage oder eines Zaunes grundsätzlich auch andere Todesursachen als die Kollision in Frage kommen können (Marti 1998). Gerade bei älteren Kadavern kann sich eine genaue Zuordnung zu einer bestimmten Todesursache als schwierig erweisen. Bei frischen Kadavern bietet die Art der Verwundung eine Möglichkeit zur Differentialdiagnose (Abb. 4; siehe auch Deutz & Grünschnachner-Berger 2006).



Abb. 4: Typische Verletzung einer Auerhenne durch Kollision an einem Zaun.

Im Folgenden werden diese einzelnen Fehler näher erklärt sowie die Möglichkeit diskutiert, mit diesen Fehlerquellen bei der Auswertung von Daten umzugehen.

Ad (a) Verschwinden von Kollisionsopfern durch Aasfresser: Kadaver von Anflugopfern werden je nach Dichte und Art der in einem Gebiet anwesenden Aasfresser unterschiedlich schnell konsumiert oder verschleppt und sind dann für Beobachter nicht mehr zu entdecken. Heijnis (1980, zitiert bei Marti 1998) berichtet von 4-5mal schnellerem Verschwinden von Vogelkadavern in der Nähe von Hochspannungsleitungen im Vergleich zu umliegenden Gebieten. Um das Ausmaß dieser Fehlerquelle bei Freilandhebungen abschätzen zu können, bietet das künstliche Auslegen von Vogelkadavern und das anschließende Beobachten der Verschwindegeschwindigkeit eine Möglichkeit. Derartige Studien sind beispielsweise aus Norwegen (Bevanger et al. 1994, Bevanger 1995a, Bevanger & Brøseth 2001), aus Großbritannien (Baines & Andrew 2003) sowie aus den USA (Smallwood et al. 2010) bekannt.

Ad (b) Suchfehler: Je kleiner ein Kadaver ist, umso höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass dieser von einem Beobachter übersehen wird (Bevanger 1995a). Dies bedeutet zum einen, dass Kleinvögel oder beispielsweise Fledermäuse nach einer Kollision am Boden schwerer zu entdecken sind als etwa Störche oder aber auch Raufußhühner. Zum anderen ist davon auszugehen, dass für Kadaverreste in

Form von einzelnen Körperteilen oder Federn ebenfalls geringere Auffindwahrscheinlichkeiten vorliegen als für vollständige Tierkörper (siehe Marti 1998). Diesem methodischen Problem kann begegnet werden, indem man unterschiedliche Versuchskadaver(-teile) auslegt, die dann von einem Beobachter zu finden sind (Ferrer & Janns 1999).

Ad (c) Habitatbedingte Fehler: Je nach vorliegenden Vegetationsstrukturen und Gelände sind u.U. nicht alle Bereiche einer Untersuchungsstrasse begehbar und damit auch absuchbar (Ferrer & Janns 1999). Der Anteil entsprechender Bereiche innerhalb einer Anlage ist abzuschätzen oder aus Kartenmaterial herzuleiten.

Ad (d) Fortbewegung kollidierter Vögel vom Unfallort: Vögel können nach dem Anflug u.U. verletzt noch gewisse Distanzen zurücklegen, bevor sie sterben. Diese Tiere werden daher nicht in unmittelbarer Nähe zur Trasse gefunden (Bevanger 1995a). In den Pyrenäen belegte eine DNA-Analyse, dass eine Schneehuhnhenne nach der Kollision mit einem Skiliftkabel noch 600 m zurückgelegt hatte, bevor sie dann in Folge der Verletzungen verendet ist (Bech et al. 2012).

2.5 Fundmeldungen – Erfassung von Charakteristika des Habitats sowie der Lift/Leistungsstrukturen sowie Zäune

Unabhängig von der Befragung der Jagdverbände konnten Informationen zu Kollisionsereignissen mit Hilfe von Fundmeldeformularen an die Projektleitung übermittelt werden. Bei Fundmeldungen wurden gemeinsam mit Jagdausübenden die Fundorte von Kollisionsereignissen aufgesucht und - soweit der genaue Fundort bekannt war - mittels einem standardisierten Formular Charakteristika des Lebensraumes (Vegetation, Relief etc.) sowie der Lift-/Leistungs- oder Zaunstrukturen aufgenommen. Bei der Auswertung wurden aus den vorhandenen Daten jene Einflussfaktoren ausgewählt, die in Hinblick auf die gemeldeten Kollisionsfälle von Bedeutung erschienen. Da bei einigen Fundmeldungen kein konkretes Funddatum sondern nur der Monat oder die Jahreszeit angegeben wurde, erfolgte eine Zuordnung der Kollisionsfälle zu den Saisonen Frühjahr (März bis Mai), Sommer (Juni bis August), Herbst (September bis November) und Winter (Dezember bis Februar). Diese Einteilung entspricht auch dem Jahreszyklus der betrachteten Arten (Frühjahr – Balz, Sommer – Jungenaufzucht, Herbst – Herbstbalz). Sämtliche Fundmeldungen beruhen nicht auf systematischen, stichprobenartigen Erhebungen, sondern sind als Zufallsbeobachtungen einzustufen. Daraus ergeben sich zwar zum Teil Einschränkungen in der Auswertbarkeit der Kollisionsfunde, die große Bedeutung zufälliger Funde durch lokale Akteure zeigte sich jedoch in der vorliegenden Studie ganz klar. Die Fundmeldungen sind auf Rückmeldungen aus der Befragungsaktion, auf persönliche Kontakte mit Jagdausübenden

bzw. lokalen ExpertInnen sowie auf Rücksprachen mit dem Wildbiologen der Kärntner Jägerschaft zurück zu führen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Befragung der Jagdverbände

In Summe wurden 54 Fragebögen retourniert, wovon 51 bei der Auswertung berücksichtigt werden konnten. Zusätzlich erfolgten auf der Projekthomepage sieben online-Einträge, wobei vier Personen Interesse an der Mitarbeit im Projekt bekundeten. Im Folgenden sind die Auswertungen der einzelnen Antworten der Fragebögen dargestellt:

Frage 1: In welchem Bundesland befindet sich das Revier?

Die Verteilung der Reviere auf die Bundesländer zeigt, dass 43% auf Kärnten entfielen, 33% auf Tirol, 22% auf die Steiermark und 2% auf Niederösterreich.

Frage 2: Welche Fläche (ha) hat das Revier, für das Sie den Fragebogen ausfüllen?

Die Reviere, aus denen die Angaben der Jagdausübungsberechtigten stammten, wiesen eine Fläche von 125 ha bis 6.500 ha auf, wobei der Median bei 600 ha lag (Abb. 5).

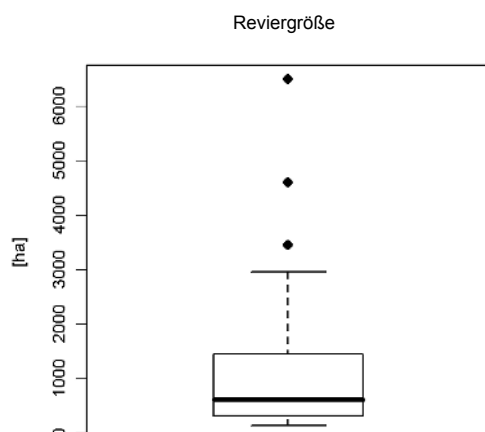


Abb. 5: Angaben der Jagdausübungsberechtigten (n=51) über die Flächengröße ihrer Reviere in ha. Minimum: 125 ha, Median: 600 ha, Maximum: 6500 ha.

Wie lange jagen Sie schon in diesem Revier?

Der Großteil der Befragten verfügte über eine mehr als 20-jährige Erfahrung im Revier, nur wenige Befragte waren erst seit kurzem im Revier als Jagdausübungsberechtigte tätig (Abb. 6).

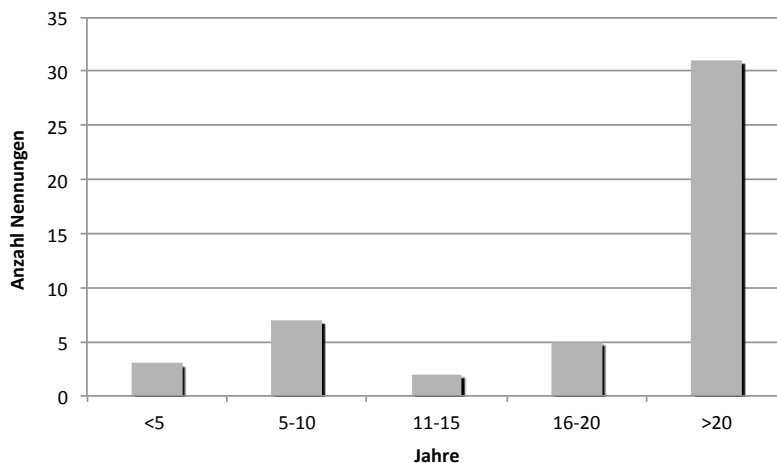


Abb. 6: Angaben der Jagdausübungsberechtigten (n=48) über Jagderfahrung im Revier.

Frage 3: Wie hoch schätzen Sie den Auerhuhnbestand (Anzahl Hähne) im Revier ein?

In 43% der Reviere wurde der Auerhuhnbestand auf weniger als 5 Individuen geschätzt, in 28% der Reviere auf 6-10 sowie in 19% der Reviere auf 10-15 Individuen. In 11% der Reviere schätzten die Jagdausübungsberechtigten den Bestand auf mehr als 15 Individuen ein, in 3 Revieren kamen lt. Angabe keine Auerhühner vor und in einem Revier fehlten Angaben zum Auerhuhnbestand (vgl. Abb. 7 u. 8).

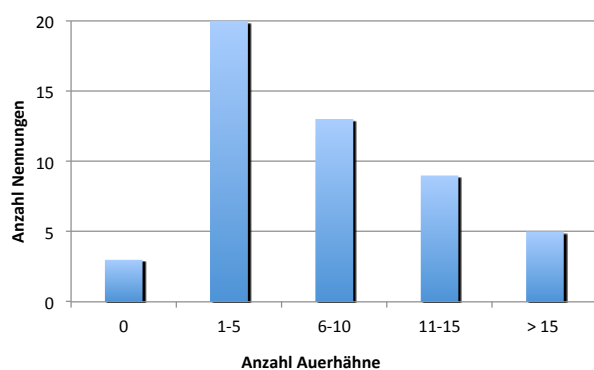


Abb. 7: Einstufung des Auerhahnbestandes (im eigenen Revier) durch die Jagdausübungsberechtigten (n=47).

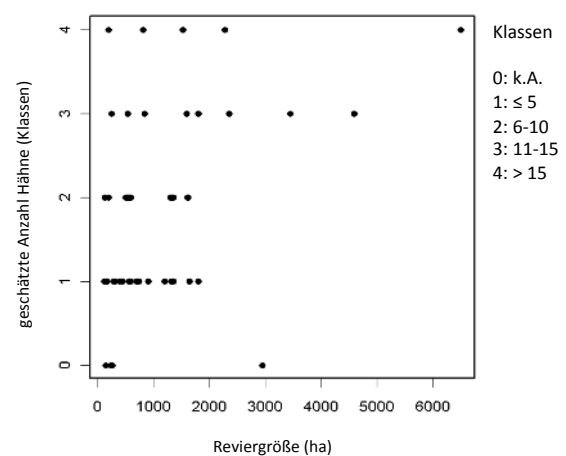


Abb. 8: Einstufung des Auerhahnbestandes (im eigenen Revier) durch die Jagdausübungsberechtigten (n=47), aufgeteilt nach Reviergröße in ha.

Bei Angaben über die Anzahl der Hähne in einem Revier stellt sich die Frage nach der Flächengröße der entsprechenden Reviere. Wie Abbildung 8 zeigt, war die Anzahl der angegebenen Hähne bis zu einem gewissen Grad in Beziehung zur Reviergröße zu sehen, wobei nur in fünf Fällen von mehr als 15 Auerhähnen im Revier ausgegangen wurde. Genau innerhalb dieser fünf Fälle waren jedoch auch Reviere vertreten, deren Größe nicht markant von jenen Revieren abwich, wo ein Bestand von ein oder zwei Auerhähnen angenommen wurde. Geht man von einem durchschnittlichen Jahresstreifgebiet eines Auerhuhns von etwa 500 ha aus (vgl. Storch 1999), so lag der Schwerpunkt der genannten Reviere (mit einem Median 600 ha) in einer vergleichbaren Größenordnung. Zu bedenken ist dabei, dass Angaben über Bestände von Hähnen häufig mit der Anzahl von balzenden Hähnen gleichgesetzt werden und diese sich – unabhängig von einer Reviergröße – auf Balzplätze beziehen. Nichtsdestotrotz war immerhin in der Hälfte der genannten Reviere von einem Bestand ≥ 6 Auerhähnen auszugehen und daher war auch mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit anzunehmen, dass es zu Kollisionen an Liftstrukturen kommt.

Frage 4: Wie hoch schätzen Sie den Birkhuhnbestand (Anzahl Hähne) im Revier ein?

In 31% der Reviere wurde der Birkhuhnbestand auf weniger als 5 Individuen geschätzt, in 42% der Reviere auf 6-15 Individuen sowie in 20% der Reviere auf 16-25 Individuen (Abb. 9). In 7% der Reviere wurde von den Jagdausübungsberechtigten der Birkhuhnbestand auf mehr als 25 Individuen eingeschätzt, in 6 Revieren wurden keine Angaben zum Birkhuhnbestand gemacht.

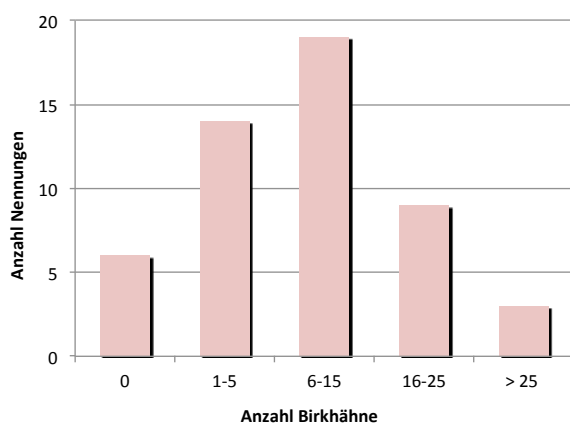


Abb. 9: Einstufung des Birkhuhnbestandes (im eigenen Revier) durch die Jagdausübungsberechtigten (n=45).

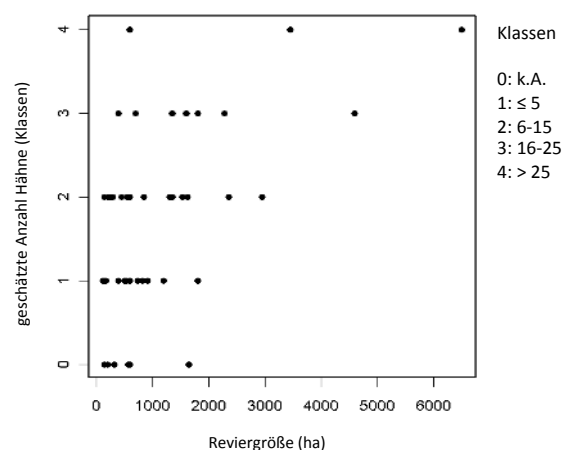


Abb. 10: Einstufung des Birkhuhnbestandes (im eigenen Revier) durch die Jagdausübungsberechtigten (n=45), aufgeteilt nach Reviergröße in ha.

Auch beim Birkhuhn zeigte sich eine Abhängigkeit der Zahl an Hähnen von der Reviergröße (Abb. 10). Rund 60% der Birkhuhnreviere wiesen lt. Befragung mindestens 6 Birkhähne auf. Auch hier ist demnach anzunehmen, dass es sich um Reviere handelte, wo Birkhuhn-Kollisionen an Leitungsstrukturen durchaus ein realistisches Szenario sein können.

Frage 5: Wie viele Transportanlagen (Anzahl) gibt es in diesem Revier?

Gondelbahnen und Transportseilbahnen waren in den Revieren der an der Umfrage beteiligten RevierinhaberInnen nur in geringer Zahl vertreten (Abb. 11). Bei 22% der Fragebögen wurde angegeben, dass eine Kabinenbahn im Revier der befragten Person lag, nur bei 8% waren es zwei Kabinenbahnen. Bei jeweils 63% der befragten Personen liefen keine Sessellifte oder Skilifte durch das betroffene Revier, es wurden aber auch Reviere genannt, wo bis zu fünf Sessellifte bzw. Skilifte vorhanden waren (Abb. 11).

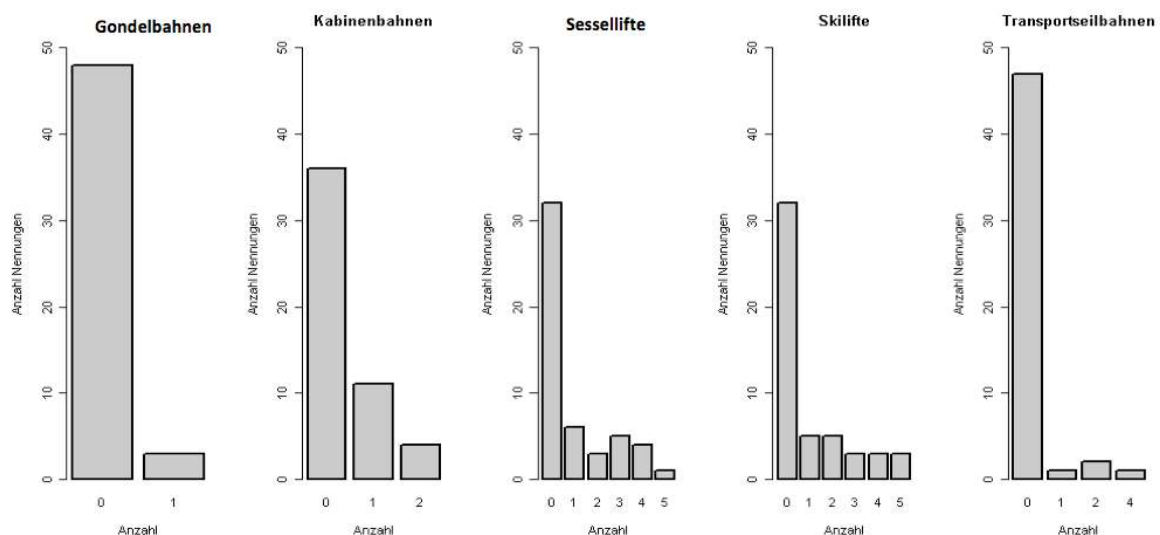


Abb. 11: Angaben der Jagdausübungsberechtigten (n=51) zu Art und Anzahl der Transportanlagen im Revier.

Legt man die Zahl der Transportanlagen pro Revier auf die geschätzte Anzahl an Auerhähnen und Birkhähnen im selben Revier um, so ergibt sich folgendes Bild (Abb. 12 und 13):

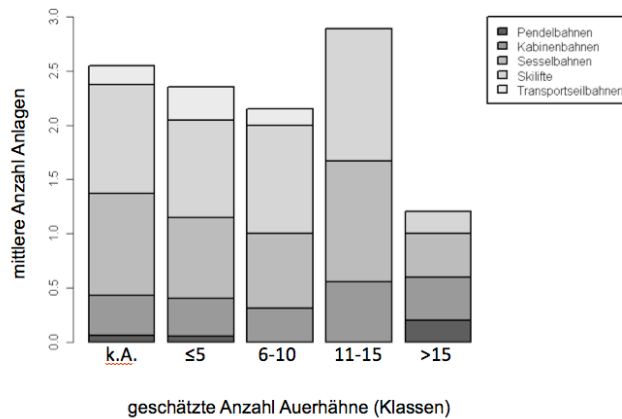


Abb. 12: mittlere Anzahl an Transportanlagen in den Klassen geschätzter Auerhahnzahlen (n = 51); Pendelbahn = Gondelbahn.

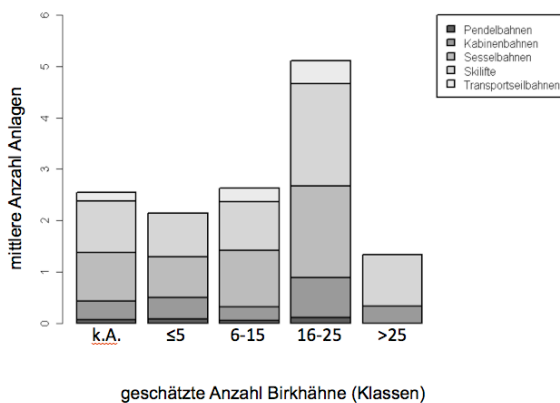


Abb. 13: mittlere Anzahl an Transportanlagen in den Klassen geschätzter Birkhahnzahlen (n = 45); Pendelbahn = Gondelbahn.

Bei beiden Arten zeigte sich kein unmittelbar ablesbarer Zusammenhang zwischen der mittleren Anzahl von Transportanlagen und der geschätzten Anzahl an Auer- oder Birkhähnen. Im Gegenteil, in der zweithöchsten Klasse (6-15 Hähne) gab es im Mittel mehr Liftanlagen, als bei den darunter liegenden Klassen. Lediglich die oberste Klasse (> 15 Hähne pro Revier) wies bei Auerhuhn und Birkhuhn jeweils eine deutlich geringere mittlere Anzahl an Transportanlagen auf. Bemerkenswert ist beim Auerhuhn, dass in der besten Klasse immerhin vier verschiedene Anlagenarten vertreten waren, allerdings in geringerer Anzahl als bei den übrigen Klassen. Beim Birkhuhn waren in der besten Klasse (> 25 Hähne) nur zwei Arten von Liftanlagen zu finden, nämlich Sessellifte und Skilifte.

Frage 6: Wie viele Freileitungen (km) gibt es schätzungsweise in diesem Revier?

Die Auswertung der Fragebögen ergab ein sehr heterogenes Bild der Leitungslängen in den einzelnen Revieren im Vergleich zur geschätzten Anzahl an Auerhähnen (Abb. 14). In der höchsten und zweitniedrigsten Klasse war von vergleichsweise geringen Erschließungsgraden durch Strom- bzw. Telefonleitungen auszugehen. Demgegenüber traten anscheinend in der zweithöchsten Klasse die längsten Leitungen auf, wobei Hochspannungsleitungen im Vergleich zu Abb. 15 (Birkhuhnklassen) höhere Lauflängen erreichten. Beim Birkhuhn hob sich nur die beste Klasse deutlich von den anderen ab und

gerade in dieser fanden sich die meisten Leitungskilometer (Abb. 15). Leitungslängen und Reviergrößen schienen dabei in keinem nennenswerten Zusammenhang zu stehen (Abb. 16).

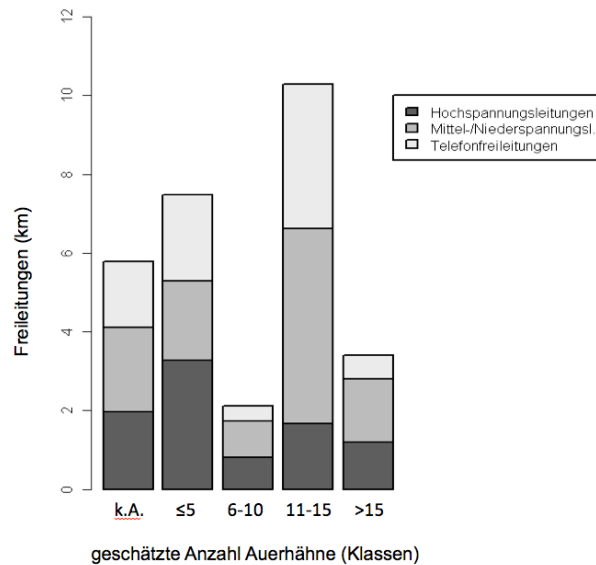


Abb. 14: geschätzte Länge (in km) an Freileitungen pro Revier, aufgeteilt in die Klassen geschätzter Auerhahnzahlen.

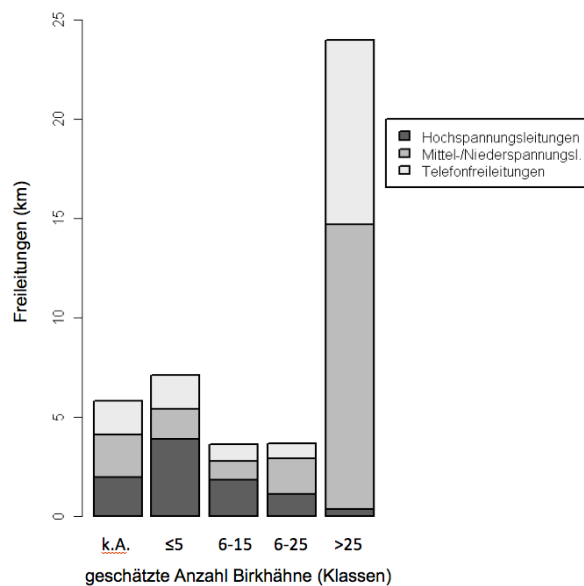


Abb. 15: geschätzte Länge (in km) an Freileitungen pro Revier, aufgeteilt in die Klassen geschätzter Birkhahnzahlen.

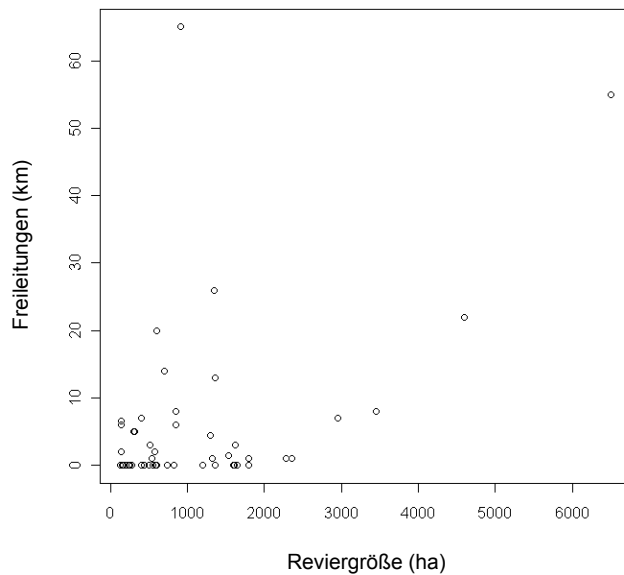


Abb. 16: Angaben der Jagdausübungsberechtigten zur Länge der Leitungsanlagen im Revier, aufgeteilt auf die Reviergröße in ha.

Frage 7: Wie schätzen Sie die Verluste (Anzahl Tiere pro Jahr) an Auerhuhn und Birkhuhn durch Zusammenstöße in diesem Revier ein?

Die Einschätzung der Anzahl von Kollisionsopfern im Revier basierte auf persönlichen, langjährigen Erfahrungen der Jagdausübungsberechtigten selbst oder Meldungen von Lift-, Pisten- und Hüttenpersonal an die RevierinhaberInnen. In manchen Revieren waren keine Kollisionsfälle bekannt, in anderen Revieren variierte die Anzahl der dokumentierten Kollisionsfunde zwischen 1-2 Individuen in 30 Jahren und 1-3 Individuen pro Jahr, die Dunkelziffer wurde von den Befragten generell höher eingeschätzt (Abb. 17).

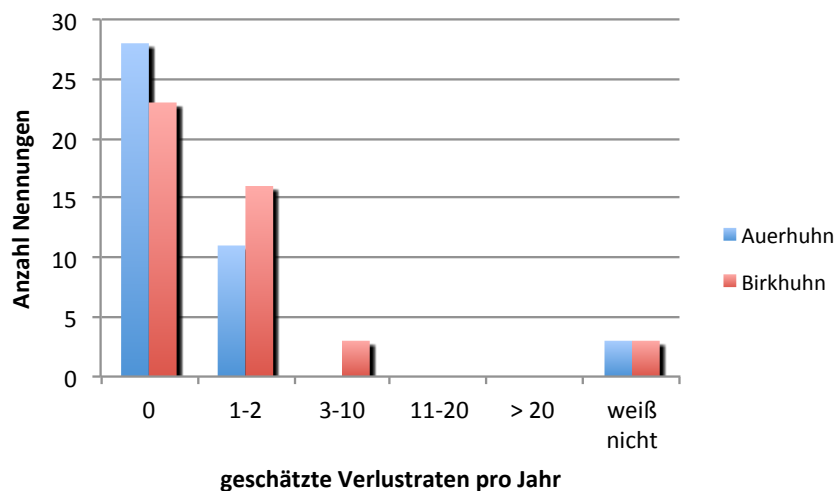


Abb. 17: Einschätzung der Verluste (Anzahl der Anflugopfer pro Jahr) an Auer- und Birkhuhn im Revier durch die Jagdausübungsberechtigten (n=43).

Es zeigte sich somit deutlich, dass rund 1/4 bis 1/3 der Jagdausübenden (bezogen jeweils auf Auer- und Birkhuhn), die sich an der Fragebogenaktion beteiligt hatten, von einer jährlichen Kollisionsmortalität von 1-2 Vögeln ausgingen. Gerade bei kleinen Populationen sind jährliche Verluste von 1-2 Individuen als kritisch zu betrachten. Abb. 18 und 19 zeigen die Aufteilung der Kollisionsopfer pro Jahr auf die Klassen der geschätzten Anzahl an Hähnen. Beim Auerhuhn wurden in 5 von 11 Fällen Verluste in jener Klasse angegeben, wo der Bestand an Hähnen ≤ 5 Individuen eingestuft wurde (Abb. 18). Auch beim Birkhuhn waren die genannten jährlichen Verluststraten im Verhältnis zu den lokalen Beständen an Hähnen hoch (Abb. 19). Dabei ist zu bedenken, dass einerseits bei größeren Beständen höhere Wahrscheinlichkeiten bestehen, dass ein Vogel an einer Lift- und Leitungsstruktur anfliegt, dass andererseits bei kleinen lokalen Vorkommen der Verlust eines einzigen Individuums schwerwiegende Folgen haben kann.

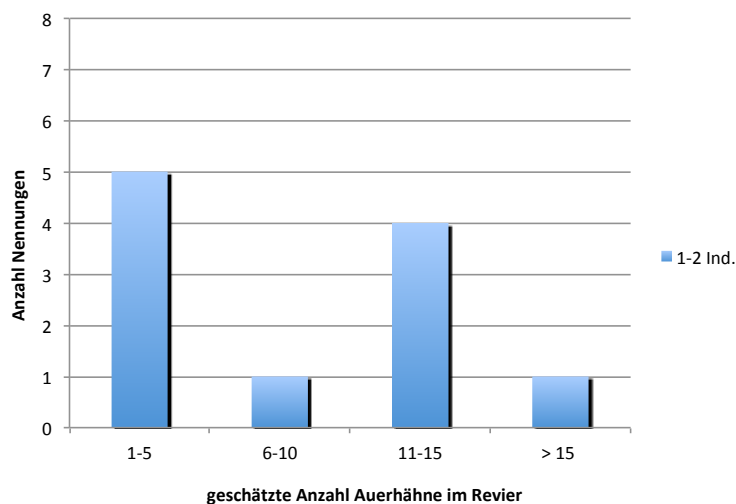


Abb. 18: Einschätzung der Verluste an Auerhühnern im Revier (1-2 Individuen pro Jahr; Anzahl der Nennungen auf der y-Achse), aufgeteilt auf die Klassen der geschätzten Anzahl an Hähnen (x-Achse).

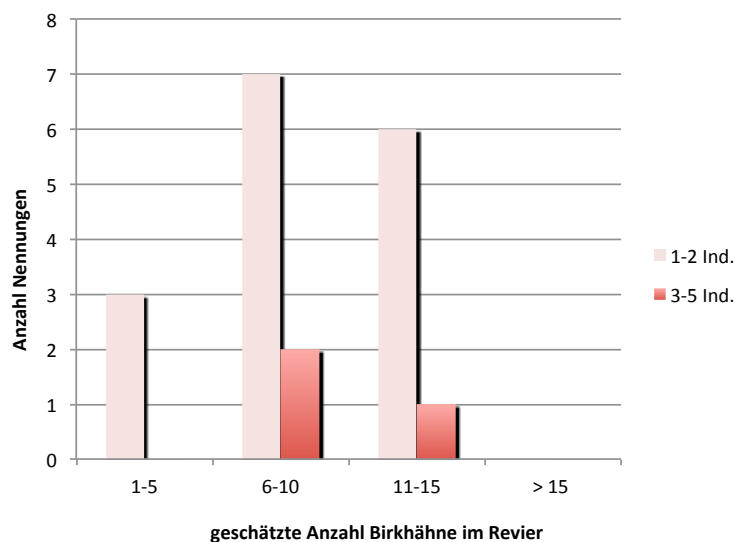


Abb. 19: Einschätzung der Verluste an Birkhühnern im Revier (1-2 Individuen bzw. 3-5 Individuen pro Jahr; Anzahl der Nennungen auf der y-Achse), aufgeteilt auf die Klassen der geschätzten Anzahl an Hähnen (x-Achse).

Bedenkt man die von der Witterung abhängigen und daher jährlich stark schwankenden Fortpflanzungserfolge dieser beiden Arten, so könnten sich aus den angeführten Zahlen durchaus Probleme für lokale Populationen ergeben, die dringend nahe legen, Kollisionsmortalitäten der beiden Arten große Aufmerksamkeit zu schenken.

3.2 Systematische Suche nach Kollisionsopfern in den Fallstudiengebieten

Periodische Kontrollgänge der Liftrassen in den Fallstudiengebieten

Die ausgewählten Trassenabschnitte der Lifte wurden je nach Witterung, Begehrbarkeit (Lawinengefahr, Schneelage) sowie unter Berücksichtigung sensibler Phasen (Balzzeit, Brutzeit) in 4 bis 20 Wochen-Intervallen kontrolliert (Abb. 20).

UG/Jahr, Monat	2008			2009												2010											
	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1																											
2																											
3																											
4																											

Abb. 20: Saisonale Verteilung der Kontrollgänge in den einzelnen Fallstudiengebieten zwischen Oktober 2008 und August 2010.

Zusätzlich wurden direkte Nachweise (Sichtbeobachtungen) und indirekte Nachweise (Losungswalzen, Trittsiegel) von Raufußhühnern innerhalb der Suchkorridore auf den Lift/Leitungstrassen vermerkt (Abb. 21). Im Rahmen der Kontrollgänge konnten keine Funde von Kollisionsopfern dokumentiert werden, die im Folgenden analysierten Fundmeldungen wurden von Jagdausübungsberechtigten oder Liftpersonal gemeldet.

UG/Jahr, Monat	2008			2009												2010											
	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1																											
2																											
3																											
4																											

Abb. 21: Saisonale Verteilung der direkten und indirekten Raufußhühnnachweise während der Kontrollgänge in den einzelnen Fallstudiengebieten zwischen Oktober 2008 und August 2010; grün = direkte Nachweise (Sichtbeobachtung), gelb = indirekte Nachweise (Losung), rot = direkte und indirekte Nachweise.

Innerhalb der zu begehenden Transekte wurden direkte und indirekte Nachweise von potenziellen Prädatoren dokumentiert (Abb. 22). Übers Jahr verteilt wurden innerhalb der Liftrassen bzw. in de-

ren Nähe indirekte Nachweise (Losung) vom Rotfuchs dokumentiert, im Untersuchungsgebiet 2 wurden während der Begehung 7 Dohlen beim Sessellift beobachtet.

UG/Jahr, Monat	2008			2009												2010											
	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1																											
2																											
3																											
4																											

Abb. 22: Saisonale Verteilung der direkten und indirekten Nachweise von potenziellen Prädatoren während der Kontrollgängen in den einzelnen Fallstudiengengebieten zwischen Oktober 2008 und August 2010; orange = indirekte Nachweise Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), * = direkte Nachweise Dohlen (*Corvus monedula*).

Nicht-periodische Kontrollgänge - Zäune

Im Laufe des Projektes wurden von Jagdausübungsberechtigten bzw. RevierjägerInnen bisher dokumentierte Kollisionsfunde bei zwei **Wintergattern** gemeldet, die einmal bzw. zweimal nach Kollisionsopfern abgesucht wurden. Eines der Wintergatter (I), bei dem die Meldung über zumindest 1 Kollisionsopfer (Auerhuhn) vorlag, wurde im November 2008 und im Juni 2009 kontrolliert (siehe Anhang III). Neben einzelnen Auerhuhnfedern (Hahn, Henne) wurden im Suchkorridor beidseits des Zaunes auch Rupfungen von zwei Auerhennen und einem Auerhahn gefunden. Bei einem weiteren Wintergatter (II) wurden trotz Verblendung mit roten Bändern die Kadaver einer Auerhenne und eines Auerhahnes gemeldet. Im folgenden Jahr wurde ein noch lebender Auerhahn gemeldet, der sich bei der Kollision mit dem Zaun eine Extremität (Lauf) abgerissen hatte. Der entsprechende Zaunabschnitt wurde im Juni 2009 ohne Erfolg nach weiteren Kollisionsopfern und Nachweisen abgesucht (siehe Anhang III).

Neben Wintergattern stellen auch **Verbisskontrollzäune** ein Gefahrenpotenzial dar. Es liegt eine Fundmeldung einer Auerhenne vor, die am 20.4.2010 durch eine Kollision mit einem Verbisskontrollzaun verendete (siehe Anhang III). Bei weiteren Verbisskontrollzäunen im selben Gebiet wurden im Rahmen der dort stattfindenden Verbissaufnahmen keine weiteren Kollisionsfunde gemeldet. Allerdings belegen Feder- und Losungsfunde bei mehreren Verbisskontrollzäunen, dass die Bereiche von Auerhühnern genutzt werden, allerdings wurden bisher keine Kollisionsopfer dokumentiert. In weiterer Folge wurden die Zäune mit Fichtenzweigen verblendet, um die Sichtbarkeit der Zäune zu erhöhen. In einem der Fallstudiengengebiete wurden wiederholt Anflugopfer dokumentiert, die durch Kollision mit einem **Wildzaun** (300 m Länge) zur **Pistenbegrenzung** verendeten. Seit der Errichtung des Zaunes wurden seitens der Jägerschaft immer wieder Kollisionsopfer gemeldet – in 2-3 Jahren wurden gesamt 5 Birkhähne gemeldet, die alle im Frühjahr gefunden wurden. Seit einigen Jahren wird der Zaun mit roten Bändern verblendet, wodurch sich die Situation nach Angaben der Jägerschaft

entschärft haben soll. Bei einem Kontrollgang im August 2008 konnten keine direkten oder indirekten Nachweise von Raufußhühnern dokumentiert werden.

Eine Fundmeldung eines Kollisionsopfers an einem **Stacheldraht-Weidezaun** zeigte, dass auch Zäune mit geringer flächiger Barrierewirkung sowie geringer Höhe ein Gefahrenpotenzial aufweisen. Während die Wintergatter und Verbisszäune lagebedingt v.a. für Auerhühner ein Gefahrenpotenzial aufweisen, waren beim Begrenzungszaun sowie beim Stacheldrahtzaun Birkhühner betroffen (Tab. 3). Die zwei letztgenannten können aber je nach Lage bzw. vertikaler Ausdehnung der Piste potenziell für alle vier Raufußhuhnarten ein Kollisionsrisiko darstellen. In Tab. 3 ist eine Kurzcharakteristik der dokumentierten Zaunkollisionsopfer zusammengestellt.

*Tab. 3: Durch Zäune bedingte Kollisionsereignisse, die bisher dokumentiert und gemeldet wurden;
Winter = Dez.-Feb., Frühjahr = März-Mai, Sommer = Juni-Aug. und Herbst = Sept.-Nov.*

Zaunart	Kollisionsopfer		Saison	Zaunhöhe (m)	Häufigkeit
	Art	Geschlecht			
Wintergatter I	Auerhuhn	Hahn, Henne	Frühjahr	2,5	mehrmals
Wintergatter II	Auerhuhn	Hahn, Henne	Sommer, Herbst	2,5	mehrmals
Verbisskontrollzaun	Auerhuhn	Hahn, Henne	Frühjahr	2	einmalig
Wildzaun Pistenbegrenzung	Birkhuhn	Hahn	Frühjahr	2	mehrmals
Stacheldraht (Weidezaun)	Birkhuhn	Hahn	?	1	einmalig

Weiterreichende Auswertungen der Fundmeldungen sind Punkt 3.5 „Fundmeldungen – Erhebung von Charakteristika des Habitats sowie der Lift/Leistungsstrukturen sowie Zäune“ zu entnehmen.

3.3 Auslegeexperimente

Wie bereits erläutert, wurden Auslegeexperimente durchgeführt, um herauszufinden, wie rasch Kadaver von Prädatoren bearbeitet werden und wie weit dabei Spuren - etwa in Form von Federn - zurück bleiben. Derartige Informationen erlauben in Kombination mit systematischen Begehungen und dabei gefundenen Kollisionsopfern eine grobe Schätzung der Anzahl tatsächlich auftretender letaler Vogelkollisionen.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum jeweils 3 Auslegungsexperimente in den Fallstudiengebieten 1 und 2 durchgeführt und zwar im April/Mai 2009, im November/Dezember 2009 sowie im März/April 2010 (Tab. 4). Im Fallstudiengebiet 1 wurden dabei 2-3 Auslegungsorte ausgewählt und im Fallstudiengebiet 2 wurden 3-5 Auslegungsorte ausgewählt (Tab. 4). In Summe wurden dabei 18

Hühner ausgelegt, zur Feststellung etwaiger Aasfresser wurden an einigen Stellen genehmigte Fotofallen angebracht.

Experimentserie April/Mai 2009

Als Vorbereitung der Experimente wurden im Fallstudiengebiet 1 zwei Tage vor der ersten Auslegung am 26. April 2009 zwei Lifte (A, B) abgegangen und nach Federn abgesucht. Bei dieser Begehung wurden drei Stellen (2x unter Lift B, 1x unter Lift A) mit einem roten Holzpflock markiert und die Plätze mit Fotos dokumentiert (Abb. 23). Bei der Auswahl der Plätze wurde darauf geachtet, dass diese nicht von den bestehenden Pisten, Wegen und Straßen aus einsehbar, aber dennoch weniger als 50 Meter von der Liftrasse entfernt und gut erreichbar waren. Beim zweiten Platz wurde eine Fotofalle (Bushnell Trail Scout) mit folgender Konfiguration installiert: „Einzelbildmodus/24-Betrieb mit LED-Blitz/Tag: 6-20 Uhr/Auslösungsverzögerung: 1 Minute“. Das funktionsgerechte Auslösen der Fotofalle wurde überprüft.

Am Tag vor der Auslegung (27.04.2009) wurden im Fallstudiengebiet 2 weitere fünf Plätze bestimmt und markiert. Dabei wurden drei weitere Fotofallen mit der oben beschriebenen Konfiguration installiert (vgl. Tab. 4). An zwei Stellen (H4, H6) war der Schnee bereits komplett weggeschmolzen.

Tab. 4: Bezeichnung, Kurzcharakteristik und Ergebnisse der Auslegungsexperimente April/Mai 2009.

Gebiet	Standort	Seehöhe (m)	Beschreibung	Fotofalle	Liegedauer der Kadaver in Tagen (nach der Auslegung)	mögliche Aasfresser*
1	H1	1651	lockerer Fichtenwald	---	5-6	Krähenvögel, Marderartige
1	H2	1710	einzelne frei stehende Bäume und Zwergsträucher	Bushnell Trail Scout	5	Kolkrabe, ?
1	H3	1754	offenes Gelände mit Latschen	---		
2	H4	1198	dichter Fichtenwald	Bushnell Trail Scout	4	? (Federn im Umkreis von 1,5 m)
2	H5	1585	offenes Gelände, Blockfelder	Bushnell Trail Scout		
2	H6	1603	offenes Gelände, Felsnase mit Latschen	---	7	? (wenige Federreste)
2	H7	1630	offenes Gelände mit vielen Latschen und einzelnen Bäumen	---	7	?
2	H8	1340	Mischwald	Bushnell Trail Scout	10-12	?

* „?“ steht für die Nutzung des Kadavers durch unbekannte Aasfresser

Für die Auslegung am 28. April 2009 wurden 11 Wochen alte, ca. 2,5 kg schwere Bio-Freilaufhühner (*Gallus gallus domesticus*) genutzt. Die Hühner wurden unmittelbar nach der Schlachtung auf dem Bauernhof abgeholt. Um die Aufnahme von menschlichen Gerüchen zu minimieren, wurden bei der Schlachtung wie auch bei der weiteren Handhabung Plastikhandschuhe getragen. Für die Auslegung wurden die Hühner einzeln zu den markierten Plätzen transportiert und vor Ort aus dem Plastikbeutel entnommen und rasch auf den Markierungsstock gelegt. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Aufenthaltszeit am Auslegungsort nur kurz war. Die genaue Lage des Huhns wurde jeweils mit einem Foto festgehalten. Zirka 5 Stunden nach der Schlachtung waren alle Hühner ausgelegt und die Totenstarre war bis zum Zeitpunkt der Auslegung nicht eingetreten.

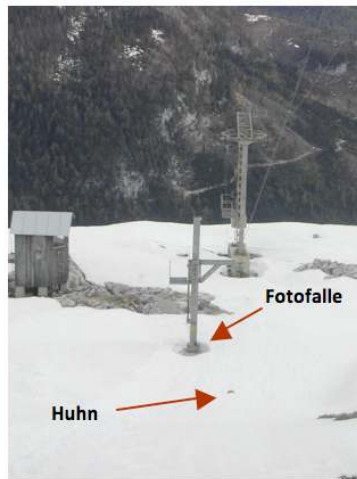
In den folgenden Tagen (29.04-02.05.2009 und 05./06.05.2009) wurden die acht Auslegungsorte wiederholt aufgesucht und wenn möglich, aus der Distanz mit einem Fernglas die Präsenz/Absenz der Hühner resp. Hinweise auf Besuche (Abdrücke im Schnee, etc.) bestimmt. Nach der Entfernung eines Huhnes durch Prädatoren wurden die am Auslegungsplatz zurück bleibenden Spuren mit Fotos dokumentiert. Wenn am Punkt eine Fotofalle installiert war, wurde diese abmontiert und die Fotos gesichert und ausgewertet. Am 06.05.2009 wurden bei H5 und H8 die Batterien der Fotofallen ausgetauscht und die Einstellungen der Fallen kontrolliert. Diese beiden Fallen wurden eine weitere Woche lang aktiv im Gelände belassen um die Entfernung dieser beiden Hühner zu überwachen.

Fünf der acht ausgelegten Hühner verschwanden innerhalb von sieben Tagen nach ihrer Ausbringung, ein weiteres war nach 12 Tagen nicht mehr auffindbar (siehe Tab. 4). Bei einem Huhn konnten die Kontrollen nach neun Tagen witterungsbedingt (große Neuschneeauflagen) nicht mehr fortgesetzt werden, der Kadaver war zu diesem Zeitpunkt noch unversehrt. Ein weiteres Huhn wurde vermutlich von zwei Personen entfernt, die von der Fotofalle unmittelbar am Kadaver aufgenommen wurden. Die letztgenannten zwei Tiere können demnach nicht ausgewertet werden.

Bei Bevanger (1995a) wurden künstlich ausgebrachte Vogelkadaver vor allem im Frühjahr sehr rasch von Aasfressern angenommen, nur wenige Kadaver verblieben länger als 2-3 Tage nach der Auslegung, einige verschwanden schon innerhalb der ersten 14 Stunden.



Ausrichtung der Fotofalle



Huhn

Fotofalle

Standort H5



Ausgelegtes Huhn (H1)



Fotofalle H2: Krähenvogel b. Kadaver



Federspuren H4 (nach 3 Tagen)



Federspuren H2

Abb. 23: Exemplarische Fotodokumentation der Auslegeexperimente im April/Mai 2009.

Experimentserie November/Dezember 2009

Analog zu den oben angeführten Auslegungsserien wurden auch im Winter 2009 Hühnerkadaver ausgebracht (Fallstudiengebiet 1: $n = 2$, Fallstudiengebiet 2: $n = 3$; vgl. Abb. 24 u. 25; Tab. 5), wobei an allen Standorten Fotofallen angebracht wurden, um die Verweildauer der Kadaver zu erheben. Die Fotofallen DOERR BolyGuard 5.0 IR wurden mit folgender Konfiguration installiert: Bildgröße 5M Pixel, 3 Aufnahmen pro Bewegung, Auslöseverzögerung 10 Sek., höchste Empfindlichkeit. Die Auslegeexperimente starteten am 12.11.2009, in beiden Fallstudiengebieten waren die Lifte noch nicht in Betrieb. Am 14.12.2009 wurden in der Folge die Fotofallen wieder demontiert.

Tab. 5: Bezeichnung, Kurzcharakteristik und Ergebnisse der Auslegungsexperimente Nov./Dez. 2009.

Gebiet	Standort	Seehöhe (m)	Beschreibung	Fotofalle	Liegedauer der Kadaver in Tagen (nach der Auslegung)	mögliche Aasfresser*
1	H1	1651	Dichtere Kampfwaldzone, lockerer Kronenschluss, H2 neben kleiner Lärchendickung	DOERR Boly-Guard	< 10	?
1	H2	1710	Freie Wiese zwischen Latschen, Lärchen, oberste Kampfwaldzone	DOERR Boly-Guard	< 14	
2	H3	1340	Kampfwaldzone	Bushnell	2	Kolkrabe, Rotfuchs
2	H4	1580	Grenze zwischen Kampfwald und freien Almflächen	DOERR Boly-Guard	unbekannt	? (keine Federreste, keine Spuren)
2	H5	1640	Kleines Plateau, freie Almwiese	DOERR Boly-Guard	unbekannt	? (keine Federreste, keine Spuren)

* „?“ steht für die Nutzung des Kadavers durch unbekannte Aasfresser



Abb. 24: Exemplarische Fotodokumentation der Auslegungsexperimente im Fallstudienggebiet 1 im Winter 2009.



Abb. 25: Exemplarische Fotodokumentation der Auslegungsexperimente im Fallstudienggebiet 2 im Winter 2009.

Im Fallstudiengebiet 1 löste die Fotofalle auf dem oberen Punkt (H1) nach 14 Tagen aus, das Huhn war zu diesem Zeitpunkt jedoch schon verschwunden (siehe Abb. 26). Auf dem unteren Auslegepunkt (H2) wurde die Kamera nach 10 Tagen von einer auftauenden und sich daher bewegenden Latsche ausgelöst, das ausgelegte Huhn war zu diesem Zeitpunkt ebenfalls schon verschwunden (siehe Abb. 27).



Abb. 26: erster Auslöser am 22.11., der ausgelegte Hahn ist bereits weg.



Abb. 27: (a) links oben: Fallstudiengebiet 1 Auslegepunkt H2: Start des Auslegeexperimentes, der Hahn liegt in der Bildmitte; (b) rechts oben: Tier löst am 26.11. die Falle aus, das ausgelegte Huhn ist bereits weg; (c) und (d) links und rechts unten: Verschiedene Arten (Reh, Gämse) lösen sowohl bei Tag als auch bei Nacht die Fotofalle aus.

Im Fallstudiengebiet 2 wurden auf Punkt H3 von der Fotofalle (Bushnell Trail Scout) am Tag nach dem Auslegen erste Aufnahmen von einem Kolkraben gemacht, der den Hahn aus dem Kamerabereich hinter einen Baumstumpf verschleppte, wobei der Hahn dabei viele Deckfedern verlor (vgl. Abb. 28). Die Fotofalle löste abermals am 14.11. nachts aus, jedoch ohne erkennbaren Grund. Am 15.11. wurden mehrere Fotos ausgelöst, auf denen teilweise ein Kolkrabe zu sehen war. Am 15.11. löste um 22.45 ein Rotfuchs die Fotofalle aus (Abb. 28).

Bei zwei weiteren Auslegepunkten (H4 und H5) wurden die Fotofallen nicht ausgelöst und es waren bei Beendigung des Auslegeexperimentes keine Federreste und Tierspuren zu entdecken. Die (fabriksneuen) DOERR BolyGuard - Kameras dürften trotz der zu erwartenden Funktionstüchtigkeit (lt. Betriebsanleitung) wegen der kalten Umgebungstemperatur nicht funktioniert haben, bei Versuchsbeginn wurde das ordnungsgemäße Auslösen der Kameras getestet und auch festgestellt. Die Batterien waren bei allen Kameras zum Zeitpunkt des Ausbringens neu und auch beim Einholen immer noch funktionstüchtig.



Abb. 28: (a) links oben bis (c) links unten: Erste Nutzung des ausgelegten Hahns am Punkt H3 am Loser durch einen Kolkraben; (d) rechts unten: Rotfuchs löst die Fotofalle aus (siehe Markierung).

Experimentserie April 2010

Analog zu den oben angeführten Auslegungsserien wurden im April 2010 Hühnerkadaver ausgebracht (Fallstudiengebiet 1: n=1, Fallstudiengebiet 2: n=3) und die Probepunkte mit Fotofallen (DOERR BolyGuard) bestückt. Die Auslegeexperimente starteten am 20.4.2010 und endeten am 30.4.2010.

Beim Auslegepunkt H2 im Fallstudiengebiet 1 wurde die Fotofalle fünf mal beim Auslegen des Huhns ausgelöst (Test der Funktionstüchtigkeit), danach wurden keine Fotos mehr aufgenommen. Am Auslegungsort fanden sich sehr viele Deckfedern, aber keine Schwung- oder Stoßfedern des ausgelegten Huhns. Das bedeutet, dass das Huhn zunächst teilweise gerupft, schließlich aber zum Großteil getragen wurde. Möglicherweise wurde der Kadaver zunächst von einem Krähenvogel genutzt und anschließend von einem Fuchs oder Greifvogel verschleppt.

Im Fallstudiengebiet 2 wurde auf Punkt H3 die Kamera ebenfalls beim Auslegen am 20.4. vier mal ausgelöst und dann am 22.4. durch einen Kolkraben (schlechte Fotoqualität, Abb. 29). Es befanden sich Federreste am Auslegungsort, darunter einige Deckfedern und ca. 15 Schwungfedern, die fast alle abgebissen wurden. Auch hier kann man davon ausgehen, dass wie beim ersten Auslegeexperiment der Kadaver zunächst durch Krähenvögel und anschließend durch den Fuchs genutzt wurde.

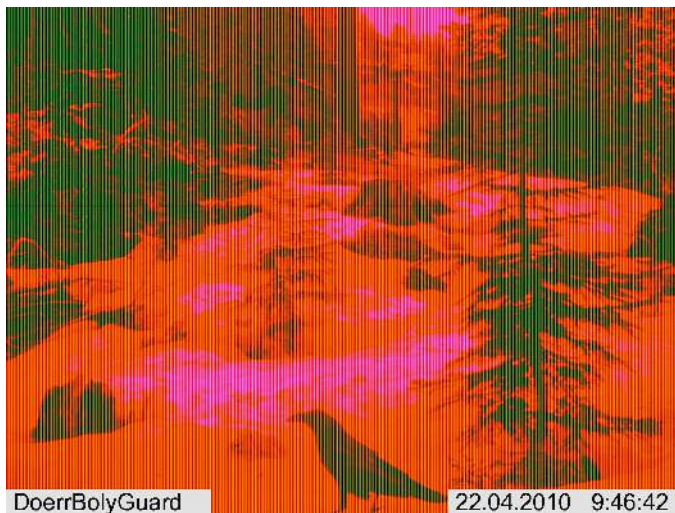


Abb. 29: Die Fotofalle H3 wird am 22.4. durch einen Kolkraben ausgelöst.

Bei den Standorten H4 und H5 wurden beim Auslegen des Kadavers Fotos aufgenommen, danach lösten die Kameras nicht mehr aus. Bei der Abschlusskontrolle waren die ausgelegten Hühner zur Gänze verschwunden und es befanden sich keine Federreste oder Fährten am Auslegungsort (Tab. 5). Unmittelbar neben dem Auslegepunkt H5 wurde auf der Lifttrasse Marderlosung gefunden. Bei beiden Standorten ist davon auszugehen, dass die Kadaver zur Gänze weggetragen wurden.

Methodenkritik Auslegeexperimente

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen Vor- und Nachteile der beiden gewählten Versuchsanordnungen: (a) laufende Kontrolle der Verschwinderaten vor Ort oder (b) ausschließliche Überwachung des ausgelegten Kadaver mittels Fotofallen. Methode (a) erfordert einen hohen Personen-/Zeitaufwand und wird daher realistischer Weise nur in Ausnahmefällen umsetzbar sein. Die wesentlich stärkere menschliche Präsenz im (weiteren) Umfeld der Kadaver kann vor allem bei Krähenvögeln zu einer stärkeren Nutzung führen (vgl. Storch & Leidenberger 2003). Dies war bei den Auslegeexperimenten im Fallstudiengebiet 2 gut zu beobachten, wo unmittelbar nach der Ausbringung der Hühnerkadaver schon die ersten Krähenvögel um den Auslegeort kreisten. Dieser Nachteil steht den genaueren und anscheinend auch zuverlässigeren Angaben zum Zeitpunkt der Nutzung des Kadavers gegenüber. Methode (b) eröffnet die Möglichkeit, auch ohne allzu hohen Zeitaufwand Ergebnisse zu Verschwinderaten von Kadavern zu erhalten. Allerdings ist auch nach Überprüfung der Funktionstüchtigkeit und sachgerechter Montage mit Ausfällen von Fotofallen zu rechnen. Grundsätzlich ist bei Auslegeexperimenten zu beachten, dass keine „unnatürlich“ hohen Aasduften erzeugt werden, die zu einer starken Konzentration von potenziellen Aasfressern hervorrufen können und somit dem Zweck der Experimente zuwider laufen (vgl. Bevanger et al. 1994). Zum anderen gibt es auch Fälle, wo sich bestimmte Tierarten als „köderschau“ erwiesen haben. Beobachtungen an ausgelegten Tierkadavern haben gezeigt, dass dies zum Beispiel auf den Fuchs zutreffen kann (Bevanger et al. 1994).

Exemplarische Berechnung von Kollisionsraten

Die Auslegeexperimente wurden durchgeführt, um Daten über Kollisionsraten von Raufußhühnern hinsichtlich ihrer Repräsentativität einstufen zu können. Da stets davon auszugehen ist, dass Kadaver von Anflugopfern durch Aasfresser genutzt werden und daher nicht mehr aufzufinden sind, steht jeder gefundene Totfund in Abhängigkeit von der Aktivität etwaiger Aasfresser für eine größere Anzahl von tatsächlich verunfallten Vögeln. Darüber hinaus bestimmen – wie unter Punkt 2.4 „Auslegeexperimente“ erläutert – weitere systematische Fehlerquellen über die Repräsentativität von Funden, nämlich habitatbedingte Fehler, unterschiedliche Distanzen des Sterbeortes vom Lift/von der Leitung sowie Suchfehler der Beobachter.

Da bei den regelmäßigen Liftkontrollen im vorliegenden Projekt keine Kollisionsopfer gefunden wurden, wird im Folgenden exemplarisch aufgezeigt, wie die Berechnung von anzunehmenden Kollisionszahlen aus Totfunden erfolgen kann.

Dabei stehen u.a. die Berechnungsansätze nach (a) Bevanger (1995a) sowie (b) die nach Brown & Drewien (1995, zit. bei Marti 1998) zur Verfügung.

(a) Berechnungen nach Bevanger (1995a)

Folgende Formel verwendet Bevanger (1995a), um aus Kollisionsfunden absolute Anzahlen an Kollisionsoffern abzuschätzen:

$$N = tdb / (pbf * pnr * ps * pbk)$$

tdb = Anzahl Totfunde (total number of detected **dead birds**)

pbf = Wiederfundrate (**p**ercent of dead **b**irds **f**ound; herzuleiten aus Auslegeexperimenten)

pnr = Rate nicht durch Aasfresser entfernter Kollisionsoffer (**p**ercentage of dead birds **n**ot removed by scavengers; herzuleiten aus Auslegeexperimenten)

ps = Anteil der Leitungstrasse, der kontrolliert wird/werden kann (**p**roportion of line section which is **s**earchable; aus Karten abzuschätzen)

pbk = Anteil der Vögel die nach einer Kollision in den Suchkorridor fallen (**p**ercentage of **b**irds colliding that were **k**illed and fell on the search area; direkte Beobachtung von Anflugopfern bzw. Anschätzen anhand von Literatur)

Ad pbf – Wiederfundrate:

In Abhängigkeit von der Größe eines Vogelkörpers bzw. von Kadaverresten sowie den umliegenden Vegetationsstrukturen kann es in unterschiedlichem Ausmaß vorkommen, dass Kadaver(teile) von einem Beobachter übersehen werden. Diesen systematischen Fehler kann man grundsätzlich ebenfalls anhand von Auslegeexperimenten testen und berechnen (Fragestellung: in welchem Ausmaß werden unterschiedlich große, künstlich ausgebrachte Vogelkadaver von einem Beobachter wiedergefunden). Bevanger (1995a) fasst Resultate einiger Studien zusammen, die unterschiedliche Auffinderaten von „kleinen“ und „großen“ Vögeln feststellen, wobei sich die Werte zwischen etwa 70-80% bewegen. Bevanger (1995a) nimmt für seine Berechnungen folgende Wiederfundraten an: (a) Birk- und Auerhuhn 80% im Herbst (Sept.-Okt.), 60% im Winter (Nov.-März) und 80% im Frühjahr (April-Mai). Für das Moorschneehuhn vermindert er die winterliche Wiederfundrate auf Grund der Tarnfärbung auf 40%.

Ad pnr - Rate nicht durch Aasfresser entfernter Kollisionsoffer:

Zieht man die Ergebnisse der Auslegeexperimente vom April/Mai 2009 heran, so ergibt sich (vereinfacht dargestellt) nach einem Zeitintervall von 5 Tagen ein Anteil von 50% an nicht von Aasfressern entfernten Kadavern. Nach 7 Tagen wäre dieser Wert nur noch 17%. In Wirklichkeit werden die Verschwinde- oder Verbleiberaten aber nicht in linearer Abhängigkeit von der Zeit berechnet, sondern einer Weibull-Verteilung folgend (siehe Bevanger et al. 1994). Bevanger (1995a) errechnet für Norwegen Verschwinderaten von Birkhuhn und Auerhuhn von 70% (Herbst), 50% (Winter) und 70%

(Frühjahr) sowie für das Moorschneehuhn 80%, 70% und 80% (ebenfalls Herbst, Winter und Frühjahr).

Zieht man die Daten der Auslegeserie April/Mai 2009 des vorliegenden Projekts heran, so ergibt sich folgender zeitlicher Verlauf (Abb. 30):

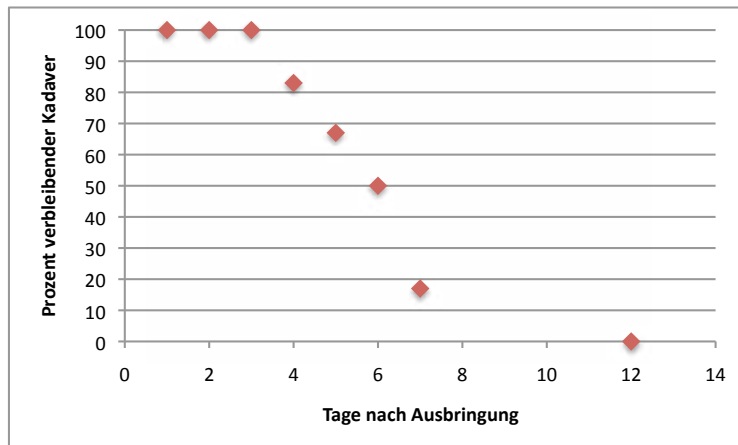


Abb. 30: Prozentsatz verbleibender Vogelkadaver im Auslegeexperiment des vorliegenden Projekts im April/Mai 2009.

Aus fünf Auslegeexperimenten mit Stichprobengrößen zwischen 8 und 20 ausgelegten Vögeln errechnen Bevanger et al. (1994) auf der Basis von Weibull-Verteilungen erwartete Verweilzeiten von künstlich ausgebrachten Vogelkadavern zwischen 3,8 und 13,2 Tagen. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie liegen somit in einer vergleichbaren Größenordnung.

Ad ps - Anteil der Leitungstrasse, der kontrolliert wird/werden kann:

Je nach Geländeform/-neigung und Vegetationsbedeckung können u.U. gewisse Teile einer Leitungs- oder Lifttrasse von Beobachtern nicht betreten und abgesucht werden. Da hier potenziell dennoch Anflugopfer zu erwarten sind, müssen Totfunde an einem Lift oder einer Leitung in Relation zu Gesamtlänge dieser Anlage gesetzt werden bzw. ist das Verhältnis von kontrollierter zu nicht kontrollierter Strecke zu beachten. Im vorliegenden Projekt konnten 98% der kontrollierten Anlagen auch begangen werden. In seiner Studie nimmt Bevanger (1995a) für diesen Faktor eine Größenordnung von 70-90% der Anlagenkorridore an.

Ad pbk - Anteil der Vögel die nach einer Kollision in den Suchkorridor fallen:

In deutschen, niederländischen und finnischen Untersuchungen fanden verschiedene Autoren heraus, dass 22-50% jener Vögel, die an Lift-/Leistungsstrukturen zu Schaden kommen, noch einige Distanzen zurück legen und sich verletzte Vögel bis 2 km aus dem Suchkorridor einer Anlage hinaus bewegen können (vgl. Renssen et al. 1975, Hiltunen 1953, Heijnis 1980, sämtl. zit. bei Bevanger 1995a). Der Anteil dieser Vögel ist nur über direkte Beobachtungen (Zufallseignisse) bzw. über Telemetriestudien (vgl. Heijnis 1980, zit. bei Bevanger 1995b) festzustellen, ansonsten empfiehlt auch Bevanger

(1995a) die Übernahme von Erfahrungswerten aus der Literatur. Derselbe Autor nimmt auf Grund eigener Erfahrungen folgende Anteile von Vögeln an, die nach einer Kollision innerhalb der Suchkorridore zu liegen kommen: 80% im Herbst, 70% im Winter und 80% im Frühjahr, wobei diese Werte für Auerhuhn, Birkhuhn und Moorschneehuhn gelten.

Für den exemplarischen Berechnungsfall werden nun für das Frühjahr folgende Werte der Eingangsgrößen in die Formel angenommen:

$$N = tdb / (pbf * pnr * ps * pbk)$$

tdb = Anzahl Tode

pbf = Wiederfundrate = 80%

pnr = Rate nicht durch Aasfresser entfernter Kollisionsopfer = 20%

ps = Anteil der Leitungstrasse, der kontrolliert wird/werden kann = 98%

pbk = Anteil der Vögel die nach einer Kollision in den Suchkorridor fallen = 80%

daraus ergibt sich:

$$N = tdb / (0,8 * 0,2 * 0,98 * 0,8) \rightarrow N = tdb / 0,125$$

d.h. ein toter Vogel steht im Berechnungsbeispiel für 8 tatsächlich durch Kollisionen zu Tode gekommen Individuen ($N = 1 / 0,125$) innerhalb einer Anlage

(b) Berechnungen nach Brown & Drewien (1995), zit. bei Marti 1998

Eine ähnliche, aber einfachere Berechnungsmethode bieten Brown & Drewien (1995, zit. bei Marti 1998) mit der nachstehenden Formel:

$$TM = FM / [(1 - S) (E)]$$

TM = Gesamtmortalität

FM = gefundene Mortalität

S = Anteil der von Prädatoren entfernten Kadaver

E = Suchefferizienz

Weitere Berechnungsmethoden – etwa von Faanes (1987) und Hartmann et al. (1992) finden sich in Marti (1998).

3.4 Fundmeldungen – Erhebung von Charakteristika des Habitats sowie der Lift-/Leistungsstrukturen sowie Zäune

In Summe liegen 51 Fundmeldungen vor, die teilweise auf eigenen Beobachtungen und zum überwiegenden Anteil auf Fremdmeldungen durch RevierinhaberInnen und sonstige lokale Experten beruhen. Da es sich um einzelne Zufallsmeldungen handelt, können die Charakteristika dieser Beobachtungen/Fundorte nicht mit einer „Angebots“-Situation verglichen werden. So liegen beispielsweise bei den Infrastrukturen, an denen tödliche Kollisionen stattfanden, keine Informationen über das allgemeine Vorhandensein weiterer Lift- und Leistungsstrukturen im umliegenden Gebiet vor. Die nachstehenden Auswertungen liefern Hinweise auf reale Kollisionssituationen, es können aber keine zahlenmäßigen Kollisionswahrscheinlichkeiten daraus abgeleitet werden.

3.4.1 Lift- und Leistungsstrukturen

Betroffene Arten

Insgesamt wurden 38 Fundmeldungen an Kollisionsoffern detaillierter ausgewertet, bei denen der Fundort genauer eingegrenzt war und begleitende Parameter erhoben werden konnten. Alle vier potenziell kollisionsgefährdeten Raufußhuhnarten finden sich bei diesen Fundmeldungen wieder, wobei das Birkhuhn mit 45% der Meldungen den größten Anteil ausmacht, gefolgt von Schneehuhn (24%) und Auerhuhn (23%). Die geringsten Anteile nimmt das Haselhuhn mit 8% der Meldungen ein. Diese Ergebnisse unterstreichen die bekannte Tatsache, dass Birkhuhnlebensräume in besonderem Ausmaß durch Lift- und Leistungsstrukturen gefährdet sein können, weil sich hier in starkem Ausmaß präferierte Aufenthaltsbereiche der Vogelart mit menschlichen Nutzungsinteressen überlappen (vgl. Meile 1982, Wöss & Zeiler 2003).

Gefährliche Infrastrukturen

Die weitaus überwiegende Mehrheit an Funden stammt von Schleppliften und zu einem deutlich geringeren Anteil von Sesselliften (vgl. Abb. 31). Aber auch andere Lift- und Leistungsstrukturen (z.B. Telefonleitungen, Spannungsmasten) wurden bei den Zufallsfunden genannt. Transportseilbahnen, Kabinenbahnen oder Mittelspannungsleitungen waren hingegen bei den Meldungen nicht vertreten. Soweit bekannt, stammt ein Großteil der Meldungen aus dem unmittelbaren Umfeld der jeweiligen Lift-/Leistungsanlage, also aus einem Korridor von etwa 10 m beiderseits der Anlage.

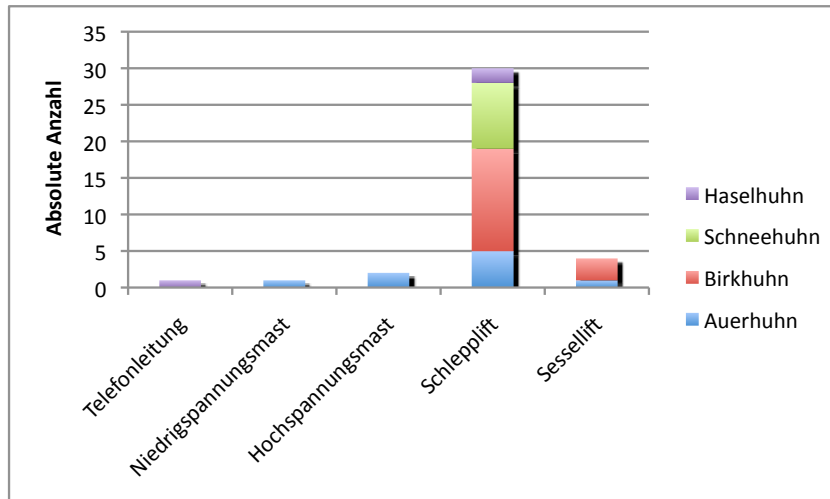


Abb. 31:
Absolute Anzahl der gemeldeten Vogelkollisionen innerhalb der verschiedenen Lift- und Leitungsinfrastrukturen.

Das am häufigsten genannte Kollisionsbauwerk „Schleplift“ stellt für alle 4 Raufußhuhnarten eine potenzielle Gefahrenquelle dar. Wie aus Abb. 31 zu entnehmen, beziehen sich in der Folge die meisten ausgewerteten Fundmeldungen auf Vogelkollisionen an Schlepliften. Systematische Erhebungen von Miquet (1990) an Liften in den Französischen Alpen ergaben eine signifikant höhere Kollisionshäufigkeit von Birkhühnern an Schlepliften als an Sesselliften. Im Erhebungsgebiet von Miquet (1990) machten Schleplifte 48% der gesamten Liftlänge aus, denen jedoch 78% der kollisionsbedingten Todesfälle zuzuordnen waren. Eine weitere Studie in den Französischen Alpen und den Pyrenäen zeigte, dass beim Birkhuhn 77% der Kollisionsopfer, beim Schneehuhn 88% der Kollisionsopfer sowie beim Auerhuhn 64% der Kollisionsopfer Schlepliften zuzuordnen waren (OGM 2006). Für eine derartige Beurteilung in entsprechenden österreichischen Erholungsgebieten wäre in größerem Rahmen – wie bereits angedeutet – ein Vergleich der Kollisionssituation mit der „Angebotssituation“ notwendig (sprich: welche Liftstrukturen liegen in einem Studiengebiet in welcher Anzahl und Lauflänge vor und wie verteilen sich im Gesamtgebiet die Kollisionsfälle auf diese Strukturen). Generell ist abschließend jedoch davon auszugehen, dass offensichtlich bei Schlepliften ein hoher Bedarf besteht, gefährliche Situationen zu erkennen und durch etwaige Maßnahmen zu entschärfen. In Bezug auf das Auerhuhn ist festzuhalten, dass hier von vielfältigen Gefährdungen durch verschiedenste Lift- und Leitungsbauwerke auszugehen ist (vgl. Abb. 31) und eine alleinige Konzentration präventiver Maßnahmen auf Schleplifte für diese Vogelart sicherlich unzureichend wäre. Gerade bei dieser Art sind auch Stromleitungen als Gefahrenquellen im Auge zu behalten. Einzelne Charakteristika der Kollisionsbauwerke (Höhe des obersten Seils, Seilstärke etc.) werden an späterer Stelle noch eingehend thematisiert.

Kritische Saisonen

Ordnet man die vorliegenden Kollisionsmeldungen den vier Jahreszeiten zu, so ergibt sich eine klare Reihung in der Kollisionshäufigkeit: Frühling > Sommer > Winter (Abb. 32). Im Herbst wurde kein Vogelschlag an Lift- und Leitungsinfrastrukturen beobachtet. Dabei ist eine mögliche unterschiedliche jahreszeitliche Präsenz etwaiger Beobachter zu beachten. Bei Liftpersonal ist davon auszugehen, dass in den Monaten außerhalb des Betriebs der Anlagen nur eine geringe bzw. gar keine Präsenz im Gebiet vorliegt und daher Meldungen vor allem für die Winterperiode eingehen. Bei RevierleiterInnen bzw. Jagdausübungsberechtigten ist sicherlich während der jeweiligen Balzzeiten mit einer verstärkten Anwesenheit vor Ort zu rechnen.

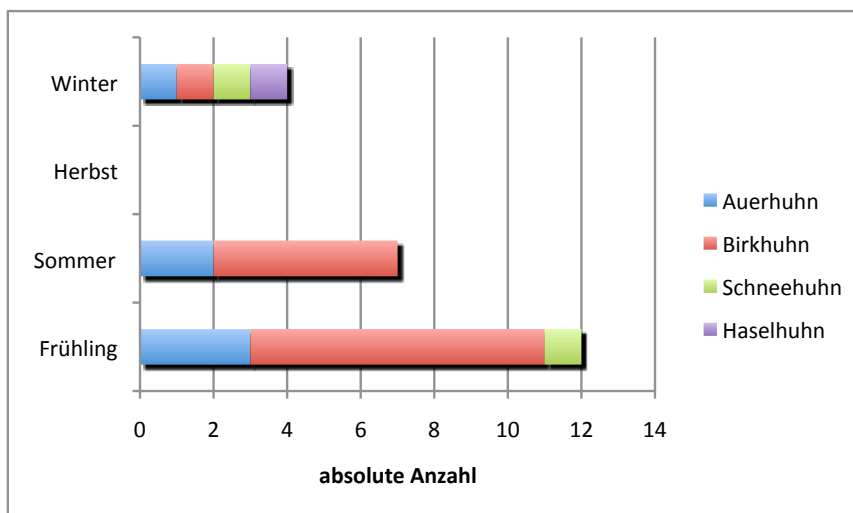


Abb. 32: Absolute Anzahl an Kollisionsoffern innerhalb der 4 Saisonen, aufgeteilt nach Raufußhuhnarten (n = 23)

Die im Vergleich zu den übrigen Jahreszeiten hohe Kollisionshäufigkeit im Frühling deckt sich mit Angaben von Bevanger & Brøseth (2004), die an Stromleitungen in subalpinen Lebensräumen in Norwegen eine erhöhte Kollisionsrate von Schneehühnern im Frühjahr feststellen und dies unter anderem auf die saisonalen Aktivitätsmuster der Art (Balzzeit im Frühjahr) zurückführen. Im Gegensatz zur vorliegenden Studie beobachteten Bevanger & Brøseth (2004) und Bevanger (1995) auch im Winter hohe Kollisionsraten, gefolgt von Herbst und Sommer. Hier dürften sich aus der Tageslänge und den regional typischen Witterungssituationen in Norwegen Unterschiede zu den österreichischen Gegebenheiten ergeben. Baines & Andrew (2003) berichten von Raufußhuhnkollisionen an Zäunen im Schottischen Hochland und stellen hier ebenfalls ein Gipfel der Kollisionsraten im Frühjahr fest. Sie zitieren Catt et al. (1994), die im Herbst eine erhöhte Kollisionshäufigkeit des Auerhuhns an Zäunen beobachteten und dieses Phänomen auf eine höhere Flugaktivität von Jungvögeln zurückführen, die zu dieser Jahreszeit das Schlupf- bzw. Aufzuchtgebiet verlassen. Zusätzlich sind bei der jahreszeitlichen Verteilung der gemeldeten Kollisionsopfer auch geschlechtsspezifische Aktivitätsmuster zu berücksichtigen (siehe nächster Punkt).

Geschlechtsspezifische Gefährdung in den Jahreszeiten

Da Hähne und Hennen in den einzelnen Saisons unterschiedliche lokomotorische Aktivität zeigen, wurden die gemeldeten Funde hinsichtlich Geschlecht und Jahreszeit gesondert betrachtet (Abb. 33).

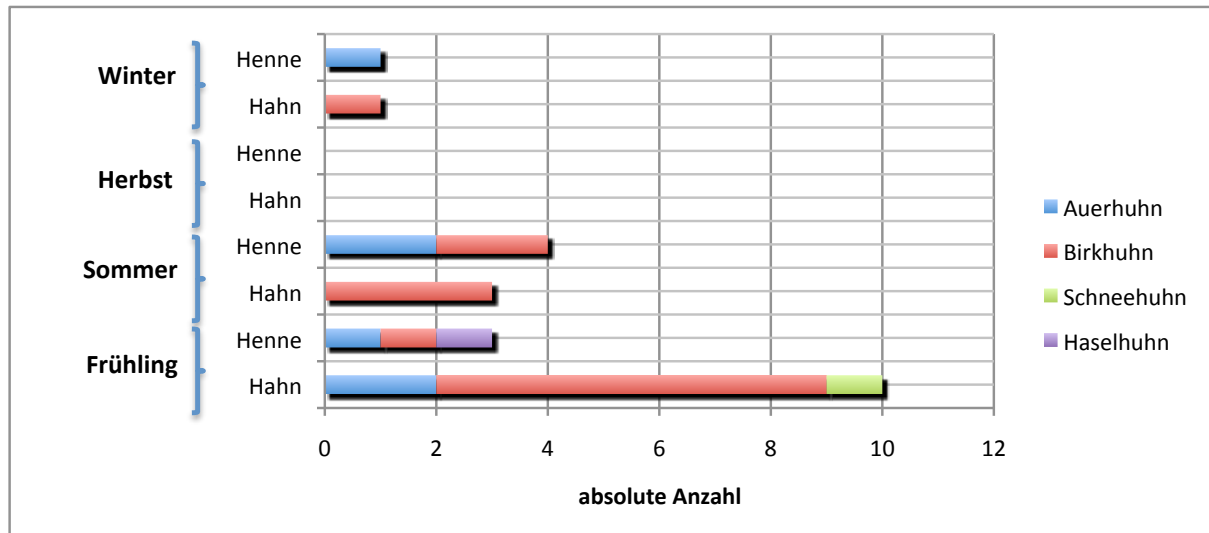


Abb. 33: Anzahl gemeldeter Hähne und Hennen innerhalb der Kollisionsopfer, getrennt nach Art und Jahreszeit ($n = 22$).

Beim Birkhuhn überwiegen bei den Frühjahrsfunden die Hähne, die sich ja im Zuge der Frühjahrsbalz vermehrt überstellen, um Balzplätze aufzusuchen. Im Sommer ist dann das Geschlechterverhältnis bei den Birkhuhn-Todfunden in etwa ausgeglichen. Miquet (1990) berichtet in seiner Studie von einer höheren Kollisionsgefährdung von Birkhähnen und führt diese Tatsache auf die Körpergröße und damit zusammenhängende geringere Wendigkeit im Flug im Vergleich zu Hennen zurück sowie auf eine größere Mobilität der Hähne im Winter und während der Balz. Beim Auerhuhn liegen nur 6 gemeldete Fälle vor, bei denen das Geschlecht und die Saison des Fundes bekannt waren, insofern sind weitreichende Schlussfolgerungen aus den vorliegenden Beobachtungen nicht angebracht. Anzumerken ist jedoch, dass für die Sommer- und Winterperiode lediglich Meldungen von verunglückten Auerhennen vorliegen, während im Frühjahr auch 2 Hähne gefunden wurden. Da tote Hennen bei Auerhuhn (und Birkhuhn) grundsätzlich durch ihre Tarnfärbung schwerer zu entdecken sind, ist hier wiederum nicht von großen systematischen Beobachtungsfehlern auszugehen. Zusammenfassend ergibt sich folgendes Bild der Geschlechteranteile an Todfunden bei den einzelnen Raufußhuhnarten (Abb. 34):

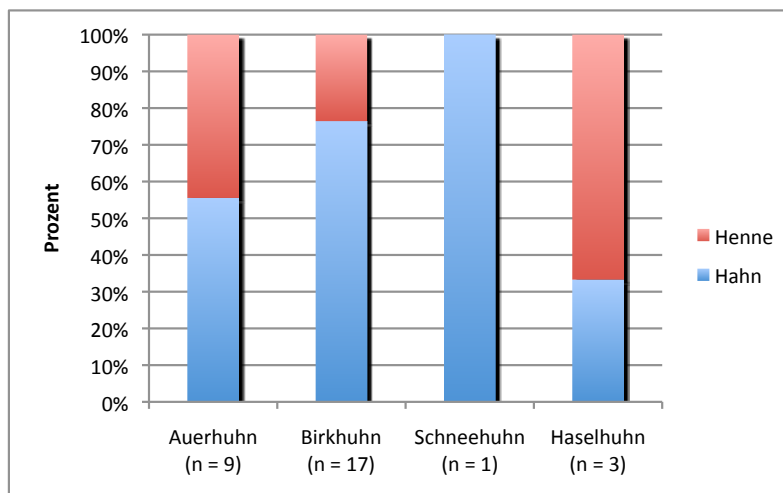


Abb. 34: Prozentuelle Anteile von Hähnen und Hennen an den jeweiligen Fundmeldungen pro Art (n = 30), absolute Fundzahlen in Klammer.

Altersspezifische Gefährdung

Um herauszufinden, ob unterschiedliche altersabhängige Anfälligkeiten für Kollisionsmortalitäten zu erwarten sind, wurde versucht, eine Einordnung der Fundmeldungen in Jungvögel (Schneider) und Altvögel vorzunehmen. Allerdings waren nur bei etwa einem Viertel der Fundmeldungen (n = 10) Informationen zum Altersstatus verfügbar. Innerhalb dieser 10 Kollisionsopfer dominieren ganz klar Altvögel das Bild (n = 8). Verallgemeinernde Schlussfolgerungen sollten daraus nicht gezogen werden, da nicht bekannt ist, wie die Fortpflanzungserfolge in den Beobachtungsgebieten sind und wie sich daher Kollisionswahrscheinlichkeiten für Alt- oder Jungvögel gestalten. Wie schon erwähnt, zitieren Baines & Andrews (2003) eine Arbeit von Catt et al. (1994), aus der ein höheres Kollisionsrisiko von Jungvögeln auf Grund stärkere lokomotorischer Aktivitäten im Herbst abzuleiten wäre.

Gefährliche Geländebereiche

Auf Ebene des Makroreliefs wurden die vorliegenden Totfunde bestimmten Geländesituationen zugeordnet². Innerhalb der Fundmeldungen dominieren dabei ganz deutlich Hangsituationen, wo fast 50% der gemeldeten Todesfälle beobachtet wurden und alle vier Raufußhuhnarten vertreten sind (Abb. 35).

² Definition verschiedener Reliefeinheiten im Makrorelief: Ebene: Flachform großer Erstreckung; reliefsschwach, Neigung < 5%; Talboden/-sohle: Flachform, von ansteigenden Flächen begrenzt; Terrasse: Flachform, von abfallenden Flächen begrenzt; Kessel: Konkavform mit rundem Grundriss; Kuppe: Konvexform mit rundem Grundriss; Rücken: Konvexform mit ovalem Grundriss; Geländekante: Übergangsbereich zwischen zwei Flächen unterschiedlicher Neigung; Senke: Konkavform kleinerer Ausdehnung

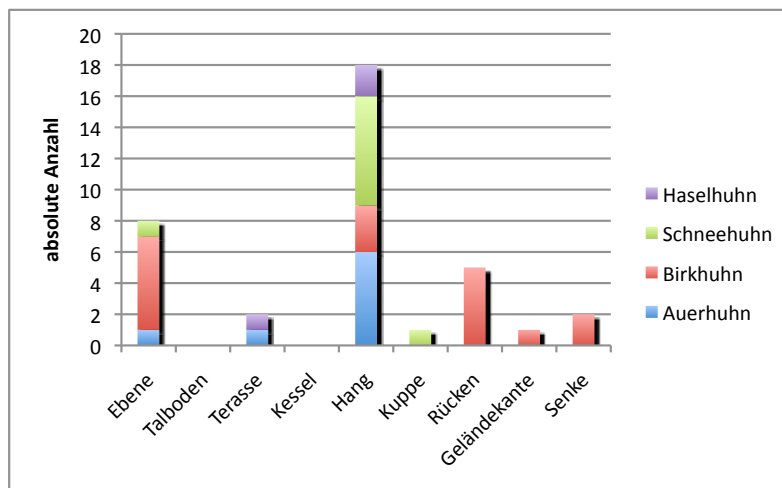


Abb. 35: Verteilung der Fundmeldungen auf die verschiedenen Makroreliefsituationen (n = 37).

Bevanger (1990), der Zusammenhänge zwischen Topographie und Kollisionsrisiken bei Stromleitungen in Zentralnorwegen untersucht hat, berichtet ebenfalls von einer höheren Kollisionshäufigkeit in Hangsituationen bei Auerhuhn, Birkhuhn und Moorschneehuhn. Darüber hinaus attestiert er dem Auerhuhn eine besondere Gefährdung in Kuppensituationen oder auf leichten Senken/Terrassen. Beim Birkhuhn ist ebenfalls in Kuppensituationen von einem hohen Gefährdungspotenzial auszugehen.

Kollisionen auf verschiedenen Expositionen

In verschiedenen Studien sind Hinweise auf Einflüsse von Hangneigung, Exposition und Reliefeigenschaften auf Kollisionsrisiken zu finden, jedoch werden keine konkreten Forschungsergebnisse angeführt. Dementsprechend wurde auch die Exposition der vorliegenden Fundmeldungen analysiert, um hier artspezifische Kollisionshäufungen erkennen zu können. Bei 31 Fundmeldungen waren entsprechende Daten zum Fundort vorhanden, die folgende Verteilung der Totfunde ergaben (Abb. 36):

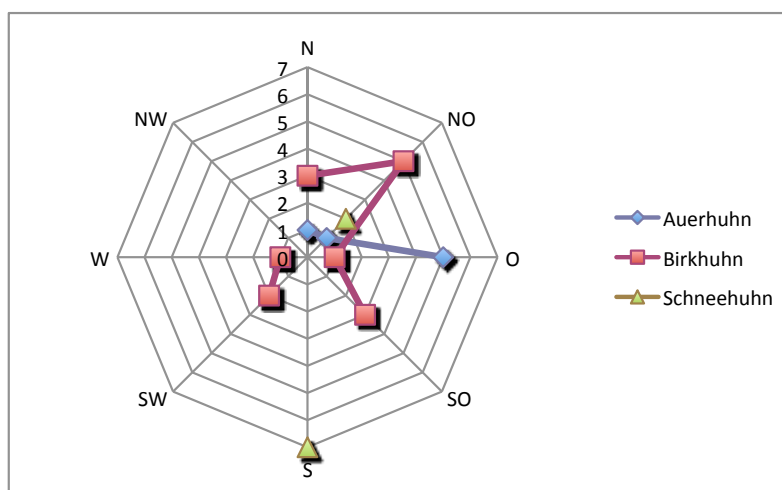


Abb. 36: Verteilung der Fundmeldungen auf acht Expositionsklassen, differenziert nach der Raufußhuhnart (n = 31).

Beim Birkhuhn zeigt sich dabei eine deutliche Kumulation der Fundorte in nord- bis südostexponierten Lagen mit einem ausgeprägten Gipfel bei NO-Expositionen. Beim Auerhuhn überwiegen ganz klar ostexponierte Kollisionsorte. Da die Raumnutzung der genannten Vogelarten in Hinblick auf die Exposition stark von der Jahreszeit geprägt sein kann, wurden bei den Fundmeldungen in einem weiteren Schritt saisonale Aspekte berücksichtigt (Abb. 37), wobei nur bei der Hälfte der gemeldeten Funde ($n = 19$) sowohl Exposition als auch Jahreszeit bekannt waren.

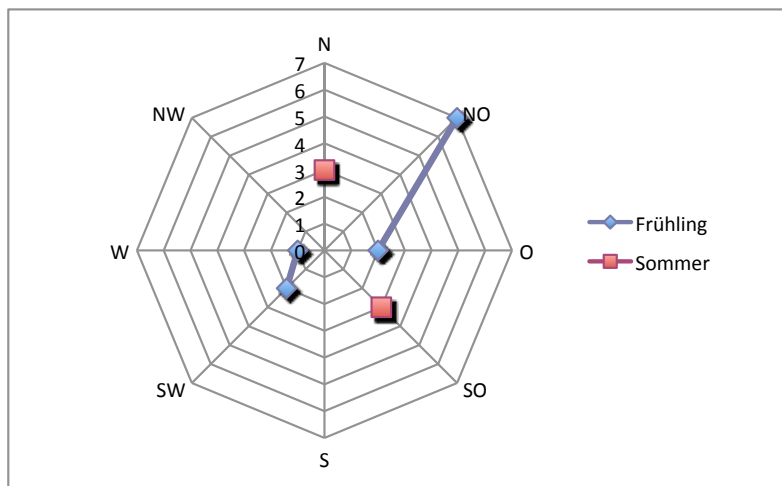


Abb. 37: Verteilung der Fundmeldungen auf acht Expositionsklassen, differenziert nach der Jahreszeit ($n = 19$).

Fundmeldungen von sommerlichen Kollisionsopfern ($n = 6$) betreffen ausschließlich Nord- und Südostexpositionen, während im Frühling nordöstliche Expositionen deutlich häufiger hervortreten.

Distanzen zu Waldrändern

Laut Bevanger & Brøseth (2004) zählen die Distanz von Lift- und Leitungsbauwerken zu Waldrändern, die Höhe der Drähte/Kabel über dem Grund, die Höhe der Baumkronen sowie der allgemeine Habitattyp zu jenen Faktoren, die die Kollisionswahrscheinlichkeit maßgeblich beeinflussen. In der vorliegenden Studie lagen in 12 Fällen diesbezügliche Informationen vor, wobei sich eine größere Häufigkeit von Kollisionsfunden in waldrandnahen Bereichen abzeichnet (Abb. 38).

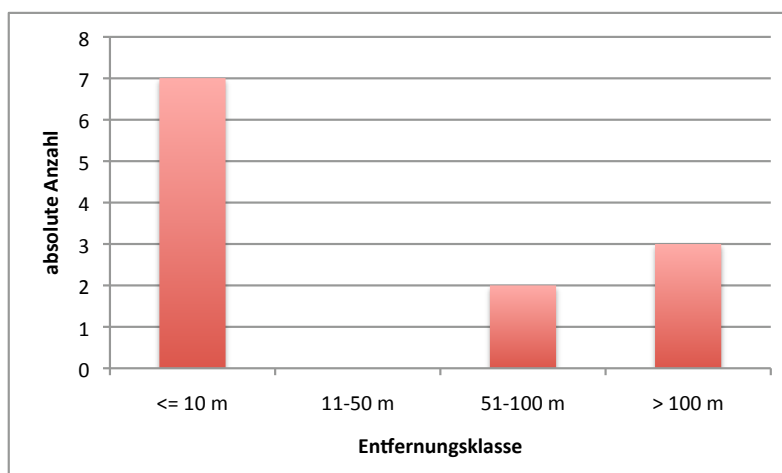


Abb. 38: Verteilung der Fundmeldungen auf Entfernungsklassen zum Waldrand ($n = 12$).

Im Vergleich dazu ordnet Bevanger (1990) das höchste Kollisionsrisiko in Distanzen von 50 m und mehr von Waldrändern, wobei sich diese Untersuchung auf Stromleitungen bezieht. Da die vorliegende Studie hauptsächlich auf Funden im Umfeld von Schleppliften basiert, sind die Ergebnisse jedoch nicht unmittelbar vergleichbar. In Bezug auf Schlepplifte ist offensichtlich innerhalb geringer Distanzen zu Waldrändern mit höheren Kollisionshäufigkeiten zu rechnen. Die grundsätzliche Gefährdung, die mit Waldrandsituationen verbunden ist, hängt sicher davon ab, ob ein Waldrand von einem Vogel von oben angeflogen wird oder ob ein Flug vom Waldrand aus gestartet wird. Balzende Birkhähne, die häufig vom Baum zur Sonnenbalz am Boden abstreichen, sind wahrscheinlich stärker gefährdet.

Distanzen zu Pisten

Unter den zuletzt genannten Aspekt sind auch die Distanzen der Fundorte zu Pisten zu betrachten (Abb. 39), wobei zu beachten ist, dass hier bei 31 auswertbaren Fundmeldungen nur zwei Winterfunde waren.

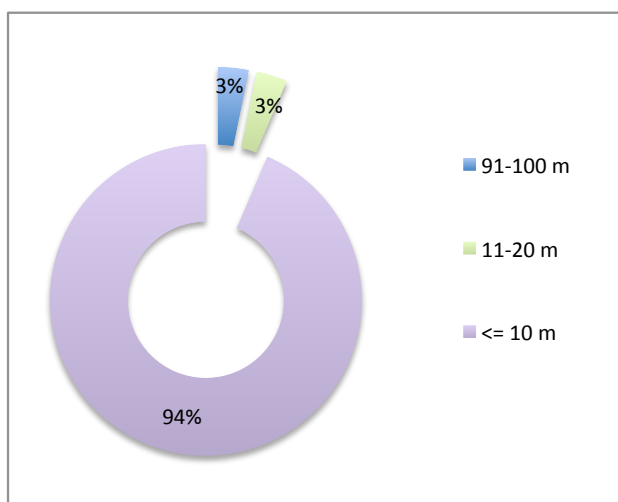


Abb. 39: Prozentuelle Aufteilung der Fundmeldungen auf Distanzklassen zur nächsten Piste (n = 31).

Die Ergebnisse legen nahe, Schlepplifte am Rand von Pisten bei präventiven Maßnahmen besonders ins Auge zu fassen, weil hier häufig Kollisionen beobachtet werden, wobei Pisten hier als „Prototypen“ einer schnell zu überquerenden und unter Umständen als Lebensraum nicht interessanten Freifläche zu sehen sind.

Bestockungsdichte

Die „Bestockungsdichte“ ist im vorliegenden Zusammenhang als ein relatives Maß der Stammdichte zu sehen, das die Passierbarkeit (Befliegbarkeit) entsprechender Waldbereiche charakterisieren soll. Der Begriff ist nicht wie der forstliche Begriff „Bestockungsgrad“ zu verstehen. Die Bestockungsdichte wurde deshalb erfasst, um herauszufiltern, ob Kollisionen der vier Vogelarten ausschließlich in Berei-

chen stattfinden, die sich mit üblichen Raumnutzungsmustern der Arten decken oder ob hier Besonderheiten zu bemerken sind.

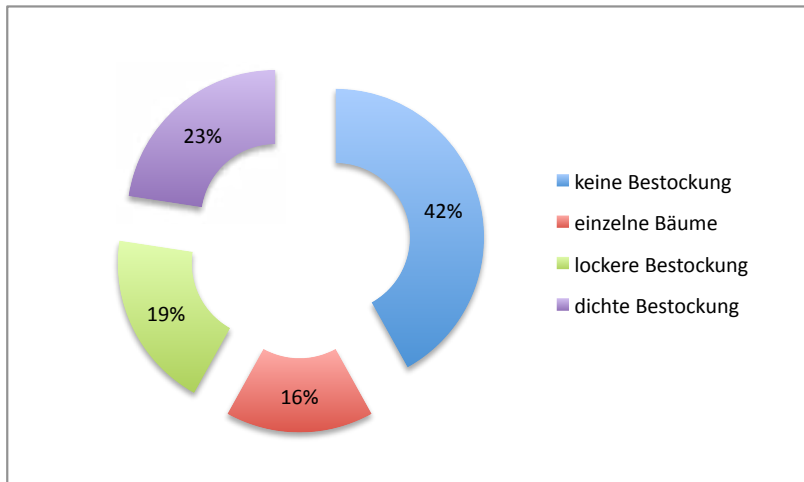


Abb. 40: Prozentuelle Aufteilung der Fundmeldung (n = 31) auf die Bestockungsklassen.

Abb. 40 zeigt folgende Reihung der Häufigkeiten gemeldeter Kollisionsfunde: keine Waldbestockung > dichte Bestockung > lockere Bestockung > einzelne Bäume. Diese Ergebnisse korrespondieren gut mit den vorangegangenen zwei Punkten, die besondere Gefährdungen in pisten- und waldrandnahen Bereichen aufgezeigt haben.

Für weiterführende Überlegungen wurden nun die Funde nach Bestockungsdichte und Raufußhuhnart getrennt betrachtet (Abb. 41).

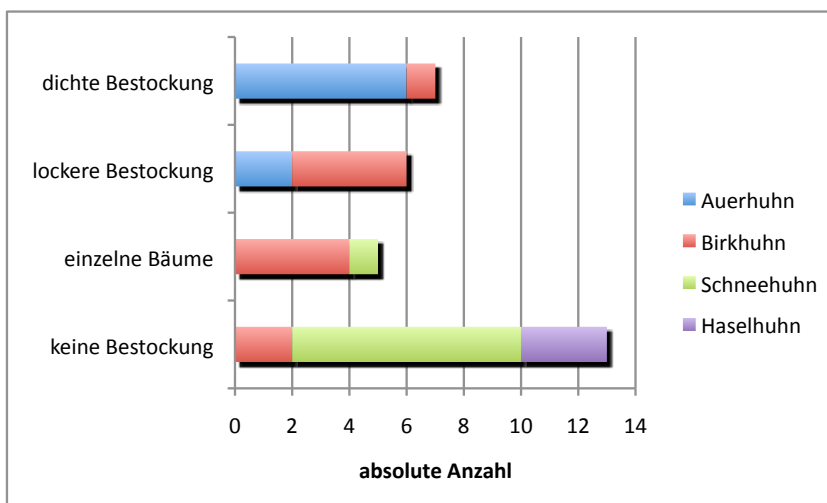


Abb. 41: Absolute Anzahl von Fundmeldungen innerhalb der Klassen der Bestockungsdichte, differenziert nach Raufußhuhnarten (n = 31).

Die Verteilung der Fundmeldungen auf die verschiedenen Bestockungsdichteklassen spiegelt die allgemeinen Lebensraumansprüche bzw. bevorzugt genutzten Lebensraumbereiche der vier Arten wieder, es ergeben sich dadurch keine neuen bzw. unerwarteten Aspekte der artspezifischen Gefährdung. So erwähnen beispielsweise Bevanger & Brøseth (2004), dass sich Schneehühner bevor-

zugt in offenen Geländebereichen bewegen, wenn sie zwischen Äsungsflächen wechseln und daher in geschlossenen Waldgebieten einer geringeren Kollisionsgefährdung unterliegen. Miquet (1990) wiederum beschreibt für das Birkhuhn eine Häufung letaler Kollisionen (85%) in Geländebereichen mit parkähnlichem Vegetationscharakter bzw. mit lockerer Baumbestockung und nach Bevanger (1990) ist das Auerhuhn speziell in lockeren bis mitteldichten Waldbeständen gefährdet. Ähnliches wie für die Bestockungsdichten gilt auch für die Kronenschlussgrade an den Kollisionsorten (Abb. 42).

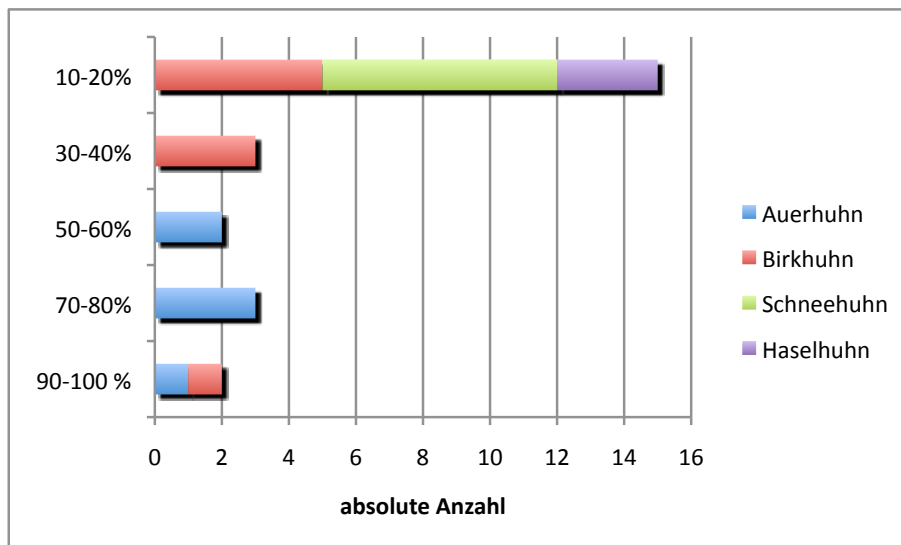


Abb. 42: Absolute Anzahl von Fundmeldungen innerhalb Kronenschlussgrade, differenziert nach Raufußhuhnarten (n = 25).

Höhe der Bestockung – Höhe des obersten Seiles/Drahtes einer Anlage

Bevanger & Brøseth (2004) und Bevanger (1990) errechnen anhand ihrer Studien ein erhöhtes Kollisionsrisiko, wo sich Leitungsstrukturen in der Nähe von Baumwipfeln befinden. Angesichts der Ergebnisse der vorliegenden Studie bezüglich der Zusammenhänge zwischen Kollisionsfunden und Bestockungsdichten scheint hier eine Analyse nur in Hinblick auf Auer- und Birkhuhn sinnvoll. Folgendes Bild ergab sich für die gemeldeten Kollisionsopfer bezüglich der Baumhöhe (Abb. 43) und der Höhe des obersten Seiles (Abb. 44):

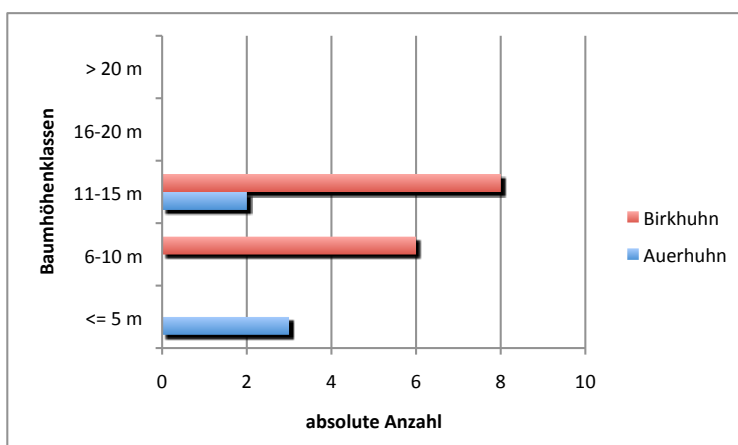


Abb. 43: Absolute Anzahl an Auer- und Birkhuhnfunden innerhalb der Baumhöhenklassen (n = 19).

Bezüglich der Kollisionsmeldungen für Auerhuhn und Birkhuhn zeigen sich keine auffälligen Unterschiede zwischen den belegten Baumhöhenklassen, allerdings sind unter den Funden keine Auerhuhntodesfälle bei Baumhöhen zwischen 6 und 10 m und keine Meldungen bei Baumhöhen > 16 m. Die gemeldeten Birkhuhntodfunde beziehen sich ausschließlich auf Baumhöhen zwischen 6-10 m und 11-15 m, jeweils zu etwa gleich großen Anteilen.

Betrachtet man die Höhe des obersten Seiles/Drahtes, so verteilen sich die vier Raufußhuhnarten unterschiedlich auf die verschiedenen Höhenklassen der betreffenden Anlagen: Es liegen lediglich 2 Auerhuhnmeldungen vor, die sich auf Kollisionen an Stromleitungen beziehen, deren oberste Drähte Höhen > 20 m erreichten. Konkret wurden hier 2 Kollisionsfälle von Auerhühnern gemeldet, die in Stromleitungen mit einer oberen Spannhöhe von 40 m verunglückten. Birkhuhntodesmeldungen liegen, ähnlich wie bei den Baumhöhenklassen, ausschließlich bei oberen Seilhöhen zwischen 6 und 15 m vor. Das Schneehuhn ist demgegenüber am stärksten in der niedrigsten Höhenklasse vertreten, also bei oberen Seilhöhen ≤ 5 m.

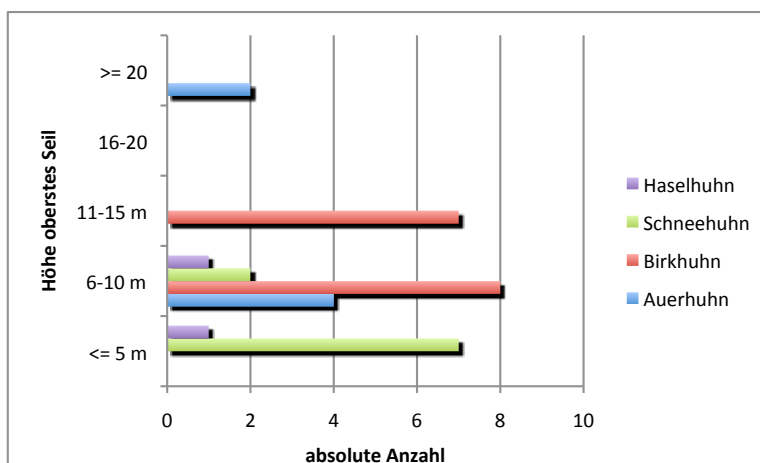


Abb. 44: Verteilung der Fundmeldungen auf die Höhenklassen des obersten Seiles einer Anlage (n = 32).

Bei Miquet (1990) finden sich 96% der Birkhuhntodfunde in Seilhöhen zwischen 3 und 15 m Höhe, was gut mit den vorliegenden Fundmeldungen übereinstimmt. Eine weitere Studie aus Frankreich zeigt, dass sich das Kollisionsrisiko für die am stärksten betroffenen Arten Birk- und Auerhuhn bei Seilhöhen von zwischen 8 und 12 m erhöht (Buffet & Dumont-Dayout 2013, OGM 2006).

Klassifiziert man nun jene Funde, wo sowohl die Höhe der Baumbestockung als auch die Höhe des obersten Seiles bekannt sind, so zeigt sich, dass dort, wo diese beiden Parameter in ein und derselben Größenklasse liegen, auch die überwiegende Anzahl (84%) von Todfunden auftritt (Tab. 6).

Tab. 6: Anzahl der Fundmeldungen (Birkhuhn und Auerhuhn) in den jeweiligen Baum- und Seilhöhenklassen; Höhe oberstes Seil ($n = 19$) und Höhe unterstes Seil $n = 12$). * davon 2 Auerhühner, ** davon 1 Auerhuhn.

Baumhöhe (m)	Höhe oberstes Seil (m)				Höhe unterstes Seil (m)			
	≤ 5	6-10	11-15	> 15	≤ 5	6-10	11-15	> 15
≤ 5						3		
6-10		7				3**		
11-15		3	7*			4		
> 15				2				2

Unter Beachtung der insgesamt geringen Fallzahl für diesen Vergleich scheint sich demnach die Beobachtung von Bevanger & Brøseth (2004) und Bevanger (1990) zu bestätigen, dass Seilverläufe in Wipfelhöhe großes Kollisionsrisiko darstellen und daher bei der Beurteilung und Planung von Bauwerken besonders zu berücksichtigen sind.

Höhe des untersten Seiles/Drahtes einer Anlage

Da bei den gemeldeten Kollisionsfällen nicht bekannt ist, an welchem Seil einer bestimmten Anlage konkret ein Tier verunglückt ist, wurde auch noch die Höhe des untersten Seiles in die Auswertung einbezogen (Abb. 45).

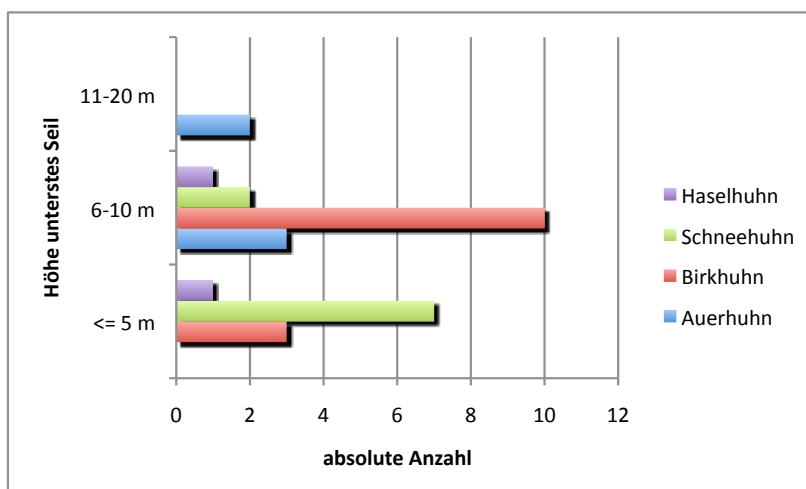


Abb. 45: Verteilung der Fundmeldungen auf die Höhenklassen des untersten Seiles einer Anlage ($n = 29$).

Birkhuhnkollisionen wurden v.a. in lichten Seilhöhen (Höhe des untersten Seiles über Boden) zwischen 6 und 10 m gemeldet. Im Gegensatz dazu überwiegen beim Schneehuhn Spannhöhen ≤ 5 m. Nur für das Auerhuhn liegen auch 2 Meldungen für größere Spannhöhen vor, diese beziehen sich wiederum auf Funde unter Stromleitungen. Analog wie im vorhergehenden Punkt wurden Seilhöhen und Baumhöhen für jene Fälle, in denen beide Größen bekannt waren, gegenübergestellt (Tab. 6).

Es zeigt sich, dass sich 41% der Kollisionsfunde auf Situationen beziehen, in denen sich das unterste Seil in einer Höhenklasse mit den Baumkronen befand. Dies ist insofern nicht als Widerspruch zum

vorangehenden Punkt zu werten, als Schlepplifte mit einer geringen Höhererstreckung zwischen den Seilen bei den Fundmeldungen überwiegen. Da die Mehrheit der Fundmeldungen von Schleppliften stammt, ist die Frage zu stellen, ob hier überhaupt eine vertikale Höhererstreckung der Seile auftritt bzw. eine Rolle spielt. Dieser Aspekt wird im nächsten Punkt näher beleuchtet.

Vertikale Dimension der Seile/Drähte einer Anlage

Bei der Charakterisierung der Kollisionsbauwerke wurde auch die Differenz zwischen dem obersten und untersten Seil/Draht einer Anlage berechnet. Obwohl 78% der gemeldeten Funde auf Kollisionen an Schleppliften zurück zu führen sind, ist nur bei 38% der Bauwerke keine Höhererstreckung gegeben, die Seile liegen demnach dort in einer horizontalen Ebene. Dies ergibt sich aus der Tatsache, dass auch Schlepplifte häufig mit einem Sicherungsseil ausgestattet sind, das oberhalb der Transportseile liegt (vgl. Abb. 46). Hier scheinen sich gefährliche Situationen für Raufußhühner zu ergeben.

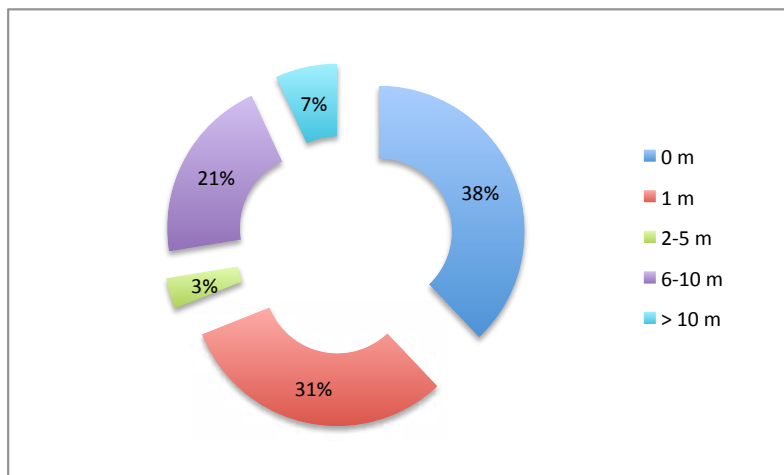


Abb. 46: Prozentuelle Verteilung der Kollisionsfunde auf die vertikalen Erstreckungsklassen einer Anlage (n = 29).

Abb. 47 fasst einige Lift-(Leitungs)situationen zusammen, die eine unterschiedliche vertikale Höhererstreckung der Seile aufweisen.



Fleckenstein & Schwoerer-Böhning (1996) orten in der Reduktion von übereinander liegenden Seilebenen Potenzial, die Wahrscheinlichkeit eines Anfluges zu vermindern. Die genannten Autoren sehen Konstruktionen mit mehr als 3 Seilebenen als besonders gefährlich an und rechnen damit, dass sich die Anzahl der Anflugopfer pro Seilebene um 30% erhöht. Auch Haas et al. (2005) empfehlen für Stromleitungen möglichst eine Einebenen-Anordnung. Die genannten Autoren fordern darüber hinaus eine möglichst geringe Konstruktionshöhe von Freileitungen. Beide Zitate zeigen, dass bei allgemeinen Studien zu Kollisionsopfern oft Feuchtgebiete und Tieflagen besondere Beachtung erfahren und Schwerpunkte auf Stromleitungen gelegt werden.

Die Auswertung der Fundmeldungen in diesem Bericht zeigen auf, dass viele Annahmen für das Flachland und die dort häufigen Vogelarten keineswegs auf Gebirgssituationen und speziell auch auf Raufußhühner übertragen werden können.

Da in der vorliegenden Studie vor allem Schlepplifte als Fundorte gemeldet wurden, wären zur Überprüfung der Angaben der genannten Autoren weiterführende Studien notwendig.

Seildurchmesser

In der Diskussion um die Sichtbarkeit von Seilen und das oftmals daraus abgeleitete Kollisionsrisiko wird häufig mit kritischen Seilstärken (≤ 2 cm) argumentiert. Miquet (1990) vergleicht in seiner Studie die Risiken durch verschiedene Seildurchmesser (16 mm vs. 27-43 mm) und leitet daraus die Empfehlung ab, im Sinne einer Kollisionsvermeidung stärkere Seile gegenüber dünneren zu bevorzugen. Dementsprechend wurden auch die vorliegenden Fundmeldungen hinsichtlich der Kollisionsbauwerke eingeteilt. Dabei wurde zwischen Anlagen unterschieden, deren Seile dünner als 2 cm sind, Anlagen die mit stärkeren Seilen bestückt sind und Anlagen, die beide Seildimensionen aufweisen. Abb. 48 verdeutlicht, dass die **Annahme einer geringeren Gefährdung von Bauwerken mit stärkeren Seilen nicht zu halten ist**. Die gemeldeten Funde belegen klar, dass auch bei größeren Seildurchmessern mit tödlichen Kollisionen zu rechnen ist.

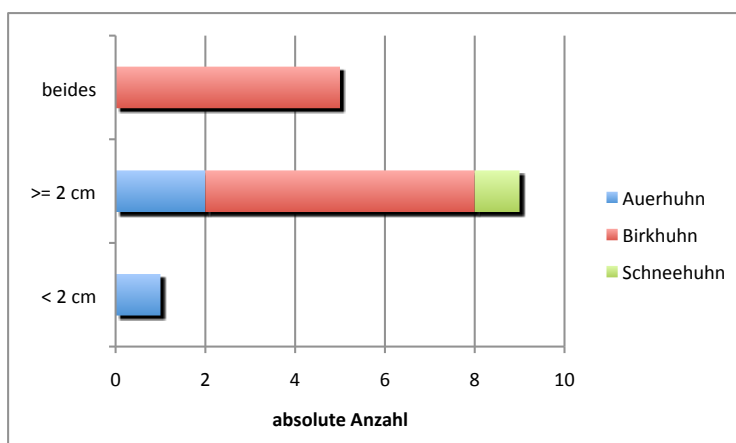


Abb. 48: Absolute Anzahl an Fundmeldungen in den Seildurchmesser-Klassen (n = 15).

3.4.2 Zäune

Betroffene Arten

In Summe konnten 13 Meldungen ausgewertet werden, die sich auf tödliche Kollisionen an Zäunen bezogen. Bei den Kollisionsoffern waren Auerhuhn (54%) und Birkhuhn (46%) zu etwa gleichen Anteilen vertreten. Dabei traten an folgenden Zaunstrukturen tödliche Zusammenstöße auf:

Gefährliche Zäune

Wie aus der Lebensraumnutzung der beiden Arten zu erwarten, spielen innerhalb der gemeldeten Todesfälle beim Auerhuhn verstärkt Wintergatter (in Waldbereichen) und beim Birkhuhn Zäune im Übergang zu offenen Landschaftsbereichen eine Rolle (Tab. 7, Abb. 49).

Tab. 7: Fundmeldungen für Auerhuhn- und Birkhuhn, aufgeteilt nach Zauntypen ($n = 13$).

	Auerhuhn	Birkhuhn
Wintergatter (Abb. 49a)	6	
Stacheldraht (Abb. 49b)		1
Verbisskontrollzaun (Abb. 49c)	1	
Begrenzungszaun Piste (Abb. 49d)		5



Abb. 49: Beispielfotos von gefährlichen Zaunstrukturen; (a) Wintergatter (links oben), (b) Stacheldraht (rechts oben), (c) Verbisskontrollzaun (links unten) und (d) Begrenzungszaun Piste (rechts unten).

Angesichts des geringen Umfanges an Meldungen ($n = 13$) wurden die Zaunkollisionen weniger detailliert ausgewertet als die Fundmeldungen von Liften/Leitungen. Folgende Aspekte sollen dennoch Erwähnung finden:

Kritische Saisonen

Bei den Zaunkollisionen ergibt sich eine andere jahreszeitliche Verteilung der Fundmeldungen als bei den Lift-/Leitungsfundmeldungen. Die Mehrheit der gemeldeten Kollisionsopfer stammt aus dem Frühjahr, gefolgt vom Sommer und Herbst (Abb. 50). Für das Birkhuhn liegen ausschließlich Frühjahrsfundmeldungen vor.

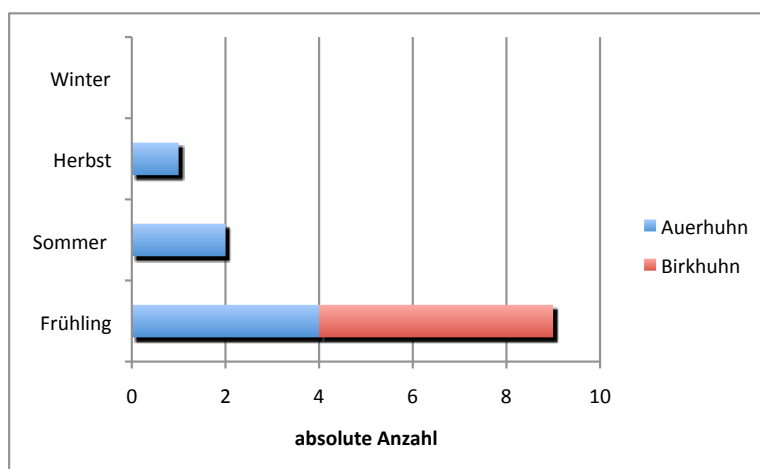


Abb. 50: Absolute Anzahl an Kollisionsopfern innerhalb der 4 Saisonen, aufgeteilt nach Raufußhuhnarten ($n = 12$).

Bisher durchgeführte Studien bestätigen saisonale Schwankungen der Kollisionshäufigkeiten, die auf saisonal unterschiedliche Aktivitätsmuster der Raufußhuhnarten zurückgeführt werden können. In Schottland zeigen die Kollisionsraten von Auer- und Birkhühnern saisonale Schwankungen mit einem Schwerpunkt im Frühjahr (Baines & Summers 1997, Baines & Andrew 2003, Catt et al. 1994b). Im Frühjahr sind zwar die Dichten am geringsten allerdings kann die erhöhte Aktivität (Balz, Territorialverhalten) zu einer erhöhten Kollisionsanfälligkeit führen. In einer weiteren Studie zeigte sich beim Auerhuhn ein zweiter Schwerpunkt der Kollisionen im Herbst, was laut den Autoren auf die Wanderbewegungen der Jungvögel zurückgeführt werden kann (Catt et al. 1994b). Im vorliegenden Projekt ging lediglich eine Auerhuhnfundmeldung für den Herbst ein. Bei der Interpretation der Daten ist zu beachten, dass - bedingt durch den Zufallscharakter der Meldungen - auch eine unterschiedliche Präsenz der Beobachter im Gebiet vorliegen kann. Gerade bei Zaunstrukturen in pistennahen Bereichen ist von einer häufigeren Präsenz von Liftpersonal während der Wintermonate auszugehen sowie bei Jagdausübungsberechtigten von einer höheren Präsenz während der Balzzeit.

Da angenommen werden kann, dass die unterschiedliche Raumnutzung zu dieser Jahreszeit bei Hähnen und Hennen eine Rolle spielt, wurden die Funde darüber hinaus auch dem Geschlecht zugeordnet (Abb. 51).

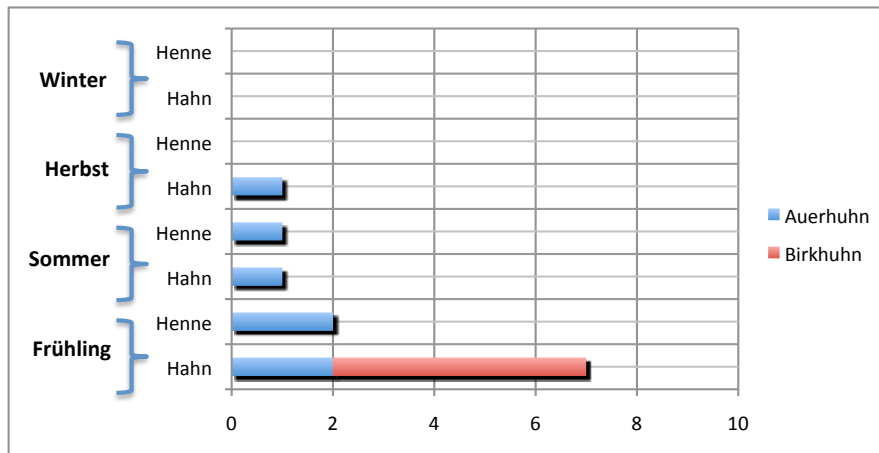


Abb. 51: Anzahl gemeldeter Hähne und Hennen innerhalb der Kollisionsopfer, getrennt nach Art und Jahreszeit ($n = 12$).

Die gemeldeten tödlichen Birkhuhn anflüge an Zäune betreffen ausschließlich Hähne im Frühjahr. Beim Auerhuhn sind im Frühjahr und Sommer zu gleichen Anteilen Hähne und Hennen betroffen. Für den Herbst liegt eine einzige Fundmeldung von einem Auerhahn vor. Eine höhere Kollisionsanfälligkeit von Hähnen lässt sich auch durch deren größere Körpermasse und damit einhergehend durch eine eingeschränkte Wendigkeit im Vergleich zu Hennen erklären (Miquet 1990). In Schottland waren bei Birkhühnern drei Viertel der Kollisionsopfer Hähne, was durch eine erhöhte Anwesenheit der Hähne im Waldgrenzbereich und einer erhöhten Präsenz der Hennen in zaunfernen Heidebereichen erklärt wurde (Baines & Andrew 2003). Bei der Betrachtung von geschlechtsspezifischen Kollisionshäufigkeiten müssen neben anatomischen Besonderheiten auch die geschlechtsspezifischen Lebensraumsprüche der Arten berücksichtigt werden, wodurch sich unterschiedliche Aufenthaltshäufigkeiten im Bereich von Zäunen und somit ein abweichendes Kollisionsrisiko erklären lässt.

Angesichts der geringen Fallzahlen sollten in der vorliegenden Studie tiefgreifende Interpretationen vermieden werden, wobei die höheren Anteile von Frühjahrsmeldungen einen Hinweis darauf geben, dass Balz und verstärkte lokomotorische Aktivitäten der Vögel zu einer gesteigerten Gefährdung führen können. Unter diesem Aspekt ist auch die Planung präventiver Maßnahmen zu sehen.

Gefährliche Geländebereiche

Auch bei den Totfunden an Zäunen wurde das umliegende Makrorelief charakterisiert. Dabei ergab sich folgende Verteilung der Fundmeldungen (Abb. 52):

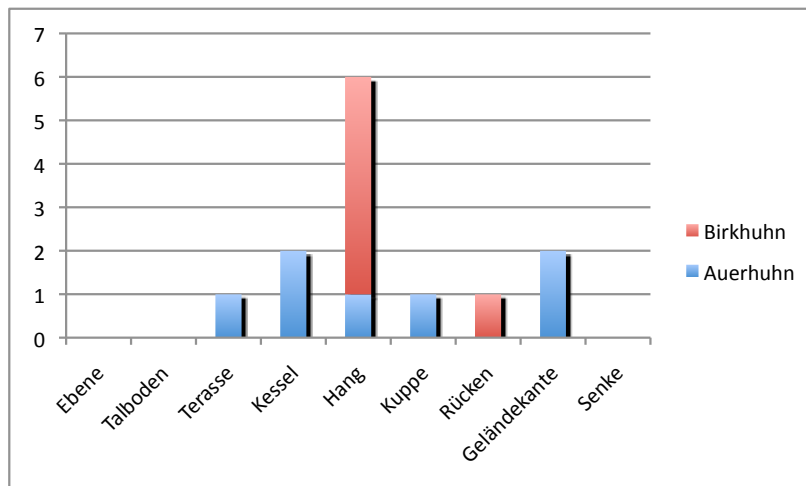


Abb. 52: Verteilung der Fundmeldungen auf die verschiedenen Makroreliefsituationen (n = 13).

Beim Birkhuhn zeichnete sich eine Häufung der Meldungen in Hangsituationen ab während sich die Auerhuhnmeldungen auf verschiedenste makromorphologische Bereiche verteilten. Gerade bei Kollisionen von Auerhühnern an Zäunen ist davon auszugehen, dass vor allem forstliche Bestockung und das Mesorelief eine Rolle spielen. Hier wurde zwischen konvexen, konkaven und intermediären Geländebereichen unterschieden. Während sich bei den Funden an Liften/Leitungen keine besonderen Hinweise auf einen Einfluss des Mesoreliefs ergaben, lagen bezüglich der Kollisionen an Zäunen v.a. beim Birkhuhn mehr Meldungen für konvexe Geländeteile vor (Abb. 53), wobei wiederum angesichts der geringen Fallzahlen Vorsicht bei der Interpretation der Daten angebracht ist. Bemerkenswert ist dennoch, dass keine Fundmeldungen aus konkaven Geländebereichen vorlagen.

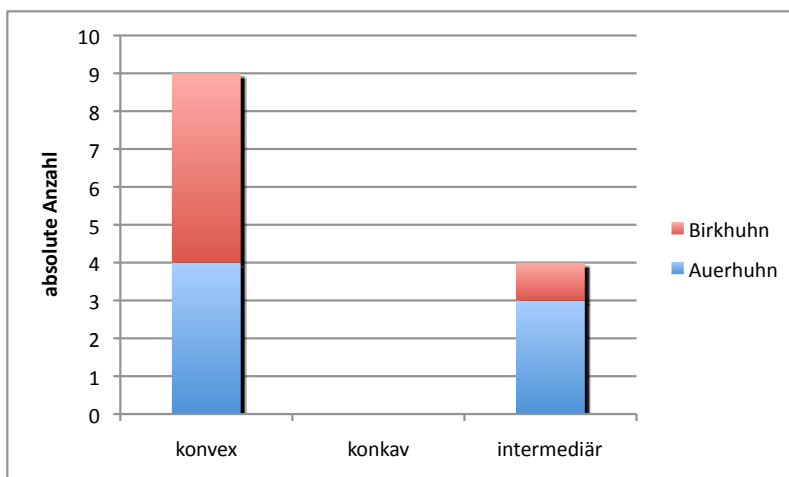


Abb. 53: Verteilung der Fundmeldungen auf die verschiedenen Mesorelief-situationen (n = 13).

Fünf der sieben Auerhuhnfundmeldungen bezogen sich auf Waldbereiche mit einem Kronenschluss $\geq 80\%$, die restlichen zwei Meldungen stammen aus Waldbereichen mit Kronenschlussgraden von 50%. Dichte Bestandsstrukturen im Umfeld von Zäunen gelten ganz allgemein als kollisionsfördernd.

Methodenkritische Anmerkungen

Fundmeldungen von Zufallsfunden kollidierter Vögel sind wesentliche Mosaiksteine, um ein Bild über die Kollisionssituation von Raufußhühnern in Österreich zusammenfügen zu können und Anhaltspunkte für besonders gefährliche Situationen zu bekommen. Einige Aspekte sind bei der Auswertung und Interpretation von Zufallsfunden zu beachten, die zum Teil bereits im voran stehenden Text Erwähnung fanden.

Die Anwesenheit und Beobachtungen von verschiedenen Personengruppen, die in durch Lifte und Leitungen erschlossenen Gebieten unterwegs sind, können jahreszeitlich stark schwanken. Dementsprechend liegt je nach Art einer Anlage nicht immer eine vergleichbare Auffindewahrscheinlichkeit durch potenzielle BeobachterInnen vor. Regelmäßige Kontrollgänge von Liftpersonal in den Wintermonaten oder wiederholte Reviergänge eines Jagdausübungsberechtigten während der Balzzeit erhöhen zu bestimmten Zeiten die Auffindewahrscheinlichkeit von Kollisionsopfern. Zu anderen Jahreszeiten oder bei Leitungsstrukturen liegt demgegenüber oft eine wesentlich geringere Kontroll- und Beobachtungsfrequenz vor.

Häufig werden bei Begehungen nur Tiere im Nahbereich der Anlagen gefunden; Untersuchungen haben aber gezeigt, dass Vögel nach Kollision 200 bis 600 m und mehr zurück legen können (vgl. u.a. Bech et al. 2012, Miquet 1990). In diesen Fällen kann es sich unter Umständen schwierig gestalten, einen Zufallsfund einer bestimmten Todesursache zuzuordnen, vor allem, wenn der Kadaver bereits durch Aasfresser angenommen wurde. Umgekehrt muss aber auch ein Todfund neben einem Lift oder Zaun nicht zwangsläufig bedeuten, dass eine Kollision mit diesen Strukturen die Todesursache war (Marti 1998). Veterinärmedizinische Untersuchungen der Kadaver können dabei wesentlich dazu beitragen, Ursachen abzuklären (vgl. Deutz & Grünschachner-Berger 2006).

Zusammenfassend ist die große Bedeutung von Zufallsmeldungen über Kollisionsopfer klar herauszustreichen und bei der Datenauswertung und -interpretation entsprechende Vorsicht an den Tag zu legen.

4 Abschließende Diskussion

In der vorliegenden Studie zeigt sich grundsätzlich eine starke Übereinstimmung besonders gut geeigneter Raufußhuhn-Lebensräume mit Bereichen, die erhöhte Kollisionsrisiken bergen. Rückschlüsse auf besonders gefährliche Lebensraumbereiche, Saisonsen oder auch besonders gefährdete Individuen (z.B. Birkhähne zur Balzzeit) anhand von Fundmeldungen wurden bereits im Kapitel 3.4 diskutiert. Wieweit Kollisionsoffer überhaupt zu finden sind und von welchen Auffindewahrscheinlichkeiten man ausgehen muss, wurde in Kapitel 3.3 „Auslegeexperimente“ erwähnt. Der große Aufwand systematischer Erhebungen und der unbestrittene Wert von Zufallsfunden wurde in den genannten Kapiteln sowie zusätzlich auch in Kapitel 3.1 „Befragung der Jagdverbände“ aufgezeigt.

Aus den unterschiedlichen Untersuchungsansätzen der vorliegenden Studie werden nun in weiterer Folge allgemeine Gefährdungsmuster abgeleitet und Empfehlungen zur Vermeidung von Kollisionen gegeben. Die nachstehenden Punkte sowie die Fotodokumentation in Anhang III sollen einen Überblick über besondere Gefahrenstellen vermitteln.

Flugverhalten als Zeiger für gefährliche Stellen

Flüge über Freiflächen

Raufußhühner streichen im Allgemeinen entweder ohne Flügelschlag von einem Hang in leicht fallendem Winkel ab oder sie fliegen mit relativ langsamen Flügelschlag waagrecht (Schneehuhn-Balzflüge ausgenommen), z.B. wenn ein Hang in Startrichtung sehr flach ist. Steil hangaufwärts fliegende Hühner sind kaum zu beobachten, außer es sind nur kurze Strecken etwa zu einen Schlafbaum zu überwinden. Waagrechte Flüge werden relativ flach über dem Boden ausgeführt. Der Bodenabstand beträgt oft nur wenige Meter.



Abb. 54: Links: Birkhenne fliegt auf ein Liftseil um die Balz zu beobachten; rechts: Birkhahn (rechts vom Turm über Fichtengruppe) streicht vor einer Windkraftanlage waagrecht ab.

Größere Flughöhen werden nur erreicht, wenn das Gelände unter dem fliegenden Vogel „absinkt“. So werden größere Senken oder Täler maximal in leichtem Sinkflug überquert. Auch beim Abfliegen vom Schlafbaum können größere Höhen erreicht werden (vgl. Abb. 54-55).

- ➔ Welliges Gelände mit Mulden und Senken kann größere Flughöhen bedingen. **Durch Senken, Mulden oder Gräben führende Kabel und Seile** können daher den Flugraum von Raufußhühnern, insbesondere von Birkhühnern durchschneiden. Auch Seile entlang von Kanten (z.B. bei Skipisten) sind oft quer zur Flugrichtung gespannt.



Abb. 55: Unterschiedliche Flughöhe je nach Geländestruktur.

Flüge im Wald

Auerhühner brauchen viel Platz zum Fliegen. Schneisen im Wald sind daher grundsätzlich wertvolle Lebensraumelemente. Führen Schneisen aber auf Leitungen oder Seile hin, ergeben sich dadurch Stellen mit stark erhöhtem Kollisionsrisiko. Leicht abfallende Schneisen werden von Auer- und Birkhühnern besonders gerne genutzt. Der dunkle Waldhintergrund verringert dabei die Sichtbarkeit von Seilen/Kabeln.

- ➔ In Richtung der Liftseile oder Drähte **leicht abfallende Flugschneisen durch den Wald** lenken Raufußhühner richtiggehend zu Seilen oder Kabeln. Dunkler Wald als Hintergrund zu Kabeln oder Seilen verringert deren Sichtbarkeit.

Anflug auf Bäume oder Abflug von Bäumen am Waldrand

Die Lebensweise des Birkhuhns bedingt einen oftmaligen Wechsel zwischen offenen Flächen und lichten Wäldern. Auch während der Balz nutzt der Hahn wechselweise Freiflächen (Bodenbalz) und Einzelbäume, Rotten oder lichte Waldränder (Sonnenbalz). Ebenso wechselt das Auerhuhn regelmä-

ßig von lichten Waldbereichen, kleineren Schlägen oder Lücken auf umstehende Bäume. Seile oder Kabel vor dem dunklen, unruhigen Waldhintergrund sind dabei kaum sichtbar. Erfolgt der Abflug von einem Baum direkt neben einem Seil oder Kabel, ist von einer geringeren Gefährdung auszugehen, da das Seil/Kabel besser sichtbar ist und durch die geringere Fluggeschwindigkeit keine schwerwiegenden Verletzungen zu erwarten sind. Umgekehrt ist die Situation beim Anflug auf eine Baumgruppe oder einen Wald aus größerer Entfernung; der Vogel hat dann schon eine höhere Fluggeschwindigkeit, er sieht Kabel und Seile viel später und seine Reaktionsmöglichkeiten sind gering.

➔ **Anflüge aus größerer Entfernung auf Baumgruppen oder Waldränder** mit davor liegenden Kabeln können sowohl die Sichtbarkeit von Kabeln als auch die Reaktionsmöglichkeiten der Hühner stark einschränken. Sie sind weit gefährlicher als Abflüge neben Kabeln oder Seilen oder nur kurze Anflüge über wenige Meter.

Konsequenzen für Managementmaßnahmen

Lifte und Freileitungen:

Seile und Kabel liegen zwar grundsätzlich meist über der durchschnittlichen Flughöhe von Raufußhühnern, besondere Gefahrenmomente ergeben sich aber durch die Geländeform oder den Bewuchs (Bäume).

Studien aus Frankreich und Norwegen haben aufgezeigt, dass neben Witterung, Lebensraumverlusten bzw. -verschlechterungen und Prädation auch Freileitungen und Lifte in Raufußhuhnlebensräumen bedeutende Verluste verursachen können (Bevanger 1998, Bevanger & Brøseth 2004, Miquet 1990, Novoa et al. 1990). Freileitungen können über Kollisionen mit Erdungsleitern oder Phasenkonduktoren sowie durch Stromschlag - zumindest auf lokaler oder regionaler Ebene - signifikante Mortalitäten verursachen (Bevanger 1998). Ebenfalls wurde in Studien gezeigt, dass auch Kollisionen mit Sesselliften und Schlepliften einen großen negativen Einfluss auf das lokale Vorkommen von Raufußhuhnarten haben können. Nach Watson (1982) resultierten Kollisionen von Schneehühnern mit Sessel- und Schlepliften im Erlöschen der lokalen Schneehuhnpopulation in einem Skigebiet. In Frankreich gelten Kollisionen mit Skiliften als große Gefährdungsursache für Birkhühner (Miquet 1990).

Aus anderen Untersuchungen (Drewitt & Langston 2008, Miquet 1990) und den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit lassen sich folgende Maßnahmen bzw. Empfehlungen zur Verringerung oder Vermeidung von Kollisionen mit Freileitungen ableiten:

Allgemeine Empfehlungen für Lifte und Leitungen in Birk- und Schneehuhnlebensräumen

- Bei Birk- und Schneehühnern ist besonderes Augenmerk zunächst auf spezielle Geländeformationen und erst in weiterer Folge auf den Bewuchs zu legen: Im freien Gelände sind Kabel/Seile in Senken, Mulden oder unter Geländestufen besonders gefährlich. Seile und Leitungen auf beiderseits eher steil abfallenden Geländerücken oder auf ebenen Flächen in genügend großer Höhe stellen eine geringere Gefahr dar.
- Der Seil-/Kabelverlauf sollte keine Flugschneisen zu und von Balzplätzen kreuzen. Besondere Vorsicht ist bei Flugrichtungen hangabwärts von Balzplätzen zu Bäumen, die für die Sonnenbalz genutzt werden, geboten. Innerhalb von Winter- und Sommerlebensräumen sollten Liftseile und Leitungen nicht quer zu Flugschneisen gespannt werden. Das Hängenlassen von Liftbügeln während der Balzzeit ist eine einfache, kostenextensive und effektive Maßnahme, um die Sichtbarkeit der Seile zu erhöhen.
- Kabel oder Seile sollten nicht unmittelbar die Einflugschneisen zu Sitz- Schlaf- oder Singbäumen queren. Wird das Kabel durch den dunklen Hintergrund eines Baumes schlecht sichtbar, erhöht sich die Kollisionsgefahr.
- Bei Vorhandensein von zwei oder mehr Seilen sollten diese möglichst nahe waagrecht nebeneinander montiert sein.
- Seile/Kabel von Skiliften, Leitungen oder anderen Strukturen (Transportseilbahnen, Telefonleitungen) sollten entfernt werden, sobald sie nicht mehr in Verwendung sind.
- Seile/Kabel entlang von gefährlichen Abschnitten sind sichtbar zu machen.

Allgemeine Empfehlungen für Lifte und Leitungen in Auer- und Haselhuhnlebensräumen:

- In Auerhuhnlebensräumen ist besonderes Augenmerk zunächst auf die Art des Bewuchses und erst in zweiter Linie auf die Geländeform zu legen.
- Zu vermeiden sind sämtliche Situationen, in denen Auerhühner mit hoher Fluggeschwindigkeit auf Kabel oder dahinter stehende Bäume zufliegen können. Das sind insbesondere Flugschneisen im Wald, die einen Anflug direkt auf Seile/Kabel oder dahinter liegende Baumwipfel in gleicher Höhe bedingen. Dabei sind zu den Seilen/Kabeln hin leicht abfallende Schneisen oder waagrechte

Schneisen besonders gefährlich. Von den Seilen/Kabeln weg abfallende Flugschneisen bergen ein geringeres Kollisionsrisiko (bei Abflug von den Kabeln bzw. von den dort stehenden Bäumen).

- Wird ein Seil/Kabel durch den dunklen Hintergrund eines Baumes schlecht sichtbar, erhöht sich die Kollisionsgefahr.
- Direkt am Waldrand sind Seile/Kabel in Wipfelhöhe zu vermeiden, wenn der Waldrand ein mögliches Anflugziel für Auer- oder Haselhühner darstellt.
- Seil-/Kabelverläufe sollten keine Flugschneisen von und zu Balzplätzen kreuzen, innerhalb von Winter- und Sommerlebensräumen sollten Liftseile und Leitungen nicht quer zu Flugschneisen gespannt werden.
- Kabel oder Seile sollten nicht unmittelbar die Einflugschneisen zu möglichen Sitz- Schlaf- oder Singbäumen queren.
- Bei Vorhandensein von zwei oder mehr Seilen/Kabeln sind diese möglichst nahe waagrecht nebeneinander zu montieren.
- Seile/Kabel von Skiliften, Leitungen oder anderen Strukturen (Transportseilbahnen, Telefonleitungen) sollten entfernt werden, sobald sie nicht mehr in Verwendung sind.
- Seile/Kabel entlang von gefährlichen Abschnitten sind sichtbar zu machen.

Empfehlungen speziell für Skilifte

- Dünne Sicherheitsseile bei Skiliften sollten am Boden verlegt oder zumindest sichtbar gemacht werden (Nylonseile mit zumindest 10 mm Durchmesser, dauerhafte Markierung).
- Verkleidete Seile/Kabel mit großem Durchmesser sind dünnen, unverhüllten Seilen/Kabeln vorzuziehen. Aber: Stärkere Kabel vermindern nur die Kollisionsgefahr, sie eliminieren diese nicht!
- Erhöhte Sichtbarkeit kann durch Markierung erreicht werden: rote Kunststoffbojen bei Schleppliften, (rote) Kunststoffspiralen bei Tragseilen von Sesselliften (bei Entfernung von Sessel im Sommer), Bänder, Schleifen, Fahnen; Bevorzugung von roter Farbe aufgrund der Signalwirkung für Vögel (Rintamaki et al. 2002), aber auch andere Farben/Muster (z.B. schwarz-gelbes Schachbrettmuster) verwendbar (vgl. Abb. 56 bis 58).

- Neuere Schlepplifte haben mittlerweile oft keine Fixseile mehr, an denen Kunststoffbojen angebracht werden können. Hier ist es schwieriger, ein zusätzliches Seil mit Markierungen zu befestigen, weil sich bei einem zufälligen Ausstieg überschlagende Liftbügel in diesen verfangen können. Hier gibt es noch keine Lösungen. Ein möglicher Lösungsansatz wäre aber z.B. an besonders gefährlichen Stellen Zusatzseile in einem Abstand von 1,5 m (kritische Distanz, innerhalb derer sich die Bügel verfangen können) über den Schleppliftseilen zu montieren (Abb. 59). Werden diese Seile seitlich neben den Schleppliftseilen zwischen 2 Stützen angebracht, könnte man sie mit den Kunststoffbojen markieren. Führt man diese Seile oberhalb der Liftseile, müssten sie längere farbige Plastikbänder bis kurz über das Niveau der Liftseile tragen. Nur damit kann sichergestellt werden, dass die Vögel nicht unter den markierten Seilen „durchtauchen“.



Abb. 56: In Frankreich verwendete Gegenstände zur Visualisierung von Liftseilen. Links: rote Markierungsboje zur Sichtbarmachung von Schleppliftseilen; rechts: Lösung zur Sichtbarmachung von Seilen von Sesselliften und Gondelbahnen (zur Verfügung gestellt von Virginie Dos Santos, Chargee de Developpement - Alpes, Observatoire des Galliformes de Montagne.)



Abb. 57: Markierung eines Liftseils mit einer roten Kunststoffspirale in Frankreich.

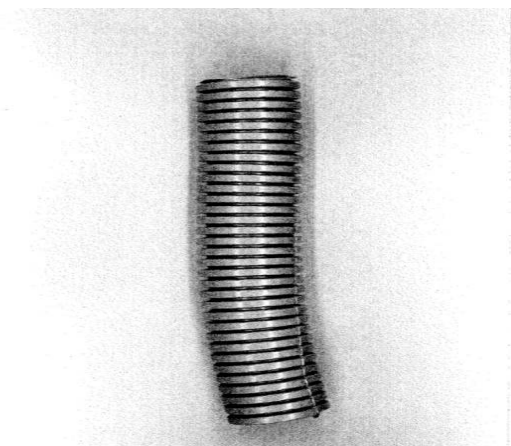


Abb. 58: Elektro-Installationsrohr aus PVC, grau, Durchmesser 32mm (M. Manhart, Skilifte Lech).



Abb. 59: Plastikbänder an Zusatzseilen bei Schleppliften.

Zäune und Seile von Pistenabsperungen

Zäune und Seile von Pistenabsperungen erreichen eine maximale Höhe von 3 m. Damit liegen sie in der bevorzugten Flughöhe von Raufußhühnern und stellen generell ein Gefahrenmoment dar.

Studien haben gezeigt, dass neben Liften und Leitungen auch Drahtzäune im Allgemeinen und Wildzäune im Speziellen eine bedeutende Mortalitätsursache bei waldbewohnenden Raufußhuhnarten darstellen (Baines & Andrew 2003, Moss et al. 2000). In Schottland wurden entlang von Wildzäunen auf einer Strecke von 135 km innerhalb eines Jahres 281 Kollisionen dokumentiert, wobei in 93% der Todesfälle Raufußhühner betroffen waren mit einer mittleren Kollisionsrate von 1,5 Individuen pro km Zaun pro Jahr (Baines & Summers 1997). Speziell während der Balzzeit erhöht sich das Kollisionsrisiko bei Auer- und Birkhühnern bedingt durch die in dieser Phase geringeren Flughöhe (Bevanger 1990). In Norwegen zeigte sich, dass Wildzäune auch für Moorschneehühner und Schneehühner eine Gefährdung darstellen können. Auf 180 km Zaunlänge wurden innerhalb von drei Jahren 215 Kollisionsopfer gefunden, woraus sich für diese zwei Arten eine mittlere Kollisionsrate von 1,4 Individuen pro km Zaun pro Jahr ergab (Bevanger & Brøseth 2000).

Zäune sollen im allgemeinen Nutzvieh, Schalenwild oder auch Menschen von dahinter liegenden Flächen abhalten. Gehende oder auch laufende Tiere bewegen sich aber meist langsamer als Raufußhühner im Gleitflug, die bereits „mit Anlauf“ und somit mit großer Geschwindigkeit auf diese zufliegen. Ein ähnliches Gefährdungspotenzial ist Seilen für Pistenabsperungen und schlecht sichtbaren Absperungsgitter zuzuordnen. Diesen Gefahrenquellen ist gemeinsam, dass sie im Allgemeinen weit tiefer gespannt sind als Kabel/Seile. Sie liegen bereits innerhalb der „normalen“ Flughöhe der Hühner, wenn diese nicht gerade auf einem Baum aufbaumen wollen oder wegen bestimmter Geländeformationen höher über dem Boden fliegen. Damit ergibt sich hier ein zusätzliches Kollisionsrisiko bei sämtlichen flachen Flügen. Laut Literatur ist es schwierig, die Kollisionshäufigkeit auf spezifische Konstruktionsparameter des Zaunes zurückzuführen (Bevanger & Brøseth 2000).

Aus bisher verfügbaren Publikationen sowie den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit leiten sich folgende Maßnahmen bzw. Empfehlungen zur Verringerung bzw. Vermeidung von Kollisionen mit Zäunen ab (APLIC 2012, Baines & Summers 1997, Bevanger & Brøseth 2000, Catt et al. 1994b, Dobson 2001, Summers & Dugan 2001):

Allgemeine Empfehlungen für Zäune und Seile für Pistenabsperungen:

- Zäune, Gitter und Seile zu deren Befestigung sind in Raufußhuhnlebensräumen generell sichtbar zu machen.
- Im Bereich von Balzplätzen, bevorzugten Äsungsflächen und entlang von Flugkorridoren zwischen sensiblen Habitatbereichen (Balzplatz, Nahrung, Deckung) sollten keine Zäune errichtet werden.
- Besondere Gefahrenquellen stellen Absperungen entlang von Hangkanten, aber auch auf allen anderen konvexen Geländeformen dar.
- Pistenabsperungen sollten aus möglichst gut sichtbaren Materialien bestehen: z.B. Schneezäune aus Holz, Fallzäune aus buntem, dicken Plastik (die heutzutage üblichen orangefarbenen Fangzäune).
- Seile zur Befestigung von Pistenabsperungen sollten ebenfalls über den Sommer abgehängt oder – wie Liftseile – sichtbar gemacht werden. Gefährliche Zaunabschnitte von saisonal bedeutenden Zäunen sollten während den Phasen, in denen sie keinen Nutzen haben (z.B. Weidezaun), entfernt werden, genauso alte Zäune, die keine Verwendung mehr haben.
- Erhöhung der Sichtbarkeit von Zäunen (Abb. 60 bis 62): Glänzende Metallplättchen, Knüppel, rote Bänder oder dgl. im oberen Zaunbereich zwischen den Pfählen, farbige (orange, rot) Kunststoffnetze, Holzlatten (0,9 – 1m Länge), Einflechten von Äste von Nadelbäumen (sind aber öfter zu erneuern).



Abb. 60: Markierung eines Wildzaunes mit roten Bändern.



Abb. 61: Markierung eines Wintergatters mit rötlichen Schleifen.



Abb. 62: Absperrung überspannt mit gut sichtbarem roten Band zwischen Piste und gutem Birkhuhnlebensraum.

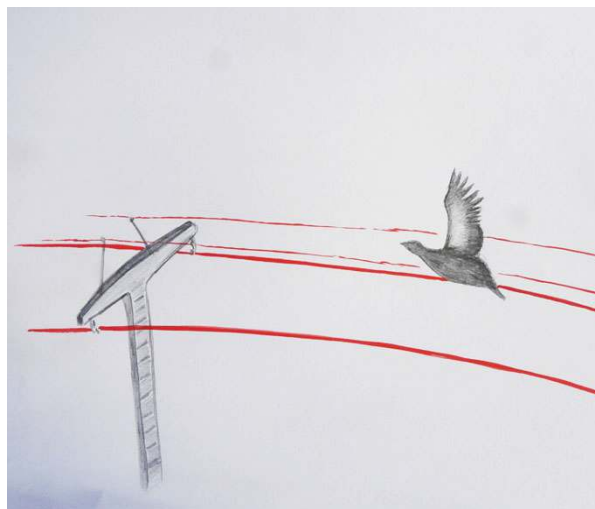
Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur Vermeidung von Kollisionen

Eine effektive Erfolgskontrolle erfordert viele Kontrollgänge über lange Zeiträume und ist somit in der Praxis oft nicht leicht umzusetzen. Bisherige Beobachtungen in Schottland weisen darauf hin, dass sich Kollisionen größtenteils in der oberen Hälfte des Zaunes ereignen (Summers & Dugan 2001). Studien haben gezeigt, dass Markierungen mit orangefarbenen Kunststoffnetzen Kollisionen um 64% (Auerhuhn) bzw. 91% (Birkhuhn) reduzieren konnten. Die Kollisionshäufigkeit war signifikant geringer als vor der Markierung, allerdings konnten Kollisionen nicht gänzlich eliminiert werden (Baines & Andrew 2003, Baines & Summers 1997). Eine weitere Studie zeigte, dass nach der Markierung der oberen Zaunhälfte mit 0,9 m langen Holzlatten in diesen Abschnitten über 24 Monate keine Kollisionen mehr dokumentiert wurden (Trout et al. 2001). Bisherige Erfahrungen in Österreich deuten darauf hin, dass Markierungen von ehemals gefährlichen Bereichen zumindest eine Reduktion der Kollisionen zur Folge hatten. Da es sich hier aber eher um zufällige Beobachtungen und keine systematische Erfolgskontrolle handelt, sind daraus zum aktuellen Zeitpunkt keine zuverlässigen Aussagen zur Wirksamkeit von unterschiedlichen Markierungsmethoden abzuleiten.

Kurzüberblick über allgemeine Empfehlungen:

Grundsätzlich ist jeweils im Einzelfall nach den og. Kriterien zu beurteilen, wie groß die Kollisionsgefahr bei bestimmten Seilen, Kabeln, Zäunen und dgl. ist. Im Folgenden wird ein Überblick über potenzielle Gefahrenstellen und entsprechende Maßnahmenempfehlungen gegeben:

Gefahrenquellen Kabel/Seile	Empfehlungen (vorbeugende Maßnahmen/nachträgliche Risikoreduktion)	Skizze
Übereinander angeordnete Kabel	Kabelführungen möglichst waagrecht nebeneinander	a)
Seile/Kabel quer zu Einflugschneisen	Möglichst Vermeiden oder Sichtbarmachen dieser gefährlichen Stellen	b)
Nicht mehr verwendete Kabel/Seile	Seile/Kabel abbauen	
Seilführungen vor (von oben anzufliegenden) besonders attraktiven Schlaf-, Singbäumen	Sichtbarmachen dieser gefährlichen Stellen	c)
Gefahrenquellen Birk- und Schneehuhn		
Besondere Geländeformationen: Täler, Mulden, höhere Seilführungen unter Geländestufen	Markierung gefährlicher Abschnitte	d)
Birkhuhn: Balzplätze An-, Abflug	Zusätzlich zur Markierung gefährlicher Stellen: Sichtbarmachen zur Balzzeit: z.B. Schleppliftbügel/Sessel hängen lassen bis Ende Mai	e)
Gefahrenquellen Auer- und Haselhuhn		
Von oben oder waagrecht auf Seile/Kabel zuführende Waldschneisen	Sichtbarmachen der Seile/Kabel oder u.U. auch in der Schneise davor	f)
Seilführung im Wipfelbereich (Anflugbereich), auch bei Seilen, Kabeln entlang der Randlinie zwischen Wald und Freifläche	Eventuell Reduktion der Baumhöhe an besonders gefährlichen Stellen unter Seilniveau, um Seil sichtbarer zu machen und Höhe des Landeplatzes zu reduzieren	f)
Gefahrenquellen Zäune, Gitter und Seile bis 3 m Höhe		
Gefahrensituation generell in Raufußhuhnlebensräumen	Sichtbarmachung der gesamten Anlagen	
Besondere Risiken bei Absperrungen quer zu Geländekanten und an anderen konvexen Geländeformationen	- Keine Errichtung im Bereich von Balzplätzen und entlang von Flugkorridoren von und zu diesen - Verblendung von Zäunen mit div. Materialien; Pistenabsperungen aus sichtbaren Materialien (Holz, orangefarbenes Plastik) - Abbau nicht mehr benötigter Zäune und Anlagen	



a)



b)



c)



d)



e)



f)

Resümee

Abschließend werden zu den am Beginn der Studie formulierten Fragestellungen erste Erkenntnisse aus Erhebungen und Literatur zusammengefasst:

a. Welche Bedeutung erlangt die Kollisionsmortalität für Raufußhuhnpopulationen (lokal bis regional)?

Erste Auswertungen von Fundmeldungen zeigen, dass bedeutende lokale Verluste von Raufußhühnern an Lift- bzw. Leitungsstrukturen auftreten können. Meldungen von 1-2 Todesopfern pro Jahr in lokalen Vorkommen sind durchaus als kritische Größe zu betrachten. Sobald hier Quellpopulationen betroffen sind, die andere Populationsteile mit Vögeln versorgen, ist von einer regionalen Gefährdung auszugehen. Die starke Ausbautätigkeit in Bereich von Liften und anderen infrastrukturellen Anlagen (Beschneigungsanlagen, Windkraftanlagen etc.) lassen eine überregionale Gefährdung der österreichischen Raufußhühner erwarten. Zu bedenken ist darüber hinaus, dass jeder gefundene Vogel eine Anzahl weiterer, nicht entdeckter Anflugopfer repräsentiert.

b. Welche Veränderungen der Habitateignung/-nutzung entstehen durch Freileitungs- bzw. Skiliftkorridore?

Sieht man vom Haselhuhn ab, so sind im Allgemeinen Liftkorridore weniger geeignete Lebensraumbereiche für Raufußhühner. Zerschneiden diese qualitativ minderwertigen Habitatbereiche aber gut geeignete Geländeabschnitte, so müssen sie überflogen werden, was häufig mit einer erhöhten Kollisionswahrscheinlichkeit einhergeht.

c. Welche Einflussfaktoren bestimmen das Ausmaß/die Wahrscheinlichkeit einer Kollisionsmortalität (Konstruktionseigenschaften, Topographie, Art, Jahreszeit etc.)?

Die Ergebnisse der Studie zeigen, dass für alle vier Raufußhuhnarten Gefährdungen durch Kollisionen bestehen und diese (fast) das ganze Jahr umspannen. Besonders gefährdet ist das Birkhuhn zur Balzzeit. Spezielle örtliche Konstellationen (Seile in Kronendachhöhe, Lifte an Waldrändern, Lifte, die gute Lebensraumbereiche durchschneiden etc.) bedingen eine erhöhte Gefährdung und erfordern besondere Achtsamkeit in der Anlagenplanung. Kollisionen passieren unabhängig von der Seilstärke. Zäune sind neben Leitungen und Liften als wesentliche Mortalitätsfaktoren zu beachten.

d. Kommt es zu potenziellen Veränderungen der Räuber-Beute-Beziehungen?

Beobachtungen bei den Auslegeexperimenten lassen erwarten, dass bestimmte Prädatoren verstärkt Bereiche um Lift-/Leitungsanlagen absuchen und auch auf menschliche Präsenz im Korridorbereich deutlich reagieren.

e. Welche Konsequenzen ergeben sich daraus für das Management (Präventionsmaßnahmen wie Sichtbarmachung, Trassenwahl, Populationsentwicklung, Bejagbarkeit)

Für Lifte/Leitungen und Zäune können vielfach besonders gefährliche Abschnitte abgegrenzt werden, auf denen die Umsetzung von Präventionsmaßnahmen besonders dringlich ist. Die Sichtbarmachung von Anlagen und die zeitgerechte Entfernung nicht mehr benötigter Flughindernisse (z.B. Zäune) oder auch nur das Hängenlassen von Liftbügeln während der Balzzeit fallen in den Bereich möglicher vorbeugender Maßnahmen. Sowohl bei Maßnahmen bei bestehenden Anlagen als auch bei der Neuplanung von Trassen ist großes Augenmerk auf kritische Stellen zu legen, wo Schlüsselhabitate (zB Brut-, Balz- und Überwinterungsgebiete) durchschnitten werden. Fundmeldungen lassen zumindest auf lokaler Ebene auf bedeutende Verluste rückschließen, wodurch ggf. die geforderte Mindestzahl von Hähnen für die Genehmigung eines Abschusses unterschritten werden kann.

f. Wo liegen repräsentative Untersuchungsgebiete bzw. Trassenabschnitte?

Fundmeldungen lokaler ExpertInnen (RevierinhaberInnen, RevierleiterInnen, Liftpersonal) haben gezeigt, dass Trassenabschnitte existieren, die Gefahren- und Präventionspotenziale aufzeigen und somit als Studiengebiete auch künftig verstärkt heran zu ziehen sind.

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung des Projekts gebührt unser Dank dem Verein Grünes Kreuz e.V., der Hochschuljubiläumsstiftung der Stadt Wien, der Kärntner Jägerschaft sowie der Steirischen Landesjägerschaft. Darüber hinaus bedanken wir uns bei den BeantworterInnen der anonymen Fragebogenaktion, bei den Wildbiologen der Kärntner Jägerschaft und bei den lokalen ExpertInnen, die uns ihr Wissen und ihre Erfahrung zur Verfügung gestellt haben. Besonderer Dank gilt auch Adrian Dietrich für die Erstellung der Projekthomepage und für seinen Einsatz bei Durchführung und Auswertung der Fragebogenaktion, bei den Kontrollbegehungen sowie bei den Auslegeexperimenten. Thomas Kranačič hat unser Projekt durch persönliches Engagement, langjährige Erfahrung und fachliches Wissen bereichert, wofür wir ihm herzlich danken möchten. Der ÖBf AG danken wir für die Möglichkeit, Untersuchungen innerhalb ihrer Gebiete durchzuführen und den Erfahrungsschatz der Revierleiter zu nutzen. Für ihren Einsatz im Feld danken wir darüber hinaus Iris Kempter, Anna Schweiger und Markus Immitzer.

Zitierte und weiterführende Literatur

- Avian Power Line Interaction Committee (APLIC) 2012. Reducing Avian Collisions with Power Lines: The State of the Art in 2012. Edison Electric Institute and APLIC. Washington, D.C.
- Baines D, Andrew M 2003. Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. *Biological Conservation* 110: 169-176
- Baines D, Summers, RW 1997. Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish forests. *Journal of Applied Ecology* 34: 941-948
- Bech N, Beltran S, Boissier J, Allienne JF, Resseguier J, Novoa C 2012. Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg? *Animal Biodiversity and Conservation* 35.1: 95-98
- Bevanger K 1990. Topographic aspects of transmission wire collision hazards to game birds in the Central Norwegian coniferous forest. *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 13: 11-18
- Bevanger K 1994a. Three questions on energy transmission and avian mortality. *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 17: 107-114
- Bevanger K 1994b. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* 136: 412-425
- Bevanger K 1995a. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology* 32: 745-753
- Bevanger K 1995b. Tetraonid mortality caused by collisions with power lines in boreal forest habitats in central Norway. *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 18: 41-51
- Bevanger K 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* 86: 67-76
- Bevanger K, Bakke O, Engen S 1994. Corpse removal experiments with Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in power-line corridors. *Ökologie der Vögel (Ecol. Birds)* 16: 597-607
- Bevanger K, Brøseth H 2000. Reindeer *Rangifer tarandus* fence as a mortality factor for ptarmigan *Lagopus* spp. *Wildlife Biology* 6(2): 121-127
- Bevanger K, Brøseth H 2001. Bird collisions with power-lines - an experiment with ptarmigan (*Lagopus* spp.). *Biological Conservation* 99: 341-346
- Bevanger K, Brøseth H 2004. Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area. *Animal Biodiversity and Conservation* 27 (2): 67-77
- Buffet N, Dumont-Dayot, E 2013. Bird collisions with Overhead Ski-Cables: A Reducible Source of mortality. In: Rixen C, Rolando A (eds), *The Impacts of Skiing on Mountain Environments*, 123-136 pp.
- Catt DC, Dugan D, Green RE, Moncrieff R, Moss R, Picozzi N, Summers RW, Tyler GA 1994. Collisions against fences by woodland grouse in Scotland. *Forestry* 67:105-118.
- Clarke DJ, Pearce KA, White JG 2006. Powerline corridors: degraded ecosystems or wildlife havens? *Wildlife Research* 33: 615-626
- Deutz A, Grünschachner-Berger V 2006. Birkhahnverluste im Bereich einer Windkraftanlage. *Der Anblick* 1/2006: 16-17
- Dobson JD 2001. Marking fences to reduce bird collisions in woodlands. *Scottish Forestry* 55(3): 168-169.
- Drewitt AL, Langston RHW 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *The Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 233-266
- Ferrer M, Janss GFE (ed) 1999. Birds and power lines. Collision, electrolution and breeding. *Servicios Informativos Ambientales/Quercus*, Madrid, Spain.
- Fleckenstein K, Schwoerer-Böhning B 1996. Bewertung von Beeinträchtigungen der Avifauna im Landschaftspflegerischen Begleitplan für Freileitungen. *Berichte der ANL* 20: 317-326
- Haas D, Nipkow M, Fiedler G, Schneider R, Haas W, Schürenberg B 2005. Vogelschutz an Freileitungen. NABU-Naturschutzbund Deutschland e.V., 50 S.
- Jannss GFE 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation* 95: 353-359

- Marti C 1998. Auswirkungen von Freileitungen auf Vögel - Dokumentation. Schriftenreihe Umwelt Nr. 292: 1–90
- Martin GR 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153, 239-254.
- Meile P 1982. Wintersportarten in alpinen Lebensräumen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). *Alpin-Biologische Studien XVII, Veröffentlichungen der Univ. Innsbruck*. 101 S
- Miquet A 1990. Mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* due to Elevated Cables. *Biological Conservation* 54: 349-355
- Moss R, Picozzi N, Summers RW, Baines D 2000. Capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland demography of a declining population. *Ibis* 142: 259-267
- Novoa C, Hansen E, Menoni E 1990. La mortalité de trois espèces de galliformes par collision dans les câbles: résultats d'une enquête pyrénéenne. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse* 151: 17-22
- OGM 2006: Percussion des oiseaux dans les câbles aériens des domaines skiables. N° 4, Janvier , 88p.
- Rayner JMV 1988. Form and function in avian flight. In: Johnston RF (ed): *Current ornithology* 5, Plenum Press, New York, 1-66
- Richarz K, Bezzel E, Hormann M 2001. *Taschenbuch für Vogelschutz*. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 630 S
- Rintamaki PT, Hastad O, Odeen A, Alatalo RV, Hoglund J, Ludberg A 2002. Sexual selection, colour perception and coloured leg rings in grouse (Tetraonidae). *Avian Science* 2, 145-152.
- Smallwood KS, Bell DA, Snyder SA, Didonato JE 2010. Novel scavenger removal trials increase wind-turbine-caused avian fatality estimates. *Journal of Wildlife Management* 74(5): 1089-1097
- Storch I 1999. Auerhuhnschutz im Bergwald: Methoden, Beispiele und Konzepte zur Lebensraumsicherung. *Wildbiologische Gesellschaft München e.V.*
- Storch I, Leidenberger C 2003. Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. *Wildlife Biology* 9(4): 301-308
- Storch I 2007. Conservation Status of Grouse Worldwide: An Update. *Wildlife Biology*, 13, 5–12.
- Summers RW, Dugan D 2001. An Assessment of Methods Used to Mark Fences to Reduce Bird Collisions in Pinewoods. *Scottish Forestry* 55 (1): 23-29
- Trout R, Quine C, Dugan D, Summers R 2001. Alternative deer fences in core Capercaillie and Black Grouse habitats. An interim best guidance note. *The Forestry Commission Forest Research & The Royal Society for the Protection of Birds*. 10 S
- Watson A 1982. Effects of human impact on ptarmigan and red grouse near ski lifts in Scotland. *Annual report of the Institute of Terrestrial Ecology*: 51
- Watson A, Moss R 2004. Impacts of ski-development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. *Biological Conservation* 116: 267-275
- Wöss M, Zeiler H 2003. Building projects in Black grouse habitats – assessment guidelines. *Sylvia* 39 (Suppl.): 87-96
- Zeiler H, Grünschachner-Berger V 2009. Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. *Folia Zoologica* 58: 173-182

Anhang I – Projekthomepage

www.kollisionen.at

Suchen

<http://www.kollisionen.at/>

Benutzername: *

Passwort: *

Anmelden

Passwort vergessen



Kollisionen

- Eingabeformular
- Downloads
- Kontakt

Kollisionen melden - warum?

Dass Hochspannungsleitungen für Störche ein Risiko darstellen können, ist allgemein bekannt. Viel weniger bekannt ist die **Gefährdung von Raufußhühnern durch Freileitungen, Liftseile und Zäune**. Studien aus Schottland, Frankreich und Skandinavien zeigen, dass die Verlustraten durch Zusammenstöße beachtlich sein können.

Örtliche Erfahrungen weisen darauf hin, dass **gefährliche Situationen** für Auerhuhn & Co. **vermieden** oder aber **entschärft** werden können. Um geeignete **Maßnahmenpakete** schnüren zu können, müssen Daten über bereits beobachtete Kollisionsfälle ausgewertet werden. Dazu können Sie mit Ihrem lokalen Erfahrungsschatz einen wesentlichen Beitrag leisten!

Mit der **anonymen Meldung** Ihrer Beobachtungen und Erfahrungen geben Sie uns wichtige Hinweise für mögliche Vermeidungsstrategien.

Haben Sie in Ihrem Revier totes Auer- oder Birkwild, Haselwild oder ein Schneehuhn in der Nähe einer Transportanlage (z. B. Skilift, Sesselbahn, Materialseilbahn), einer Stromleitung oder eines Zaunes gefunden? Sind Sie Betreuer einer Transportanlage und haben ein totes Auer- oder Birkhuhn in der Nähe Ihrer Anlage gefunden?

Bitte **melden** Sie diesen Fund.

Anhang II – Fundmeldungen Aufnahmeformulare

Fundmeldung



Bitte füllen sie das Formular so weit möglich aus. Alle Angaben werden vertraulich behandelt und die Auswertung nur in zusammengefasster Form publiziert. Bei Fragen mit einem * sind Mehrfachnennungen möglich.

Fallwild

☐ Auerwild	☐ Hahn	☐ Jungvogel/Schneider	☐ Kadaver
☐ Birkwild	☐ Henne	☐ Altvogel	☐ Riss
☐ _____		☐ unbekannt	☐ Rupfung

Fundort

(Die Angaben beziehen sich auf einen Bereich von 30m um den Fundort)

Koordinaten (freiwillig): _____	Funddatum: _____
Exposition * ☐ Nord ☐ Ost ☐ Süd ☐ West	Geländeform ☐ flach ☐ leicht geneigt ☐ stark geneigt ☐ Kuppe ☐ Senke
	Seehöhe: _____ Distanz zum Hindernis: _____ Distanz zum nächsten Balzplatz: _____ Anzahl balzende Hahnen: _____

Distanz zur nächsten Skipiste, Wanderweg oder Strasse ☐ < 10 m ☐ 10 - 100 m ☐ > 100 m
Nutzung der Skipiste, des Wanderwegs oder der Strasse ☐ häufig (mehr als 50 Personen pro Tag) ☐ mässig (5 bis 50 Personen pro Tag) ☐ selten (bis 5 Personen pro Tag)

häufigste Pflanzen * ☐ Gräser / Kräuter ☐ Zwergsträucher ☐ Büsche ☐ Bäume	Baumdichte ☐ keine ☐ einzelne ☐ lockerer Wald ☐ dichter Wald	Distanz zum Waldrand ☐ 0 - 10 m ☐ 11 - 50 m ☐ 51 - 100 m ☐ > 100 m	Höhe der Baumwipfel ☐ 0 - 6 m ☐ 7 - 9 m ☐ 10 - 12 m ☐ 13 - 15 m ☐ ≥ 16 m
--	---	---	---

Hindernis

Transportanlage ☐ Pendelbahn (Grosskabinenb.) ☐ Kabinenbahn (Umlaufb.) ☐ Sesselbahn ☐ Skilift (Schlepplift) ☐ Transportseilbahn	Freileitung ☐ Hochspannungsleitung ☐ Mittelspannungsleitung ☐ Niederspannungsleitung ☐ Telefonleitung	Anderes Hindernis (zB. Zaun) ☐ _____ Höhe des Hindernisses: _____
Anzahl Seile/Leitungen: _____ Durchmesser der Seile/ ☐ < 2 cm ☐ ≥ 2 cm	Höhe oberstes Seil/Leitung ☐ 0 - 7 m ☐ 7 - 10 m ☐ 10 - 13 m ☐ 13 - 16 m ☐ ≥ 16 m	Höhe unterstes Seil/Leitung ☐ 0 - 7 m ☐ 7 - 10 m ☐ 10 - 13 m ☐ 13 - 16 m ☐ ≥ 16 m

Kontakt (freiwillig)

Name: _____ Vorname: _____ Telefon: _____

Bitte bei **www.kollisionen.at** eintragen oder einsenden an:
 Universität für Bodenkultur, IWJ, Adrian Dietrich, Gregor-Mendel-Strasse 33, 1180 Wien

Anhang III – Beispiele Lifte/Leitungen/Zäune in Raufußhuhnlebensräumen

Zäune

Wildzäune



Abb. AIII-1: Der Wildzaun durchschneidet ausgezeichneten Birkhuhn-Ganzjahreslebensraum. Eine Verblendung wäre hier dringend zu empfehlen.



Abb. AIII-2: Verbisskontrollzaun, an dem eine Auerhenne in Folge der Kollision verendet ist.



Abb. AIII-3: Wintergatter I, an dem mehrfach Kollisionsoffer gefunden wurden.



Abb. AIII-4: Wintergatter II, an dem mehrfach (auch nach Markierung) Kollisionsoffer gefunden wurden.



Abb. AIII-5: Verblendung des oberen Bereiches eines Kontrollzaunes mit orangefarbenen Netzen (ÖBf AG, Aussee).

Liftzäune



Abb. AIII-6: Zäune, die an/quer zur/unter der Geländekante verlaufen, bergen eine erhöhte Kollisionsgefahr. Fallbeispiel: Seil für ein Sicherungsnetz entlang einer Piste. Das Sicherungsnetz wird nur im Winter angebracht.



Abb. AIII-7: Das rote Band oberhalb des Ab-sperrzaunes verbessert dessen Sichtbarkeit für Mensch und Wildtier. Ein zu großer Abstand zwischen Band und Zaun erhöht allerdings die Wahrscheinlichkeit des Unterfliegens.



Abb. AIII-8: Der orange Zaun wird von Birkhühnern gut wahrgenommen, die dünnen Liftseile darüber sind weniger gut sichtbar.

Liftseile, Leitungen



Abb. AIII-9: Anflugschneise für Raufußhühner, die quer zu einem Seil verläuft. Für Vögel, die von oben kommend die Flugschneise passieren, ist das Seil aufgrund der Waldkulisse im Hintergrund kaum wahrnehmbar.



Abb. AIII-10: Die potenzielle Flugbahn zwischen einem Birkhuhn-Balzplatz und einem tiefer gelegenen, lichten Waldbereich (ideal für die Sonnenbalz) wird durch Seile zerschnitten.

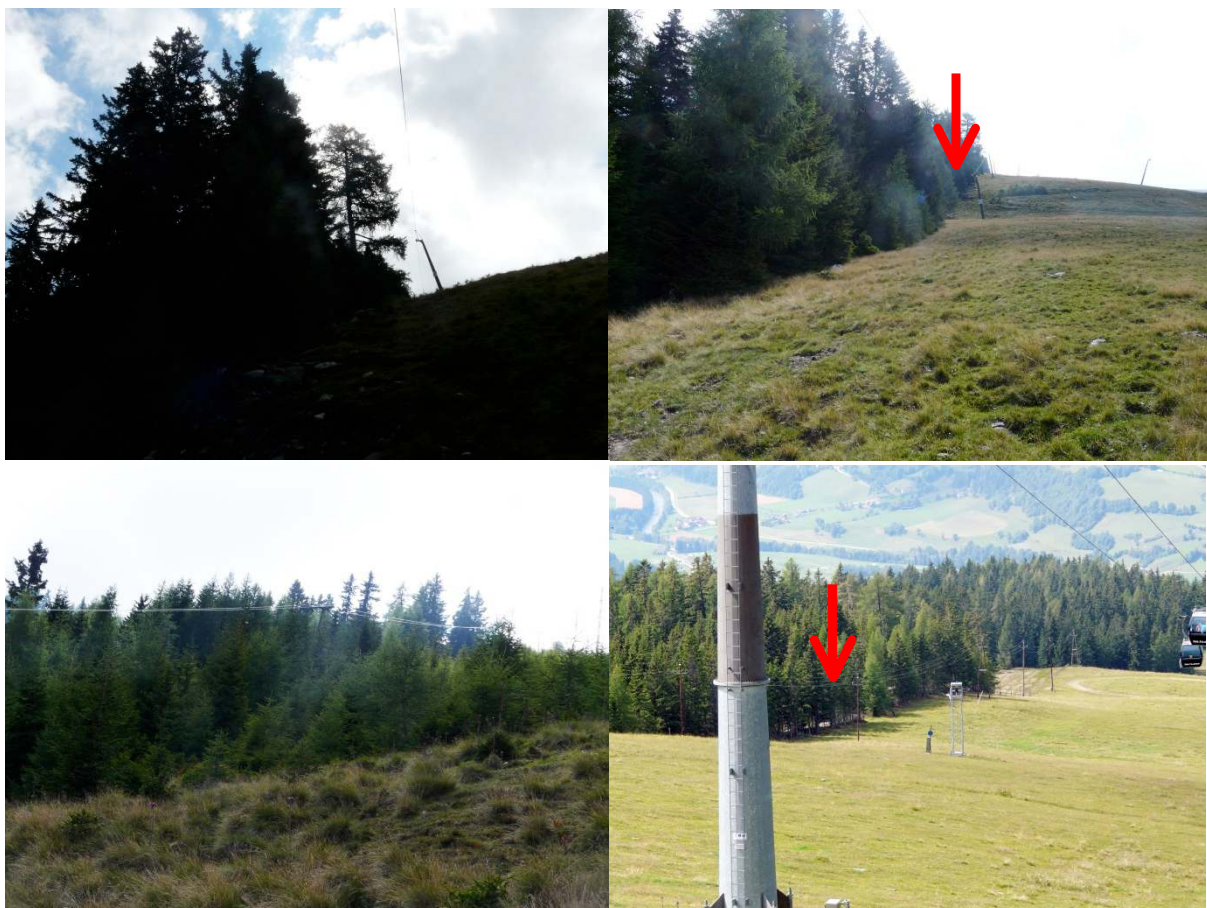


Abb. AIII-10: Lift entlang einer Waldkulisse: Bei Anflug von offenem Gelände (rechts) und Landeversuch im Wipfelbereich (links) werden die Seile vor dem dunklen Hintergrund häufiger übersehen (rechts unten: Leitungen entlang der Waldkulisse).



Abb. AIII-11: Schneise für eine Lifttrasse durch sehr guten Auerhuhnlebensraum. Die Seile verlaufen in Wipfelhöhe und stellen somit eine potenzielle Gefahrenquelle dar.



Abb. AIII-12: Unterschiedliche Sichtbarkeit auf kleinem Raum: Das Liftseil ist im lichten Lärchenwald schlechter wahrzunehmen als der Weidezaun.

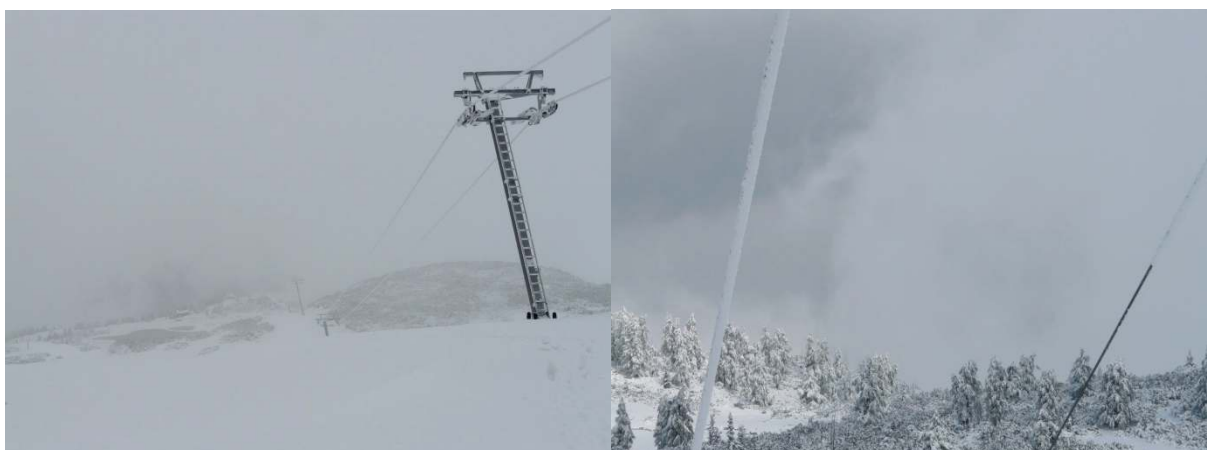


Abb. AIII-13: Verminderte Sichtbarkeit von Liftseilen bei Nebel und Reifüberzug (links); unterschiedliche Sichtbarkeit von Seilen mit und ohne Reifüberzug (rechts); der Durchmesser des Hindernisses ist hier nicht entscheidend, der weiße Reif löst die Konturen des Hindernisses im Nebel auf.



Abb. AIII-14: Verminderte Sichtbarkeit bei trübem Wetter; durch die über den Sommer hängen gelassenen Bügel sind die Liftseile dennoch besser wahrnehmbar.



Abb. AIII-15: Seilführungen über Geländekanten bringen die Seilhöhe in von Raufußhühnern bevorzugt beflogene Bereiche.



Abb. AIII-16: Erhöhtes Kollisionsrisiko bei Leitungsführung unterhalb einer Kuppe quer zum Hang; von links oben abfliegende Hühner, die einen Landeplatz im Wald rechts auf Höhe der Leitungskabel ansteuern, unterliegen einem besonderen Kollisionsrisiko.



Abb. AIII-17: Freileitungen queren einen Hang mit sehr gutem Birkhuhn-Lebensraum. Die vielen übereinander angebrachten Leitungen in verschiedenen Höhen über einen großen Bereich bergen für Raufußhühner eine extrem hohe Kollisionsgefahr. Foto rechts: Überreste einer Birkhenne, die mit hoher Wahrscheinlichkeit mit den Leitungen kollidierte.

II) Collision mortality of Austrian tetraonids (Short version)

Authors:

Ursula Nopp-Mayr, Margit Zohmann, Thomas Kranabitzl & Veronika Grünschachner-Berger

Editor:

Ursula Nopp-Mayr, IWJ

BOKU-Reports on Wildlife Research & Game Management Nr. 21

ISSN 1021-3252

ISBN 978-3-900932-43-5

This report should be cited as follows:

Nopp-Mayr U, Zohmann M, Kranabitzl T & Grünschachner-Berger V 2016. Collision mortality of Austrian tetraonids. BOKU-Reports on Wildlife Research & Game Management 21. University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna. ISSN 1021-3252, ISBN 978-3-900932-43-5.

Front cover: V. Grünschachner-Berger

Photos copyright:

Adrian Dietrich, Veronika Grünschachner-Berger, Markus Immitzer, Thomas Kranabitzl, Robin Sandfort Anna Schweiger, Margit Zohmann

© Institute of Wildlife Biology and Game Management (IWJ) 2016
Department of Integrative Biology and Biodiversity Research (DIB)
University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna
Gregor Mendel Straße 33
A 1180 Wien

II) Collision mortality of Austrian tetraonids (Short version)

Ursula Nopp-Mayr, Margit Zohmann, Thomas Kranabidl & Veronika Grünsachner-Berger

List of contents

1 INTRODUCTION	70
2 MATERIAL AND METHODS	72
2.1 ENQUIRY OF LOCAL EXPERTS	72
2.2 PATROLS FOR COLLISION VICTIMS	73
2.3 CORPSE REMOVAL EXPERIMENTS.....	74
2.4 DOCUMENTED CASES OF DEADLY COLLISIONS	75
3 RESULTS.....	75
3.1 ENQUIRY OF LOCAL EXPERTS	75
3.2 PATROLS FOR COLLISION VICTIMS	79
3.3 CORPSE REMOVAL EXPERIMENTS.....	81
3.4 DOCUMENTED CASES OF DEADLY COLLISIONS ON CABLES OR FENCES	84
3.4.1 TRANSPORT DEVICES, POWER LINES, AND TELEPHONE CABLES	85
3.4.2 FENCES	89
4 DISCUSSION	92
CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS FOR MANAGEMENT MEASURES.....	99
ACKNOWLEDGEMENTS.....	109
REFERENCES	110

1 Introduction

The four alpine tetraonid species, capercaillie *Tetrao urogallus*, black grouse *Tetrao tetrix*, hazel grouse *Bonasa bonasia* and rock ptarmigan *Lagopus muta* are listed in many European national red data books. In particular, capercaillie and black grouse show decreasing population trends in nearly all countries of the alpine distribution range (Storch 2007). According to an international enquiry (Storch 2007), habitat degradation, habitat loss and fragmentation are ranked as most important threats to European grouse populations. Several authors documented, that man-made obstacles like overhead cables and fences may significantly contribute to the degradation of habitats at least on a local scale: Studies from France and Norway (Miquet 1990, Novoa et al. 1990, Bevanger 1998, Bevanger & Brøseth 2004) showed that power lines and ski lifts cause distinct losses of grouse, which may exceed hunting bags by a factor 1.3 to 4.3 (Bevanger & Brøseth 2004). The latter authors recorded average mortality rates of 9.4 birds per km power line in Norway, where collision victims were in 95% of cases gallinaceous birds. Apart from cables and power lines, deadly collisions with fences were documented in Scotland and Norway (Bevanger 1990, Baines & Summers 1997, Bevanger & Brøseth 2000, Moss et al. 2000). Baines & Summers (1997) recorded mean collision rates of 1.5 individuals per km deer fence and year, with a major portion of grouse species (93%). Frequently, tetraonids are classified as bird family being highly susceptible to collision mortality (e.g., Watson 1982, Bevanger 1998). Watson & Moss (2004) infer from a study on a ski-development in Scotland, that deadly collisions on wires together with an increase in crow numbers drove the local rock ptarmigan occurrence into a sink situation.

The probability of collisions depends on specific features of bird species, i.e. the wing morphology, the flight performance and manoeuvrability as well as the visual perception. A ground dwelling life style together with poor flying abilities (high wing loading, low aspect), a peripheral vision and locomotion during poor light conditions cause a high collision hazard of galliforms (Bevanger 1994b, 1998, Savereno et al. 1996, Janss 2000, Richarz et al. 2001, Martin 2011). The poor visual perception of galliforms might also explain why ptarmigan equally collide with cables/wires of differing diameter (Bevanger 1994b) or why collisions with white painted towers of wind power plants have been observed (Zeiler & Grünschachner-Berger 2009).

Apart from these morphologic and sensor ecological aspects, several other factors contribute to the probability of avian collision mortality, i.e. species' abundance, the position of wires,

cables and fences in relation to key habitats, tree height, exposure and slope, weather conditions, season, human disturbance as well as technical features of constructions (Miquet 1990, Bevanger 1990, Fleckenstein & Schwarzer-Böhmig 1996, Bernshausen et al. 2000, Bevanger & Brøseth 2004). Several authors not only analysed collision records, but also deduced options for the reduction of collision rates (e.g., Miquet 1990, Novoa et al. 1990, Marti 1998, Bevanger & Brøseth 2004, OGM 2006, Bernshausen et al. 2007, Buffet & Dumont-Dayot 2013).

Table 1. Factors contributing to the probability of tetraonid collision mortality caused by cables/power lines (based on literature).

Factors	Comments/details
Tetraonids	species distinct differences in collision hazard assumed
	abundance low abundance: lower risk of collision mortality, but more severe consequences; definition of significant losses (e.g. in relation to hunting bags or predefined values)
	habitat position of corridor transects/cables/power lines and key habitat (roosting sites, breeding/rearing sites, lek sites, feeding sites, wintering grounds); habitat requisites (tree cover, tree height...)
Harassment	higher collision hazard of flushing birds
Terrain	slope, aspect, relief (tops, depressions etc.)...
Weather conditions	fog occurrence; reduced visibility of obstacles, increased collision mortalities
Season	seasonally differing activity pattern of tetraonids and predators
Construction	voltage, number and distance of wires (horizontally and vertically); e.g. 30 % increase in collision risk per wire level
	position/height of (earth) wire/cables above ground, relation to tree height; e.g. black grouse: 3-15 m height
	course of power lines, relation to main flight lanes, distance to forest edges/woodland
	time of construction (decreasing losses due to habituation or decreasing population densities?)
	total length of cables/wires per km ²
	diameter of cable/wire

Several studies highlighted impact of collisions with cables, power lines or fences at population level (e.g., Watson 1982, Miquet 1990, Novoa et al. 1990, Bevanger 1988, 1998, Moss et al. 2000, Baines & Andrew 2003, Bevanger & Brøseth 2004). For Austria, neither data on tetraonid collision mortality were available so far nor any hints on the transferability of preventive measures already tested in other countries. Thus, we started a pilot survey in 2008, aiming at a

first insight in the perception of collision mortality of galliforms by local experts, on potential impact factors on collision probability, and on potential preventive measures.

2 Material and methods

We conducted four, mostly independent sub-studies, including (1) a postal survey, (2) searches for collision victims on selected lift corridors, (3) corpse removal experiments and (4) analyses of documented cases of deadly grouse collisions.

2.1 Enquiry of local experts

We selected the group of hunters as probands to explore non-systematic observations of galliform collision mortality and to gain additional background information (e.g., referring area of hunting territory, approximate number of calling cocks per hunting territory, number of cable operated lifts and power lines per territory, assessed number of collision victims per year in the hunting territory, number of years being in charge of the territory, interest in conducting systematic surveys in the own hunting territory). Hunters were chosen as probands for four reasons: (1) they are present on their hunting territories more or less year-round, whereas lift personnel is usually only present during winter months; (2) lift personnel not necessarily documents/reports deadly collisions caused by their own facilities; (3) hunters are obliged to count both black grouse and capercaillie at lekking time within their hunting territory in those provinces of Austria, where the two species are hunted in spring; (4) findings of carcasses of game species should be reported to local hunters or hunting authorities due to hunting laws.

In autumn/winter 2008/2009, we sent standardised, two-sided questionnaires (11 multiple-choice questions and one optional supplementary question) together with ten post-paid envelopes to all heads of regional hunting districts ($n = 55$) of those provinces of Austria, where Black grouse and capercaillie are recently hunted. These stakeholders were asked to distribute the questionnaire to local hunters. Additionally, we set up a web site for online entries of local experts (hunters, forest officials, lift personnel etc.) and we requested in regional hunting journals for participation in the questionnaire.

2.2 Patrols for collision victims

Data collection was carried out in four distinct study areas (1-4) in the Austrian Alps. In total, 14 ski lifts (drag lifts, chair lifts) were patrolled with cable length ranging from 300 m to 2.8 km (Tab. 2).

Table 2. Number and type of patrolled ski lifts in the four study areas 1-4. Cable length in km.

Study area	Label of ski lift	Type of ski lift	Cable length (km)
1	A	chair lift	0.8
1	B	drag lift	1
1	C	drag lift	0.3
1	D	drag lift	0.6
2	E	drag lift	0.3
2	F	drag lift	0.5
2	G	drag lift	1
2	H	chair lift	1.7
3	I	drag lift	0.8
3	J	drag lift	0.7
3	K	drag lift	1.2
4	L	drag lift	2.8
4	M	drag lift	1.4
4	N	drag lift	0.9

According to well-established methods (e.g. Bevanger 1995a, Marti 1998) the selected lift sections were patrolled periodically throughout the year to capture seasonal differences of collision mortality. Considering unfavourable weather conditions (risk of avalanches, accessibility) as well as lekking and breeding times of tetraonid species the selected lift sections were patrolled by one observer (partially accompanied by a pointing dog). As shown in Fig. 1 the lift sections were controlled systematically by walking in a given pattern on both sides of the sections. Additionally, indirect signs of grouse presence as well as direct and indirect signs of potential predators (e.g. bids of prey, red fox *Vulpes vulpes*) were recorded within the patrolled area. All bird remains and data of construction features (e.g. height and diameter of cables), terrain features, weather conditions as well as the referring season should be recorded.

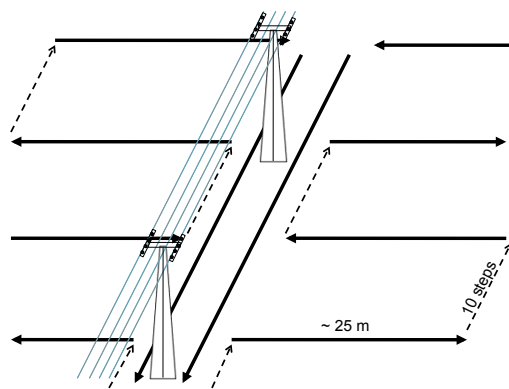


Figure 1. Searching routes for collision victims.

2.3 Corpse removal experiments

The extent of collision mortality is mostly underestimated as only birds found beneath or close to ski-lifts or power lines are taken into account (Bech et al. 2012). To gain more realistic estimates of collision mortality rates, biasing factors have to be considered (Bevanger 1995, Marti 1998): (a) scavenger removal, (b) search bias, (c) habitat bias and (d) crippling bias. Moreover, other causes of death might be possible when carcasses are found in vicinity of human infrastructures and in some cases it is not possible to identify the cause of death (Marti 1998).

Ad (a) scavenger removal: Scavengers are known to patrol power lines or fences and remove carcasses of collision victims (Bevanger et al. 1994, Bevanger 1995a). The speed at which carcasses are removed by scavengers is influenced by several factors (e.g. density and activity of scavenger, season...). So far, several corpse removal experiments were carried out in other countries to estimate this potential source of bias and to determine the removal rates of collision victims (Bevanger et al. 1994, Bevanger 1995a, Bevanger & Brøseth 2001, Baines & Andrews 2003).

Ad (b) search bias: Detection probabilities increase with increasing carcass size (Bevanger 1995a). Besides, the detectability of scattered remains (e.g. feathers, body parts) might be lower compared to a complete carcass. To estimate this bias and to test the efficiency of observers, corpses are placed in the study area and have to be recorded by the observers (Ferrer & Janns 1999).

Ad (c) habitat bias: the local conditions (e.g. topography, vegetation structure) are also crucial for the reliability of data on mortality caused by ski lifts or power lines. To consider this bias,

the percentage of area accessible for patrolling and searching has to be estimated (Ferrer & Janns 1999).

Ad (d) crippling bias: If injuries after colliding with utility structures are not immediately fatal, injured birds may continue moving for some distance. Hence, carcasses may not be found during the patrols within distinct corridors and may therefore not be considered in estimates of mortality rates (Bevanger 1995a). In a Pyrenean ski resort a ptarmigan hen flew up 600 m after colliding with a ski lift cable (Bech et al. 2012).

2.4 Documented cases of deadly collisions

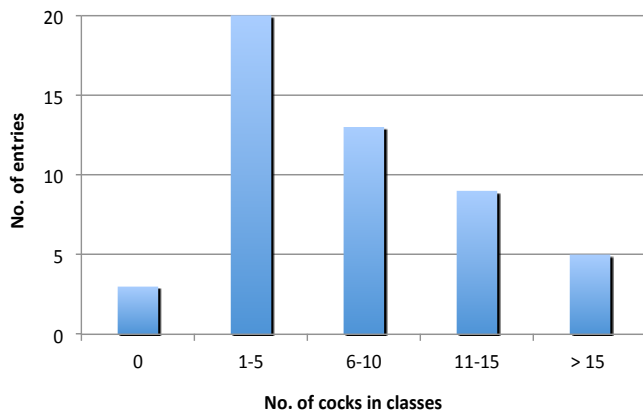
We collected data on documented cases of galliform collision victims (e.g. species, sex, season, surrounding situation, construction features), mainly based on personal communication with local hunters, forest officials, wildlife biologists of regional hunting associations, and other stakeholders. In several cases, lift personnel found collision victims during inspection routes and informed the local hunter. These data are of non-systematic origin. Together with the local experts we visited the localities of documented collision incidents and recorded terrain features, forest cover/height and construction features, respectively, in case that these features had not significantly changed since the time of collision and in case that the exact position of the collision victim was known.

3 Results

3.1 Enquiry of local experts

Fifty-four hunters responded to the postal survey, seven persons used the online form to submit their response. In total, 51 questionnaires were useable for further analyses. Some respondents did not answer all questions, therefore the sample size differs in the following, depending on the question, respectively. In total, four of nine provinces of Austria were represented in the survey (Carinthia: 43% of responses, Tyrolia: 33%, Styria: 22%, and Lower Austria: 2%). The majority of respondents had a long experience in the hunting territory: 78% of respondents were hunting there for more than ten years ($n = 40$), 65% ($n = 33$) even more than 20 years (three respondents did not complete the question). The size of hunting

territories of the respondents ranged from 1.25 km² up to 65 km² with a median value of 6 km² (n = 51). Fifty respondents gave an estimate of the number of calling cocks in their territory for capercaillie (one person did not answer the question), 45 respondents for the number of black grouse cocks (five non-responses). In 40% of the entries, the estimated number of capercaillie cocks in the hunting territory laid between 1 and 5 individuals (Fig. 2a). Further 26% of respondents estimated a number of 6-10 capercaillie cocks and about one third of respondents assumed to have more than 10 cocks in the territory. For black grouse, one third of valid entries belonged to the class of 1-5 cocks per territory and the class of 6-15 cocks, respectively (Fig. 2b).



(a)



(b)

Figure 2: Number of entries within the classes of estimated numbers of capercaillie (a) and black grouse (b) per hunting ground ($n_{\text{capercaillie}} = 50$; $n_{\text{blackgrouse}} = 45$).

For both species, the estimated numbers of calling cocks were not simply a function of the size of hunting territory. This might mainly trace back to the fact, that in most cases hunting territories are not entirely congruent with suitable grouse habitats (Fig. 3a and b).

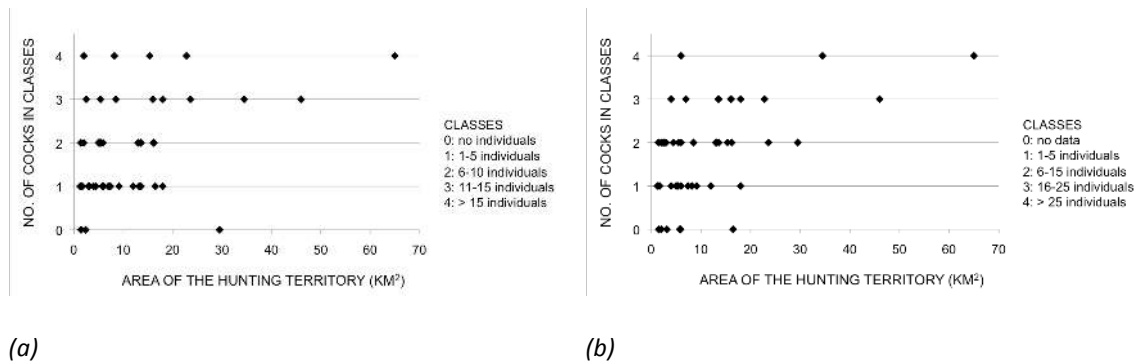


Figure 3: Distribution of estimated numbers of capercaillie (a) and black grouse (b) cocks plotted against the area of the hunting territory.

As for capercaillie, three entries belonged both to the classes of higher cock numbers and to the upper range of territory size. Within the class of highest cock numbers, four out of five territories showed a similar size than territories with lower cocks numbers (Fig. 3a). According to the questionnaire, 63% of the respondents had no transport devices within their hunting territory. In twenty percent of answers, 1-5 transport devices crossed the hunting territory of the respondent and in 24% 6-10 transport devices. One respondent reported of 11 transport devices on the hunting territory (with a size of 30 km²). Overall, the number of transport devices per hunting territory was not correlated with territory size (Kendall's Tau-b = 0.148; p = 0.083), but more or less evenly distributed over the classes of territory size. The number of transport devices ranged from zero up to 2.9 per km². One third of respondents had different types of transport devices in the territory, in most cases combinations of mono-cable gondola cabins or two-rope gondolas, chairlifts and draglifts. About 25% of hunting territories in the questionnaire was crossed by chair lifts and drag lifts and 17% by ropeways for material transport.

According to the questionnaire, 27% of respondents did not only have transport devices in the hunting territory, but also power lines and telephone wires. Thereby, entries comprised similar portions of high-voltage power lines, medium- to low-voltage power lines, and telephone wires. The total length of these overhead cables ranged from 1 up to 65 km per hunting

territory, corresponding to 0.1 up to 4.6 km/km². As for power lines and telephone wires, the total length did not correlate with territory size (Kendall's Tau-b = 0,149; p = 0.077).

In the course of the enquiry, respondents were asked to estimate the extent of yearly losses of capercaillie and black grouse due to deadly collisions on overhead cables and wires. These estimates partly derived from personal observations of the respondents themselves or from reports of lift or hut personnel, being in charge of the respective hunting territory. In total, 43 respondents answered this question for capercaillie and 45 for black grouse. Thereby, three respondents chose the category "unknown" for the number of estimated yearly collision victims for capercaillie and black grouse, respectively. Twenty-nine respondents (67%) indicated for capercaillie and 23 respondents (51%) for black grouse, that no deadly collisions occur within their hunting territory. Contrary, a quarter of respondents, who answered the question, assumed that 1-2 individuals of capercaillie die per year due to collisions in their hunting territory. For black grouse, 36% of respondents estimated the yearly loss of black grouse in a range of 1-2 individuals, further 7% in a range from 3 up to 5 individuals (Fig. 4).

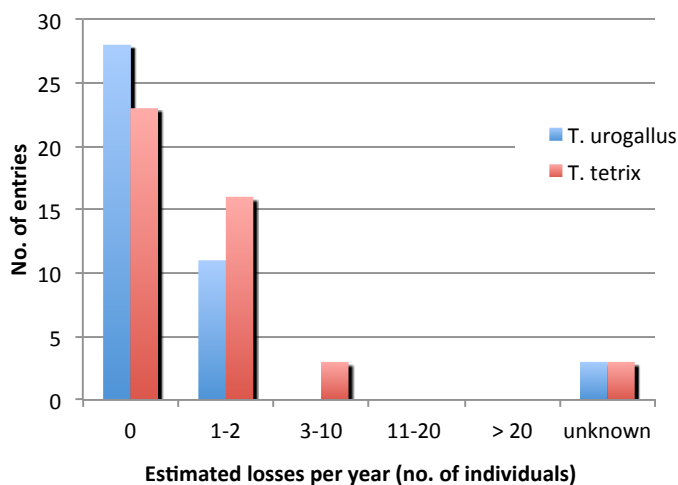


Figure 4. Estimated losses (number of collision victims per year) of capercaillie *T. urogallus* and black grouse *T. tetrix* in the hunting territories respectively.

In Fig. 5, the number of entries to the classes of estimated annual losses of capercaillie (a) and black grouse (b) are related to the corresponding classes of cock numbers of both species.

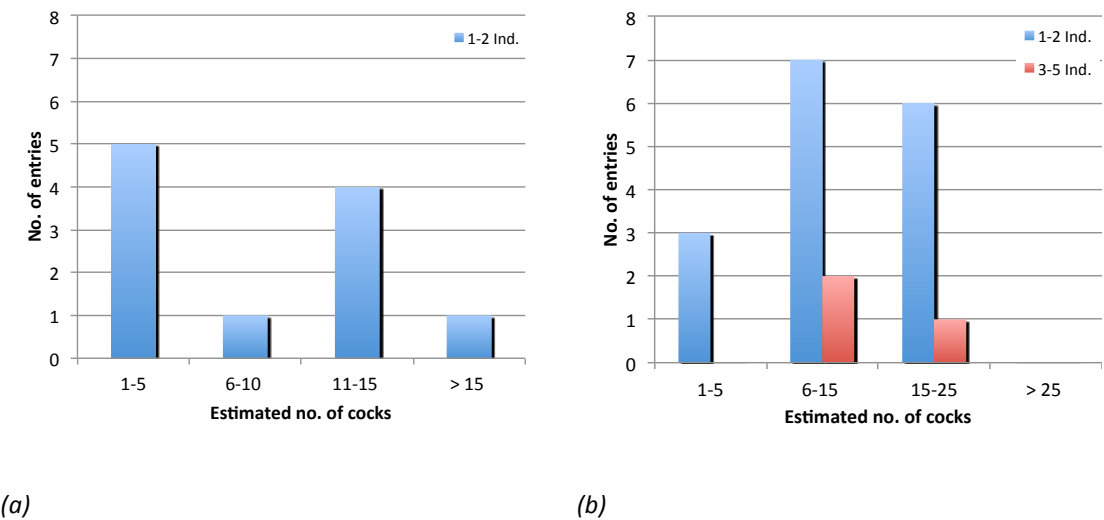


Figure 5: Number of entries in the questionnaire (y-axis), referring the classes of estimated collision mortality (number of dying individuals per year: 1-2 individuals or 3-5 individuals) to the classes of estimated cock numbers in the hunting territory (x-axis) for capercaillie (a) and black grouse (b).

3.2 Patrols for collision victims

Selected lift sections were patrolled periodically in a 4 to 20 week cycle throughout the year to capture seasonal differences of collision mortality (Fig. 6).

Study area/ year, month	2008			2009												2010											
	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1																											
2																											
3																											
4																											

Figure 6. Time of periodically patrols in the study areas from October 2008 to August 2010.

Additionally, direct signs (visual observation) and indirect signs (droppings, tracks) of grouse presence were recorded within the search area (Fig. 7). During the patrols no collision victims were found. Direct and indirect signs of potential predators (e.g. bids of prey, red fox *Vulpes vulpes*) were documented within the observed area. Under the monitored ski lift sections and in the surrounding area signs of red fox were documented all year. Nearby the chair lift in study area 2 the observer recorded 7 European jackdaws (Fig. 8).

Study area/ year, month	2008			2009												2010											
	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1																											
2																											
3																											
4																											

Figure 7. Seasonal distribution of direct and indirect signs of grouse presence recorded during the patrols in the study areas (from October 2008 to August 2010); green = direct signs (visual observation), yellow = indirect signs (droppings), red = direct and indirect signs.

Study area/ year, month	2008			2009												2010											
	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1																											
2																											
3																											
4																											

Figure 8. Seasonal distribution of direct and indirect signs of potential predators recorded during the patrols in the study areas (from October 2008 to August 2010); orange indirect signs red fox (*Vulpes vulpes*), * = direct signs of European jackdaw (*Corvus monedula*).

Non-systematic fence patrols for collision victims

In the course of the study, hunters reported at least one collision victim that collided with fences of winter enclosures for red deer and consequently these fences were patrolled twice. The carcass of two capercaillie hens and one cock were found on both sides of the winter enclosures I. Close beside the winter enclosure II the carcasses of one capercaillie hen and one cock were reported although the fence was marked with red ties (Tab. 3).

Table 3. Collision mortalities caused by fences (non-systematically documented and reported); winter = December to February, spring = March to May, summer = June to August, autumn = September to November.

Fence type	Collision victims		Season	Height (m)	Rate
	Species	Sex			
winter enclosures I	capercaillie	cock, hen	spring	2,5	repeatedly
winter enclosures II	capercaillie	cock, hen	summer, autumn	2,5	repeatedly
exclosure of deer	capercaillie	cock, hen	spring	2	once
deer fence (margin of ski-run)	black grouse	cock	spring	2	repeatedly
stock fence (barbed wire)	black grouse	cock	?	1	once

As shown in Tab. 3, exclosures of deer (for monitoring forest regeneration dynamics without browsing impact) and stock fences (barbed wire) might also cause bird collisions as well as

deer fences at the margin of ski runs. Within the last 6 years, hunters repeatedly found carcasses of black grouse alongside a 300 m section of the deer fence, at least 5 cocks in the last 2 years (in spring). This hazardous section was marked with red ties that apparently reduced the number of collision victims found nearby the fence.

3.3 Corpse removal experiments

The first corpse removal experiment was carried out in April and May 2009. We used 8 fresh slaughtered barn fowls (*Gallus gallus domesticus*, 11 weeks old, 2.5 kg), which were placed on 8 locations within 50 m of a ski lift (Tab. 4). On 4 locations camera traps (Bushnell Trail Scout) were installed and tested for proper functioning. The placed corpses were monitored for 12 days and after the removal of a corpse the remains and tracks of scavengers were documented (e.g. Fig. 9 and 10). Five corpses were completely removed within 7 days and 1 corpse was removed within 12 days (Tab. 4). Two cases could not be included in the analyses: one corpse was presumably removed by humans (captured by the camera) and another location could not be monitored after 9 days due to heavy snowfall.

Table 4. Label, location, characteristics and results of corpse removal experiments in April and May 2009 (unknown = taken by an unidentified scavenger).

Area	Location of camera trap	Altitude (m a.s.l.)	Habitat characteristics	Camera trap	Presence of corpse in days (after placing)	Possible scavengers*
1	H1	1651	Timber line, open spruce forest	---	5-6	corvids, mustelids
1	H2	1710	single trees and dwarf shrubs, open grassland	Bushnell Trail Scout	5	common raven, unknown
1	H3	1754	Timber line, open area interspersed with mountain pine	---		
2	H4	1198	dense spruce forest	Bushnell Trail Scout	4	unknown (feathers within 1,5 m)
2	H5	1585	open area, boulder field	Bushnell Trail Scout		
2	H6	1603	open area, rock outcrop with mountain pine	---	7	unknown (a few feather remains)
2	H7	1630	open area interspersed with mountain pine and single trees	---	7	unknown
2	H8	1340	mixed forest	Bushnell Trail Scout	10-12	unknown



Figure 9. Placed corpse (H1) in the first removal experiment in April and May 2009.



Figure 10. Common raven near by the placed corpse (H2) in the first removal experiment in April and May 2009.

The second corpse removal experiment was carried out in November and December 2009. According to the first experiment, fresh slaughtered barn fowls were placed on 5 different sites, which were also used in the first experiment (Tab. 5).

Table 5. Label, location, characteristics and results of the removal experiments in November and December 2009 (unknown = taken by an unidentified scavenger).

Area	Location of camera trap	Altitude (m a.s.l.)	Habitat characteristics	Camera trap	Presence of corpse in days (after placing)	Possible scavengers
1	H1	1651	timber line, open spruce forest	DOERR BolyGuard	< 10	unknown
1	H2	1710	single trees and dwarf shrubs, open grassland	DOERR BolyGuard	< 14	unknown
2	H3	1340	timber line	Bushnell Trail Scout	3	common raven, red fox
2	H4	1580	transition between timber line and alpine pasture	DOERR BolyGuard	?	unknown
2	H5	1640	small plateau, alpine pasture	DOERR BolyGuard	?	unknown

The camera traps were deployed from 12th of November until 14th of December and the ski lifts were not running at the begin of the experiment. For unknown reasons the camera traps H4 and H5 in study area 2 did not trigger at any time and no feather remains or tracks were found (Tab. 5). As shown in Table 5 the two carcasses in study area 1 were removed within 10 and 14 days, respectively. On plot H2, the camera was activated by a branch of a dwarf pine after 10 days, but the carcass had been already removed by unidentified scavengers at this point of time (Fig. 11a-d).



Figure 11: (a) top left: study area 1/H2: beginning of removal experiment, placed corpse in the middle of the picture; (b) top right: camera trap was triggered by roe deer, corpse already removed; (c) und (d) bottom left and right: camera trap was triggered by different species (roe deer, chamois) during day and night.

In study area 2 the camera trap (H3) was triggered one day after placing the corpse showing a common raven that displaced the dead cock behind a tree stump. The camera was also triggered the two following nights showing again a common raven and a red fox (Tab. 5, Fig. 12a-d).



Figure 12: (a) top left to (c) bottom left: corpse (H3) was primarily used by a common raven; (d) bottom right: camera trap was triggered by a red fox (red marking).

The third corpse removal experiment was carried out in April 2010. Four corpses were placed in study area 1 and study area 2 and at all locations camera traps (DOERR BolyGuard) were installed. At the start of the experiment the functionality of the camera traps was tested. However, at three locations (H2, H4, H5) the camera traps did not trigger anymore. After ten days all three corpses were removed: near H2 the remaining cover feathers/tectrices suggested that the carcass was first partially used by a corvid and then removed by a red fox or a bird of prey. The carcasses at H4 and H5 were removed as a whole and no feather remains or tracks could be documented. One camera trap (H3) was triggered by a common raven after 2 days, the carcass was already removed. Similar to H2 cover feathers and wing feathers were found also indicating that the carcass was first used by corvids and finally removed by another scavenger.

3.4 Documented cases of deadly collisions on cables or fences

We obtained reports from 51 collision victims from Styria, Carinthia and Salzburg. Due to the non-systematic character of these data, only descriptive analyses of the circumstances of collisions were feasible. Data on bird abundances or on further transport devices or power

lines in the vicinity of the collision incident at the time of collision were not available, thus we could not calculate collision probabilities. In total, 38 deadly collisions on lifts or power lines and 13 collisions on fences could be analysed.

3.4.1 Transport devices, power lines, and telephone cables

Within the 38 documented cases of gallinaceous collision mortality, all four alpine grouse species were present. Forty-five percent ($n = 17$) of carcasses were black grouse, 8% hazel grouse and about one quarter of cases capercaillie and rock ptarmigan, respectively. The majority of cases came from drag lifts ($n = 30$), comprising all four grouse species (black grouse: 46%, rock ptarmigan: 30%, capercaillie: 17%, hazel grouse: 7%). The remaining cases comprised hazel grouse, colliding with a telephone wire, capercaillie, colliding with a high-voltage and a low-voltage power lines, and four birds dying under a chair lift (Fig. 13).

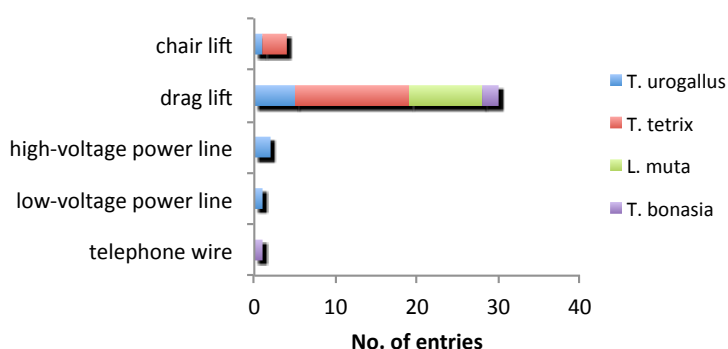


Figure 13. Distribution of documented collision cases per grouse species over the different types of facilities.

Most deadly collisions, where the season was documented ($n = 23$), occurred in spring (52%), followed by summer (31%) and winter (17%). No cases were reported for autumn (Fig. 14). For black grouse, more male ($n = 13$) than female ($n = 4$) collisions were documented (Fig. 15). Within ten cases, where the age of birds has been recorded, two young birds (yearlings) were recorded.

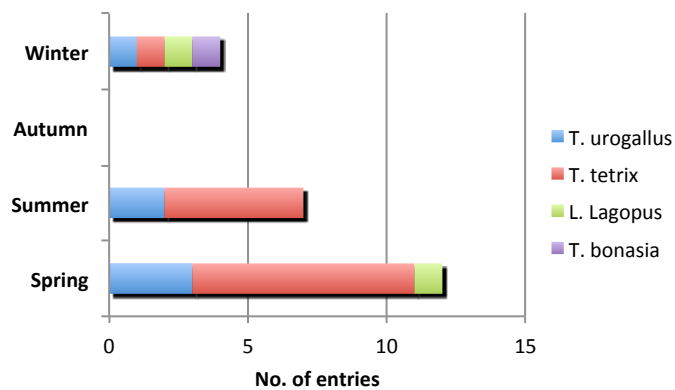


Figure 14. Distribution of documented collision cases per grouse species and season.

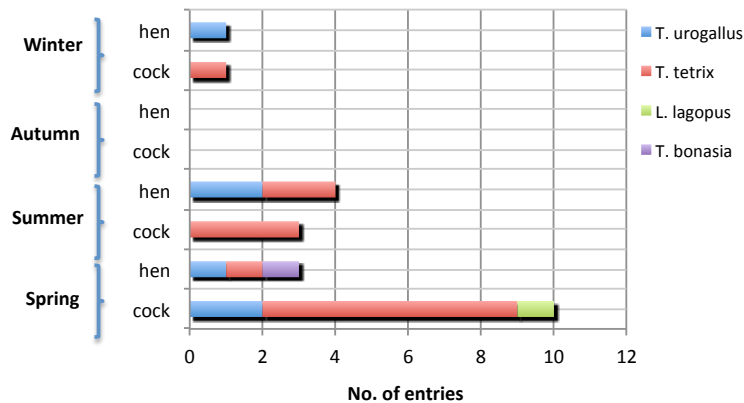


Figure 15. Distribution of documented collision cases per grouse species, differentiating sex and season.

Most of the collision incidents ($n_{\text{total}} = 37$) occurred on slopes (49%), comprising all four grouse species. Twenty-two percent of cases were recorded on flats and 17% on ridges or breaklines (mainly black grouse). Contrary, no collisions were documented for valley bottoms or pans. Out of 12 cases, where the distance of the collision spot to the next forest edge has been recorded or could be reconstructed, 58% laid within a distance of 10 meters. The remaining five cases were found at distances of 51-100 meters ($n = 2$) and more than 100 meters ($n = 3$) (Fig. 16). The majority of collided birds (94%) were found within a distance of 10 meters to the next ski piste.

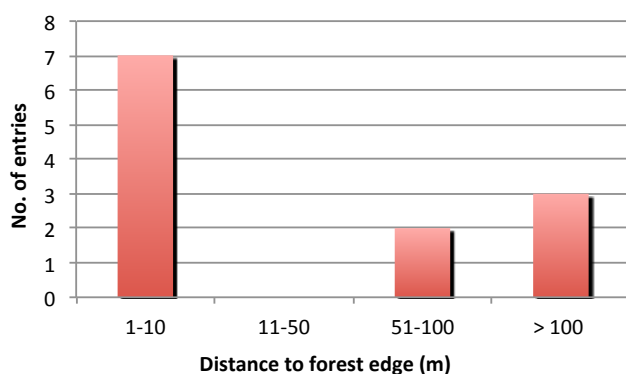


Figure 16. Distance (m) of the collision spot to the next forest edge ($n = 12$).

As shown in Fig. 17 the collision spots of collided birds corresponded to the well-known habitat preferences of the species respectively. Most documented collisions of rock ptarmigan occurred in open habitat areas and one carcass was found in the timberline area. In contrast, capercaillie carcasses were documented in forest areas with dense or open forest stands (Fig. 18).

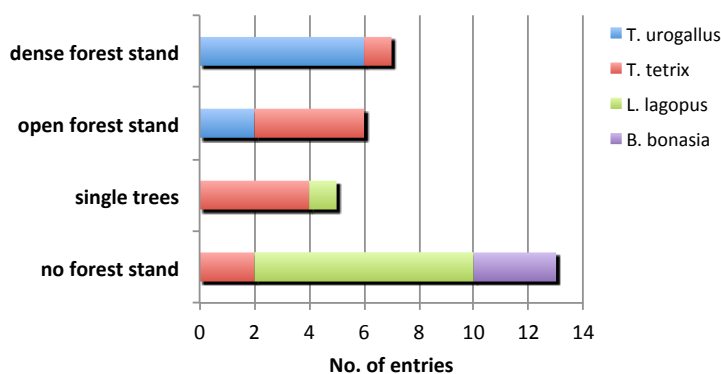


Figure 17. Number of collision victims per grouse species within different vegetation types ($n = 31$).

In 53% of cases, where a forest stocked in the vicinity of the transport device/power line ($n_{\text{total}} = 19$), tree heights ranged between 11 and 15 meters. For one third of collisions adjacent to forests, tree heights laid between 6 and 10 meters. The remaining 16% of carcasses were found near to forests lower than five meters in height.

Except for two cases, where capercaillie collided with power lines higher than 20 meters, all cases could be attributed to construction heights ≤ 20 meters (height of the top wire, $n = 32$). Regarding the height of the deepest wire of the respective construction, 93% of cases

belonged to height classes up to 10 meters ($n_{\text{total}} = 29$). For 19 collision incidents, we could relate the height of the top wire to the tree height. Thereby, for 84% of cases both values fell into the same height class (Tab. 6). Regarding the height of the deepest wire, only 41% of cases showed an accordance of tree height and wire height (Tab. 6).

Table 6. Number of documented collision cases (black grouse and capercaillie) per height class of trees, height of top wires ($n = 19$) and height of deepest wire ($n = 12$), respectively. * including 2 capercaillies, ** including 1 capercaillie.

tree height (m)	height of the top wire (m)				height of the deepest wire (m)			
	≤ 5	6-10	11-15	> 15	≤ 5	6-10	11-15	> 15
≤ 5						3		
6-10		7				3**		
11-15		3	7*			4		
> 15				2				2

In 29 documented cases, we could calculate the height difference between the top and the deepest wire of a construction, representing its vertical dimension. More than two thirds of cases were found at locations, where the height difference between the top and the uppermost wire did not exceed one meter (Fig. 18).

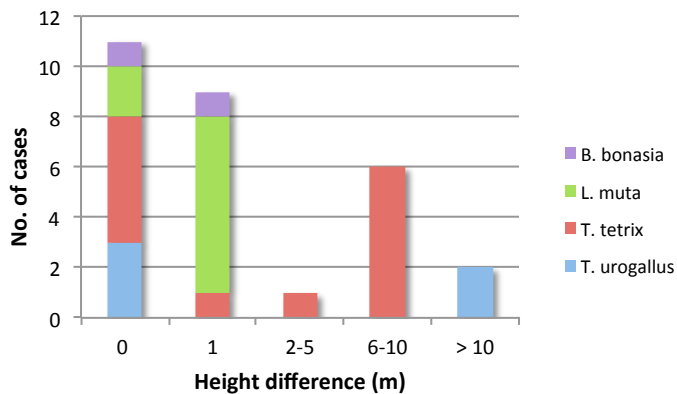


Figure 18: Distribution of documented collision cases per grouse species over the classes of vertical dimension of a construction (T. urogallus: $n = 6$, T. tetrix: $n = 15$, L. muta: $n = 9$, B. bonasia: $N = 2$).

Finally, we looked at the cross-section dimension of the wires. Sixty percent of cases, where we had information on the wire diameter ($n = 15$), were allocated to diameters ≥ 2 cm. One third of cases had a mixture of diameters both ≥ 2 cm and < 2 cm and two recorded cases were found at constructions with wire diameters < 2 cm. Fig. 19 shows various types of ski lifts with varying construction heights and height differences of wires.



Fig. 19. Different types of ski lifts and power lines showing varying heights of cable/wires:

top row: drag lifts with varying number of wires

central row: chair lift with/without safety cord

lower row: low-voltage power lines 2 vertical wire levels

3.4.2 Fences

Half of the documented collision cases with fences ($n_{\text{total}} = 13$) were black grouse individuals and the other half capercaillie (Tab. 7). Capercaillie collided with fences of winter enclosures of red deer ($n = 6$) and with a deer enclosure (monitoring of forest regeneration dynamics

without browsing impact, $n = 1$). Black grouse collisions occurred on fences at the margins of ski pistes ($n = 5$) and on a barbed wire for pasture livestock ($n = 1$; wire diameter ≤ 5 mm).

Table 7. Documented collision cases of capercaillie and black grouse caused by fences ($n = 13$).

	capercaillie	black grouse
winter enclosures (Fig. 17a)	6	
stock fence (barbed wire) (Fig. 17b)		1
enclosure of deer (Fig. 17c)	1	
deer fence (margin of ski-run) (Fig. 17d)		5

Fig. 20 shows the different types of fences where collisions of grouse were already documented.



Figure 20. Examples of fence sections with high collision probabilities; (a) winter enclosures, (b) stock fence (barbed wire), (c) enclosure of deer, (d) deer fence (margin of ski-run).

Most collisions with fences were recorded in spring (75%), none of the documented collisions occurred in winter. In spring, more male ($n = 7$) than female ($n = 2$) collision victims were documented (Fig. 21). Most cases (76%) occurred on convex terrain situations, mainly on slopes.

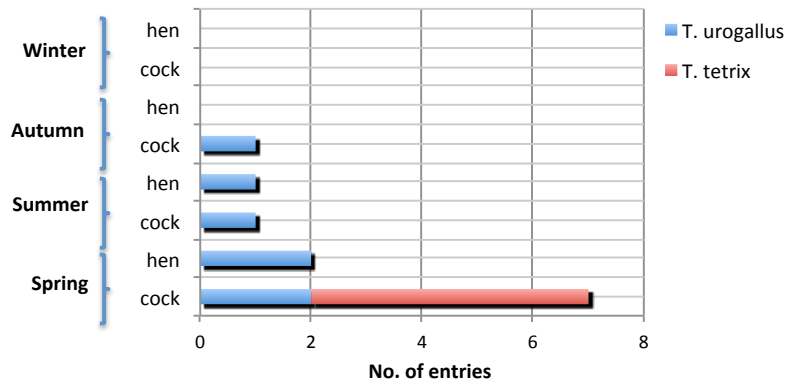


Figure 21. Distribution of documented collision cases per grouse species, differentiating for sex and season.

Most cases (76%) occurred on convex terrain situations, mainly on slopes but no cases were reported for concave terrain situations (Fig. 22).

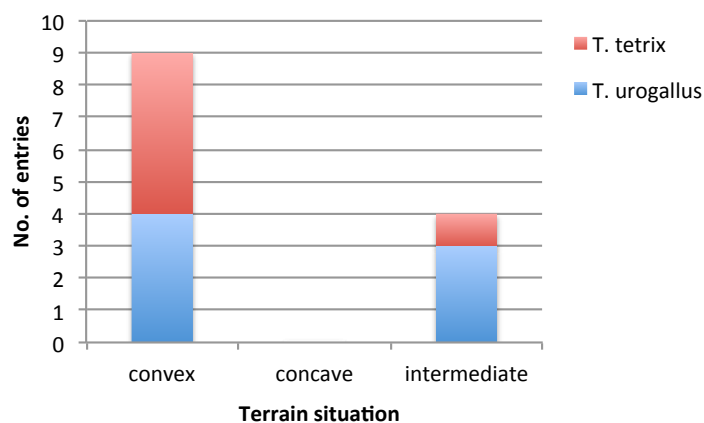


Figure 22. Distribution of documented collision cases (number of entries) per grouse species and terrain situation.

4 Discussion

Enquiry of local experts

We sent the questionnaire to the heads of the regional hunting districts, as we had no access to addresses of all local hunters per hunting district. This approach implies several possible consequences: (a) The questionnaire was specifically distributed to local hunters, who were willing to contribute to the study and who might be either particularly concerned by the problem of collision mortality of grouse or who might negate it; (b) potential probands might be missed because of this non-random choice of probands. This becomes evident, as respondents of four provinces of Austria answered the questionnaire, whereas alpine grouse occur in seven provinces of Austria (except for hazel grouse). However, nearly the entire distribution range of grouse species along the Austrian alpine arch is represented in the enquiry, providing a first insight in the perception of collision mortality by local hunters. The long experience, the majority of respondents have in their territory seems to be a good basis for the estimation of potential bird losses. According to the enquiry, densities of capercaillie and black grouse per unit area seem to differ considerably between the hunting territories of respondents. In general, collision probability is a function of bird abundance: The higher the abundance on a local scale, the higher the risk of deadly collisions at comparable densities of wires per unit area (Bevanger & Brøseth 2004). In contrast, collision mortality at lower bird densities becomes less likely, but also more serious for the local grouse occurrence. Within the hunting territories of respondents, chair lifts and drag lifts were the most abundant obstacles, being afflicted with high collision probabilities for grouse species (Miquet 1990, OGM 2006). More than a third of respondents stated, that at least one lift crosses his/her territory. However, estimates of losses have to be interpreted together with bird abundances. Nearly half of the respondents, who had 1-5 capercaillie cocks in their territory and who observed deadly collisions estimated, that 1-2 birds per year die due to collisions. For black grouse, even higher estimates of annual losses were entered in the questionnaire, indicating potentially substantial losses on a local scale. For sure, all the entries are more or less rough estimates of the real situation and bird collisions are generally underestimated due to known biases (i.e., crippling bias, scavenger bias, search bias, and habitat bias; see Bevanger 1995, Smallwood et al. 2010, Stevens et al. 2011). Nevertheless, the results of the enquiry suggest that collision mortality of grouse should be regarded as notable mortality factor at least on a local scale and that it should be more explicitly addressed in future monitoring.

Corpse removal experiments

The presented results illustrated the strengths and weaknesses of the two sets of experiments. Regular patrols of the placed corpse are time-consuming and demand more human resources. Moreover, higher human presence nearby the carcass may affect the presence and use by corvids (Storch & Leidenberger 2003). At the beginning of the removal experiments corvids were already circling as soon as the carcass was placed. This method potentially delivers more precise information on the moment the carcass is removed. Contrary, the use of camera traps is less time-consuming and allows for a comfortable access to data on removal rates. However, technical difficulties may arise although the camera is correctly installed and functionality is tested at the onset of the study. In general, exposure experiments with carcasses should not exceed amounts of “naturally arising carrion”, as this might provoke much higher densities of scavenging and predating species (Bevanger et al. 1994). On the other hand, some species may be shy of baits as already shown for red fox (Bevanger et al. 1994).

Exemplary calculating procedures of mortality estimates

Calculating an estimate of the overall collision mortality is based on the number of dead birds actually found during patrols and on corrections for the four biasing factors (see Methods). Since no collision victims were found during the regular patrols in this study, we present two different calculating procedures used by (a) Bevanger (1995a) and (b) Brown & Drewien (1995, in Marti 1998).

(a) Calculation with bias correction after Bevanger (1995a)

$N = \text{tdb} / (\text{pbf} * \text{pnr} * \text{ps} * \text{pbk})$

tdb = **t**otal number of detected **d**ead **b**irds

pbf = **p**ercent of dead **b**irds **f**ound (retrieval rate, derived from exposure experiment)

pnr = **p**ercentage of dead birds **n**ot removed by scavengers (derived from exposure experiment)

ps = **p**roportion of line section which is **s**earchable (accessible, derived from maps)

pbk = **p**ercentage of **b**irds colliding that were **k**illed and fell on the search area (direct observation of collision victims, estimates from literature)

The recovery rates (pbf) of small and large carcasses differ as the detection probability increases with increasing body size. As mentioned in some studies the recovery rates of small

and large birds vary between 70 to 80% (shown in Bevanger 1995a). Bevanger (1995a) assumed the following recovery rates: for capercaillie and black grouse 80% in autumn (September and October), 60% in winter (November to March) and 80% in spring (April and May). For willow ptarmigan the recovery rate in winter is assumed to be 40% due to camouflage (white plumage) in winter.

Based on our removal experiments in April/May 2009, the percentage of dead birds that are not removed by scavengers (pnr) was 50 % after 5 days and were reduced to 17% after 7 days. In fact, the removal rates are Weibull distributed; Bevanger (1995a) used the following recovery rates for Norway: for capercaillie and black grouse 70% in autumn, 50% in winter and 70% in spring; for willow ptarmigan the referring portions are 80% in autumn, 70% in winter and 80% in spring.

Bevanger et al. (1994) used the results of 5 removal experiments to calculate the expected lying time (in days) of placed corpses. Based on the Weibull-distribution the expected lying time varied from 3.8 to 13.2 days. Comparable to this, Fig. 23 shows the percentage of dead birds that are not removed by scavengers from our own removal experiment in April and May 2009.

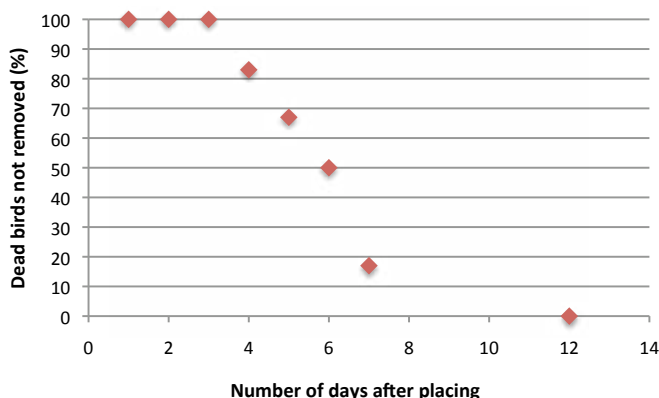


Figure 23. Percentage of dead birds not removed by scavengers during the removal experiment in April and May 2009.

The proportion of line section that is searchable (ps) varies with local conditions (topography, climate, vegetation cover) and season (Bevanger 1995a). If the area under a wire is covered with dense shrub or snow, the detectability might be reduced or/and the search area might be not accessible. Hence, when calculating the mortality rates, the portion of the line section that could not be patrolled has to be considered. Bevanger (1995a) assumed ps-values from 70 to 90% of searchable area; in our study about 98% of the utility structures could be patrolled.

Several authors showed that 22-50% of birds injured after colliding with utility structures continued moving for some distance (e.g. Hiltunen 1953, Heijnis 1980, Renssen et al. 1975, cited in Bevanger 1995a). The percentage of birds colliding that are killed and fall within the search area (pbk) could be defined by direct observations, radio-tagged birds (e.g. Heijnis 1980, cited in Bevanger 1995a) or molecular tracking (Bech et al. 2012). In most studies the correction factors are based on both information from literature and data from own studies. Bevanger (1995a) considered the following values for capercaillie, black grouse and willow ptarmigan: 80% in autumn, 70% in winter and 80% in spring.

For an exemplary calculation of collision mortalities in spring we used the following values:

tdb = **t**otal number of detected **d**ead **b**irds

pbf = **p**ercent of dead **b**irds **f**ound = 80%

pnr = **p**ercentage of dead birds **n**ot removed by scavenger = 20%

ps = **p**roportion of line section which is **s**earchable = 98%

pbk = **p**ercentage of **b**irds colliding that were **k**illed and fell on the search area = 80%

$$N = \text{tdb} / (0.8 * 0.2 * 0.98 * 0.8)$$

$$N = \text{tdb} / 0.125$$

Consequently, one documented dead bird represents a total loss of 8 collision victims.

(b) Calculation with bias correction after Brown & Drewien (1995)

Brown & Drewien (1995) suggested a similar but more simple calculation procedure:

$TM = FM / [(1 - S) (E)]$

TM = total mortality

FM = found mortality

S = percentage of dead birds removed by scavenger

E = search effort

Further calculating procedures (e.g. Faanes 1987, Hartmann et al. 1992) are cited in Marti (1998).

Documented cases of deadly collisions

As stated above, the collision victims were found by local hunters, forest officials or by lift personnel patrolling the lift corridors. Depending on the type of transport device, lift personnel might only be present during certain months of the year (e.g. drag lifts) or certain hours per day (controlling lift corridors mainly outside the hours of operation). Moreover, local hunters as well as forest officials are not constantly present at lift and power line corridors (e.g. higher presence in grouse habitats during lekking time). Contrary, even systematic searches for carcasses at periodic intervals in areas, where frequent collisions have been observed in the past, do not guarantee the detection of any collision victims (U. Nopp-Mayr, M. Zohmann, V. Grünschachner-Berger, unpubl. data). Furthermore, the detection of carcasses is afflicted with the above-mentioned four biases. Depending on the abundance of recreationists and the related abundance of generalist predators such as foxes or ravens, corpses of collided birds might either be untouched and thus detectable for longer periods (months) or only a few days (Bevanger et al. 1994). Finding a corpse adjacent to a wire construction does not urgently mean that the bird died due to a collision (Marti 1998), but pathological inspection of corpses might help to clarify causes of mortality (e.g., Deutz & Grünschachner-Berger 2006). In our study, only birds found directly beyond or adjacent to an obstacle (i.e. within a corridor of 10 m on both sides) were considered. Consequently, the non-systematic character of the documented cases of our study together with known biases of collision monitoring in general means a clear constraint for analyses. However, non-systematic, documented collision cases may provide valuable information on dangerous circumstances and related possibilities of preventive management.

(a) Transport devices, power lines, and telephone cables

Collision mortality on lift cables, power lines, and telephone cables is documented for all four Austrian grouse species. Nearly the half of documented collision victims was black grouse. This might be related to the fact, that most collisions (79%) were detected under drag lifts. Black grouse habitats often show particularly high densities of overhead cables, as preferred habitat patches spatially overlap with most suited locations for mountain stations of lifts (Meile 1982, Wöss & Zeiler 2003). Furthermore, corpses are more easily detected in the open habitats of black grouse compared to habitats of capercaillie or hazel grouse with more dense vegetation cover. However, also deadly collisions of hazel grouse and capercaillie have been documented as well as collisions to telephone wires, power lines, and chair lifts. In the French Alps, Miquet

(1990) reported a significantly higher collision frequency on draglifts compared to chair lifts. In another French study (OGM 2006, Buffet & Dumont-Dayot 2013), 77% of black grouse collisions, 88% of rock ptarmigan collisions, and 64% of capercaillie collisions were attributed to drag lifts. Consequently, we conclude from our preliminary results, that drag lifts hold a high danger for deadly grouse collisions and that preventive measures should be realised there.

We found a clear ranking of seasons within the documented collision cases: Most collisions were detected in spring, followed by summer and winter. Apart from the seasonally changing presence of lift personnel, hunters or foresters in the area influencing the probability of detection, a higher collision rate on power lines in spring is also reported by Bevanger & Brøseth (2004). The latter authors explained higher collision rates of willow ptarmigan in spring by a higher locomotive activity during lekking time. Contrary to our results, both Bevanger & Brøseth (2004) and Bevanger (1995) recorded higher collision frequencies in winter compared to summer and autumn. These differences might result from different day length and typical weather situations in Norway and Austria.

For black grouse, where the majority of cases were available in our study, more cocks than hens collided, particularly in spring. Miquet (1990) also observed higher collision rates of black grouse cocks compared to hens, attributing this fact to their higher mobility during lekking time and to their slightly higher body weight. Again, search biases might lead to higher detection probabilities of cocks, as their black plumage contrasts more intensely both on snow and on ground vegetation than the camouflage feathers of hens. Nevertheless, cocks at lekking time seem to be highly susceptible to collision mortality, which should be considered in preventive management.

Linking collision risks at power lines to terrain features, Bevanger (1990) found higher collision rates of capercaillie, black grouse and willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) on slopes. For capercaillie, summits and terraces showed higher collision rates (Bevanger 1990). In our study, half of collisions occurred on slopes, comprising all four grouse species, the remaining cases on flats or breaklines (mainly black grouse). The high danger of obstacles built on slopes might come from the fact that grouse usually prefer gliding downslope instead of actively flying upwards.

According to Bevanger & Brøseth (2004), the distance of lifts of power lines to forest edges, the height of cables above ground and the height of trees are important determinants of

collision probability. Bevanger (1990) found highest collision rates on power lines at distances ≥ 50 m to forest edges. In our study, the distance of the collision spot to the next forest edge was known for one third of documented cases. Thereby, nearly two third of cases occurred in the immediate vicinity of forests (≤ 10 m distance). As most collisions occurred at drag lifts, the distance to the next ski piste seems also to be an important factor: The majority of collided birds were found within distances ≤ 10 m (mainly in spring). In our case, edge situations between ski pistes and forests appear to be a dangerous combination. There, tree heights up to 15 m seem to be particularly hazardous, as the majority of documented cases belonged to this height class. Except for two capercaillie collisions at power lines, all documented cases occurred at construction heights ≤ 20 m (height of the top wire). Miquet (1990) recorded 96% of black grouse collisions at height of the top wire between 3 and 15 m above ground. Surveys from France (OGM 2006) showed, that the collision probability for capercaillie and black grouse increases distinctly, if the height of the top wire exceeds 8 m.

Bevanger & Brøseth (2004) pointed out, that collision probabilities increase, where power lines and trees lie in the same height. For those cases, where we could relate the height of the top wire to the tree height, more than two thirds fell into the same height class, which was not the case for the deepest wire of a construction. Thus, birds, flying on tree crowns (e.g. for resting) underlie a high collision probability.

Several authors (e.g., Fleckenstein & Schwoerer-Böhning 1996, Haas et al. 2005) state that collision probabilities increase with the number of vertical wire levels, recommending plane constructions of wires. Regarding the height difference between the top and the deepest wire of a construction, we could attribute two third of collisions to height differences below one meter. Consequently, recommendations for power lines are not easily transferable to drag lifts in mountainous areas. According to Miquet (1990), the diameter of a cable might be decisive for collision probabilities (16 mm vs. 27-43 mm). In our study, we did not find any evidence that thicker cables (≥ 20 mm) bring about a reduced collision danger.

(b) Fences

Capercaillie mostly collided with fences of winter enclosures of red deer, which are very common in Austria and primarily abundant in capercaillie habitat. Contrary, black grouse collisions occurred on fences at the margins of ski pistes or on fences for pasture livestock. Like Baines & Summers (1997) or Baines & Andrew (2003) we observed seasonal trends in black

grouse and capercaillie collisions with a peak of collisions in spring. In spring, population densities might be lower but displaying activity may result in a higher collision risk. In contrast, Catt et al. (1994) recorded a peak of capercaillie collisions in autumn and ascribed this observation to enhanced locomotive activity of young birds dispersing from their natal areas. In our study, no carcasses were found in autumn. In spring, more male than female collision victims were recorded, suggesting a higher susceptibility to fence collisions for males (Miquet 1990, Baines & Andrew 2003). Again, higher mobility during lekking time and slightly higher body weight may increase the collision probabilities of males in spring. Moreover, sex-specific habitat requirements in spring may also result in different collision probabilities of males and females. Baines & Andrew (2003) showed that indices of bird abundance were not strong predictors of collision rates and other factors such as habitat composition and topography in relation with the fence-line may also be important in determining the number of colliding birds. In our study, most collisions occurred on convex terrain situations, mainly on slopes. Within grouse habitats, fences may locally be a significant mortality factor and thus preventive measures for minimising the collision hazard should be realised. Bevanger & Brøseth (2000) suggested removing old fences or sections of fences at seasons when they are not in use. Additionally, marking fences may significantly reduce bird collision being a useful conservation technique for high-hazard fence sections (Dobson 2001, Summers & Dugan 2001, Baines & Andrews 2003). Consequently, experimental studies on fence marking should be encouraged to further identify adequate marking techniques in alpine surroundings.

Conclusions and Recommendations for management measures

With our study, we intended to gain first insights into collision mortality of grouse species in Austria. Irrespective of the non-systematic origin of the data of the study, several conclusions might be drawn: (1) Collision mortality should be regarded as potentially important mortality factor in Austria, at least on a local scale; (2) all four alpine grouse species collide to man-made obstacles, black grouse seems to be particularly affected by ski lifts; (3) specific construction features and terrain situations apparently cause high collision probability; e.g., constructions with a top wire at the same height as the canopy of adjacent forest stands should be avoided. For already existing cables, wires, and fences we propose to scan the terrain for brinks, ridges and horizontally running structures of cables and fences to identify flight lanes directly leading

towards cables or fences; (4) Considering the high density of deer fences in Austria, marking of fences to enhance their visibility should become a standard routine in silvicultural management.

Fore sure, further data on collision victims together with statistical analyses are essential to identify highly dangerous situations and to provide appropriate recommendations, when new obstacles are built. We installed an online database to collect further details of observed collision mortality to improve our understanding of wire-striking frequency and to derive management recommendation for the prevention of collision mortality.

Flight behaviour as indicator for hazardous sections

Flights across open space

In general, grouse start from a slope without wing-beat (downhill) or with slow beats followed by a brief sailing glide. Steeply ascending flights scarcely occur and if so only on a short distance (e.g. to reach a tree for roosting). Horizontally flights are conducted low above the ground with only a few meters flight height.



Figure 24. left: Female black grouse is sitting on a ski lift cable to watch displaying cocks; right: male black grouse is gliding horizontally in front of a wind power plant.

Higher flight levels are only reached in sloping terrain, e.g. big depressions or valleys (see Fig. 25). In undulating terrain with sinks and depressions the flight levels might be higher. Cables/wires, which run across **sinks, depressions or ditches** as well as alongside of edges hold a high potential of crossing the flight lanes of grouse, especially of black grouse.



Figure 25. Varying flight levels depending on the terrain.

Flights through forest stands

Due to their body size and their poor flying abilities capercaillie need large space for flying. Thus, cuttings or forest aisles are important flying routes. If cuttings or forest aisles directly lead towards cables/wires the collision risk will increase. Moreover, cuttings or forest aisles at slight slopes are preferably used by capercaillie and black grouse but the dark forest background reduces the visibility of cables/wires.

Approaching trees or starting from trees at forest edges

Particularly at lekking time, Black grouse repeatedly move between open habitats and open forest stands or single trees. Similarly the capercaillie regularly move from open forest stands, small cutting areas or gaps to close stands. This dark background of the forest trees reduces the visibility of cables/wires. If the birds start from a tree situated near cables/wires the collision risk decreases due to a better visibility and a slight flying speed. Contrary, an approach towards a group of trees from a greater distance increases the collision risk as a result of the greater flying speed, poor visibility and reduced reactivity.

Consequences for management measures

a) Transport devices and power lines:

Recent research has shown that grouse species suffer considerable losses caused by collision with transport devices or power lines (Miquet 1990, Novoa et al. 1990, Bevanger 1995, Bevanger 1998, Bevanger & Brøseth 2004, Buffet & Dumont-Dayot 2013).

The following recommendations for mitigating measures can be deduced from several studies (Miquet 1990, Drewitt & Langston 2008, APLIC 2012, Buffet & Dumont-Dayot 2013) as well as from the results of the present study:

Recommendations for ski lifts and power lines in black grouse and rock ptarmigan habitats

- For black grouse and rock ptarmigan, primarily the terrain situation and secondly vegetation cover have to be considered. Particularly in open areas, cables/wires in depressions or near edges pose a high collision risk. Contrary, cables/wires on ridges or on flat areas pose a lower collision risk.
- Cable/wire runs should not cross flight lanes from/to displaying sites, particularly the downhill flight lanes from displaying sites to trees. In winter and summer habitats, cable/wire runs should not run in a perpendicular orientation to flight runs. Leaving drag lift bows and chairs on the cable during the display activity can increase the visibility of cables in a simple but effective way.
- Cable/wire runs should not cross the flight lanes to trees for roosting, resting or displaying. The dark background of a tree reduces the visibility of cables/wires and thus increases the collision risk.
- Cables/wires should be clustered and arranged in a horizontal configuration.
- Cables/wires of ski lifts, power lines and other utility structures (e.g. telephone cables) should be removed if not in use anymore.
- Marking and increasing visibility of cables/wires alongside of hazardous sections is recommended.

Recommendations for ski lifts and power lines in capercaillie and hazel grouse habitats:

- For capercaillie, primarily the vegetation and secondly the terrain situation has to be considered.
- Minimize or avoid situations, where flight lanes of capercaillie directly lead towards cables/wires at treetop level. Inclining flight lanes leading towards cables/wires pose a

high collisions risk. Contrary, flight lanes inclining from cables/wires or from trees nearby pose only a slight collision risk. The dark background of a tree reduces the visibility of cables/wires and thus increases the collision risk.

- Avoid cables/wires at treetop level close to forest edges, which possibly represent important habitat patches for capercaillie or hazel grouse.
- Cable/wire runs should not cross flight lanes from/to displaying sites as well as flight lanes in/between winter and summer habitats in general.
- Cable/wire runs should not cross the flight lanes to trees for roosting, resting or displaying.
- Cables/wires should be clustered and arranged in a horizontal configuration.
- Cables/wires of ski lifts, power lines and other utility structures (e.g. telephone cables) should be removed if not in use anymore.
- Marking and increasing visibility of cables/wires alongside of hazardous sections.

Recommendations for ski lifts

- The thin security wire of ski lifts should be buried, otherwise they should be placed on the ground; the visibility should be increased, e.g. with a nylon rope at least 10mm in diameter or permanent flagging material.
- Large-diameter and coated cables are to be preferred to bare and thin ones. Be aware that large-diameter cables only reduce but not abolish the collision risk!
- The installation of marking devices on dangerous cable/wire sections increase the visibility: red floaters on the safety cord for drag lifts, red PVC coiled tubing/spirals on the supporting cable for chair lifts, flags, ties, bow ties; red colour has a signal function for birds (Rintamäki et al. 2001) but other colours/patterns are suitable as well (e.g. black-yellow checkered patterns) (Fig. 26-28).
- On new drag lifts, the installation of floaters is difficult because the unrevolving cables are missing. Installing an additional cable for marking devices is problematic because tumbling

draglift bows might entangle with this cable. On dangerous cable sections, alternatively an additional cable for floaters or plastic ties could be installed in a distance of 1.5m above or sideways of the drag lift cables (Fig. 29) .



Figure 26. Marking devices used in France; left: red floater for drag lifts; right: marking device for cables of chair lifts and gondolas (Virginie Dos Santos, Chargee de Developpement - Alpes, Observatoire des Galliformes de Montagne.).



Figure 27. Marking of a ski lift cable with a red tubing (France).

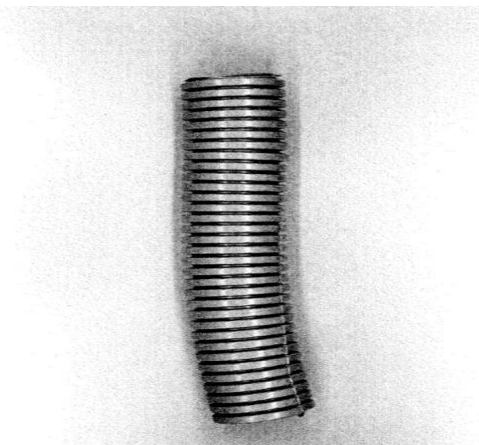


Figure 28. PVC spiral for electrical installation, diameter 32mm (M. Manhart, ski lifts Lech, Austria).



Figure 29. Plastic ties on additional cables for drag lifts.

b) Fences and barrier tows of ski-run margins

Fences and barrier tows of ski-run margins reach a maximum height of 3 m. Thus, they are situated in the preferred flight altitude of grouse and pose collision risks.

The following recommendations for mitigating measures can be deduced from several studies (APLIC 2012, Baines & Summers 1997, Bevanger & Brøseth 2000, Catt et al. 1994, Dobson 2001, Summers & Dugan 2001) as well as from the results of the present study:

General recommendations for fences and barrier tows of ski-run margins:

- The visibility of fences, palings and barrier tows in grouse habitats should be increased.
- Near displaying sites, preferred feeding sites and alongside of flight lanes from/to important habitat areas (display sites, feeding, cover) no fences should be installed.
- Barriers along ridges or other convex topographic features increase the collision risk.
- Barriers at the margin of ski runs should be marked with conspicuous materials (e.g. wood, orange plastic netting).
- Tows for fixing of the ski run barriers should be removed in summer; otherwise the visibility should be increased. Disused fences and hazardous fence sections of seasonal meaningful fences should be removed when not in use (e.g. pasture fence).
- Increased visibility of fences (Fig. 30 to 32): shiny metallic plates, truncheons, red ties in the upper side of the barrier; orange plastic netting, chestnut paling (0.9-1m length), weaving branches of conifers into the barriers (must be renewed periodically).



Figure 30: Marking of a deer fence using red ties.



Figure 31: Marking of deer fences using red ties.



Figure 32: Marking of a fence (separating a ski-piste and good black grouse habitat) with a red tape running above the fence.

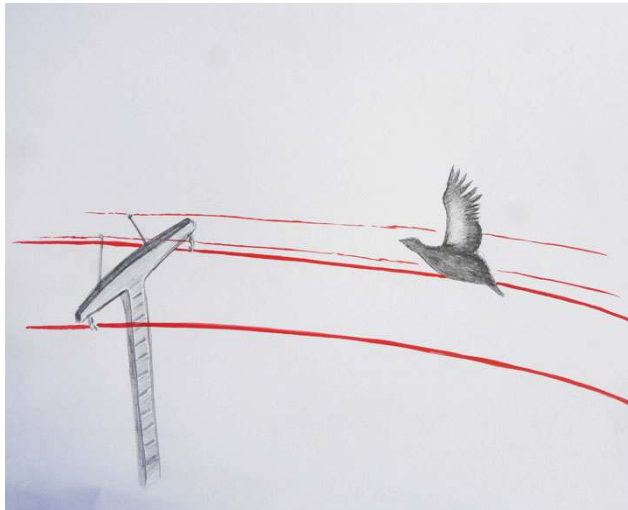
Success monitoring of mitigation measures to minimize collision

To validate the effectiveness of mitigating measures, periodic controls are required. So far, studies from Scotland showed that most bird strikes occur in the top half of deer fences (Summers & Dugan 2001). Marking with orange plastic netting did not prevent collisions altogether but could reduce the collision rate showing a collision reduction rate of 64% for capercaillie and 91% for black grouse (Baines & Summers 1997, Baines & Andrew 2003). Moreover, fences marked with 0.9 m chestnut paling showed to reduce collisions almost completely over a two-year period (Trout et al. 2001). So far, experiences in Austria indicate that marking of hazardous section at least reduce bird strikes. However, at this time the effectiveness of varying marking techniques can not be verified due to only random observations without a systematically monitoring scheme.

Overview of general recommendations:

On principal, the collision risk of cable/wire sections or fences should be estimated using the above-mentioned recommendations. See below an outline of potential hazardous sections and adequate recommendations:

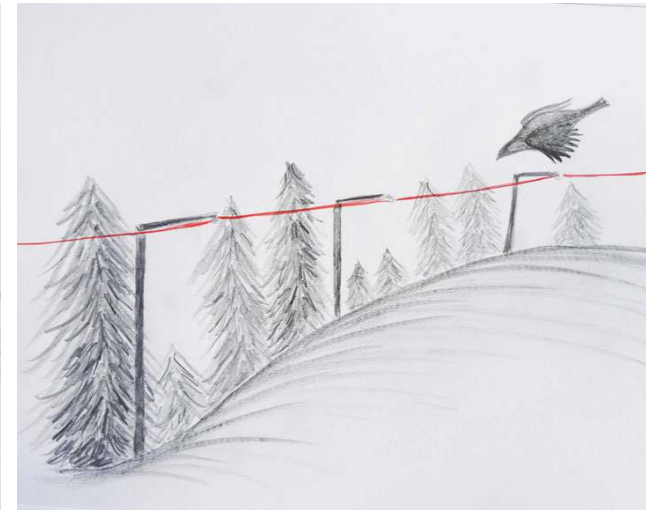
Cables/wires	Recommendations (preventive/post hoc risk mitigation measures)	Sketch
Vertical dimension of cables/wires	Reduce the vertical spread of cables/wires	a)
Cable/wire cross flight lane	Avoidance or increased visibility of this hazardous section	b)
Cable/wire no longer in use	Remove cable/wire	
Cable/wire run close to trees selected for roosting and displaying	Increased visibility of this hazardous section	c)
Hazard source black grouse and rock ptarmigan		
Specific topographical features: valleys, depressions, height of cables/wires under edges	Marking of hazardous sections	d)
Black grouse: flight lane from/to display sites	Marking of hazardous sections, increased visibility during lekking time (e.g. leave draglift bows and chairs on the cable until end of may)	e)
Hazard source capercaillie and hazel grouse		
Cuttings/forest aisles directly leading to cables/wires	Increased visibility of cables/wires and of cuttings/forest aisles	f)
Cable run at treetop level (flight lane) or alongside of borderlines between woodland and open space	Lowering the tree height to increase the visibility of the cable/wire and to reduce the height of the flight lane/landing spot	f)
Fences, meshes and wires up to 3 m height		
In general high-risk in grouse habitats	Increased visibility of all utility structures	
High-risk of barriers with perpendicular orientation to edges and other convex topographic features	▪ No siting/erection of new utility structures near displaying sites and along flight lanes from/to display sites ▪ Fence marking; marking of ski-run margins with conspicuous materials (e.g. wood, orange plastic netting) ▪ Remove fences and utility structures not in use anymore	



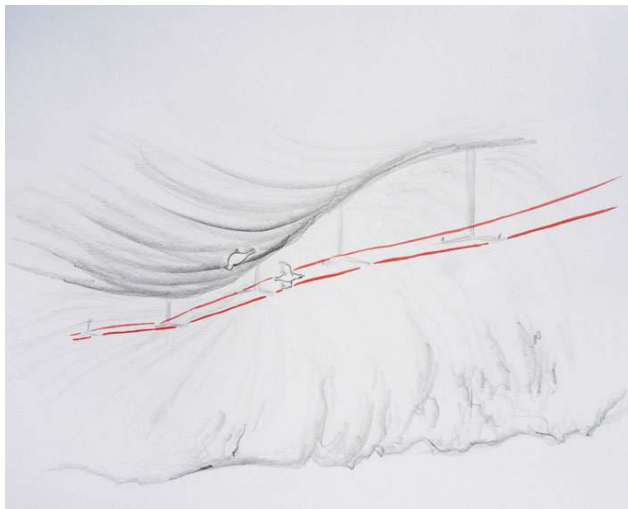
a)



b)



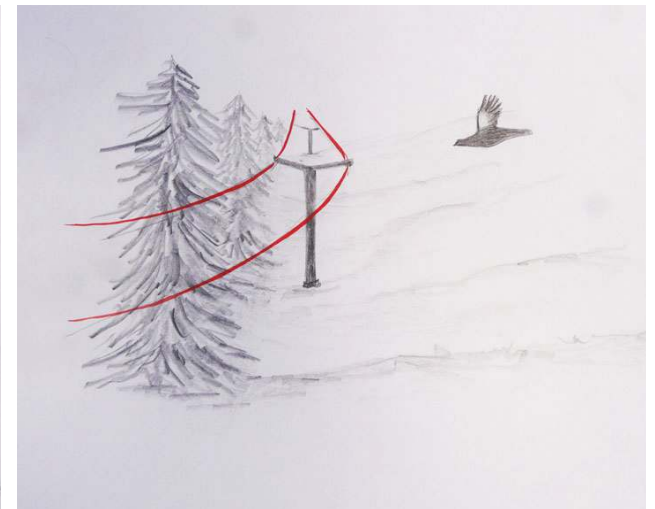
c)



d)



e)



f)

Acknowledgements

We are grateful to the Association “Grünes Kreuz”, the Universities Jubilee Foundation of the City of Vienna, and the Hunting Organisations of Carinthia and Styria for financial support. We are grateful to the Wildlife Biologist of the Hunting Organisation of Carinthia and to those persons, who participated in the enquiry. We also thank Adrian Dietrich, Iris Kempter, Markus Immitzer and Anna-Katharina Schweiger for their support in data collection and the Austrian Federal Forests AG for permission to conduct the fieldwork. We thank Thomas Kranabitzl and all other local experts for sharing their grouse experience and for providing data on collision victims.

References

- Avian Power Line Interaction Committee (APLIC) 2012. Reducing Avian Collisions with Power Lines: The State of the Art in 2012. Edison Electric Institute and APLIC. Washington, D.C.
- Baines D, Andrew M 2003. Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. *Biological Conservation* 110: 169-176
- Baines D, Summers, RW 1997. Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish forests. *Journal of Applied Ecology* 34: 941-948
- Bech N, Beltran S, Boissier J, Allienne JF, Resseguier J, Novoa C 2012. Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg? *Animal Biodiversity and Conservation* 35.1: 95–98
- Bernshausen F, Kreuziger J, Richarz, Sawitzky H, Uther D 2000. Vogelschutz an Hochspannungsfreileitungen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (12): 373-379
- Bernshausen F, Kreuziger J, Uther D, Wahl M 2007. Hochspannungsfreileitungen und Vogelschutz: Minimierung des Kollisionsrisikos. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39(1): 5-12
- Bevanger K 1990. Topographic aspects of transmission wire collision hazards to game birds in the Central Norwegian coniferous forest. *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 13: 11-18
- Bevanger K 1994a. Three questions on energy transmission and avian mortality. *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 17: 107-114
- Bevanger K 1994b. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* 136: 412-425
- Bevanger K 1995a. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology* 32: 745-753
- Bevanger K 1995b. Tetraonid mortality causes by collisions with power lines in boreal forest habitats in central Norway. *Fauna norvegica Series C, Cinclus* 18: 41-51
- Bevanger K 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* 86: 67-76
- Bevanger K, Bakke O, Engen S 1994. Corpse removal experiments with Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in power-line corridors. *Ökologie der Vögel (Ecol. Birds)* 16: 597-607
- Bevanger K, Brøseth H 2000. Reindeer *Rangifer tarandus* fence as a mortality factor for ptarmigan *Lagopus* spp. *Wildlife Biology* 6(2): 121-127
- Bevanger K, Brøseth H 2001. Bird collisions with power-lines - an experiment with ptarmigan (*Lagopus* spp.). *Biological Conservation* 99: 341-346
- Bevanger K, Brøseth H 2004. Impact of power lines on bird mortality in a subalpine area. *Animal Biodiversity and Conservation* 27 (2): 67-77
- Buffet N, Dumont-Dayot E 2013. Bird collisions with Overhead Ski-Cables: A Reducible Source of mortality. In: Rixen C, Rolando A (eds), *The Impacts of Skiing on Mountain Environments*, 123-136 pp.
- Catt DC, Dugan D, Green RE, Moncrieff R, Moss R, Picozzi N, Summers RW, Tyler GA 1994. Collisions against fences by woodland grouse in Scotland. *Forestry* 67:105-118.
- Clarke DJ, Pearce KA, White JG 2006. Powerline corridors: degraded ecosystems or wildlife havens? *Wildlife Research* 33: 615-626
- Deutz A, Grünschachner-Berger V 2006. Birkhahnverluste im Bereich einer Windkraftanlage. *Der Anblick* 1/2006: 16-17
- Dobson JD 2001. Marking fences to reduce bird collisions in woodlands. *Scottish Forestry* 55(3): 168-169.
- Drewitt AL, Langston RHW 2008. Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *The Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 233-266

- Ferrer M, Janss GFE (ed) 1999. Birds and power lines. Collision, electrocution and breeding. Servicios Informativos Ambientales/Quercus, Madrid, Spain.
- Fleckenstein K, Schwoerer-Böhning B 1996. Bewertung von Beeinträchtigungen der Avifauna im Landschaftspflegerischen Begleitplan für Freileitungen. Berichte der ANL 20: 317-326
- Haas D, Nipkow M, Fiedler G, Schneider R, Haas W, Schürenberg B 2005. Vogelschutz an Freileitungen. NABU-Naturschutzbund Deutschland e.V., 50 S.
- Janss GFE 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. Biological Conservation 95: 353-359
- Janss GFE, Ferrer M 1998. Rate of bird collision with power lines: Effects of conductor-marking and static wire-marking. Journal of Field Ornithology 69 (1): 8-17
- Marti C 1998. Auswirkungen von Freileitungen auf Vögel - Dokumentation. Schriftenreihe Umwelt Nr. 292: 1-90
- Martin GR 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. Ibis 153, 239-254.
- Meile P 1982. Wintersportarten in alpinen Lebensräumen des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). Alpin-Biologische Studien XVII, Veröffentlichungen der Univ. Innsbruck. 101 S
- Miquet A 1990. Mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* due to Elevated Cables. Biological Conservation 54: 349-355
- Moss R, Picozzi N, Summers RW, Baines D 2000. Capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland demography of a declining population. Ibis 142: 259-267
- Novoa C, Hansen E, Menoni E 1990. La mortalité de trois espèces de galliformes par collision dans les câbles: résultats d'une enquête pyrénéenne. Bulletin Mensuel Office National de la Chasse 151: 17-22
- OGM 2006: Percussion des oiseaux dans les câbles aériens des domaines skiables. N° 4, Janvier, 88p.
- Rayner JMV 1988. Form and function in avian flight. In: Johnston RF (ed): Current ornithology 5, Plenum Press, New York, 1-66
- Richarz K, Bezzel E, Hormann M 2001. Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 630 S
- Rintamaki PT, Hastad O, Odeen A, Alatalo RV, Hoglund J, Ludberg A 2002. Sexual selection, colour perception and coloured leg rings in grouse (Tetraonidae). Avian Science 2, 145-152.
- Savereno AJ, Savereno LA, Boettcher R, Haig SM 1996. Avian behavior and mortality at power lines in coastal South Carolina. Wildlife Society Bulletin 24: 636-648
- Smallwood KS, Bell DA, Snyder SA, Didonato JE 2010. Novel scavenger removal trials increase wind-turbine-caused avian fatality estimates. Journal of Wildlife Management 74(5): 1089-1097
- Stevens BS, Reese KP, Connelly JW 2011. Survival and detectability bias of avian fence collision surveys in sagebrush steppe. Journal of Wildlife Management 75:437-449
- Storch I 1999. Auerhuhnschutz im Bergwald: Methoden, Beispiele und Konzepte zur Lebensraumsicherung. Wildbiologische Gesellschaft München e.V.
- Storch I, Leidenberger C 2003. Tourism, mountain huts and distribution of corvids in the Bavarian Alps, Germany. Wildlife Biology 9(4): 301-308
- Storch I 2007. Conservation Status of Grouse Worldwide: An Update. Wildlife Biology, 13, 5-12.
- Summers RW, Dugan D 2001. An Assessment of Methods Used to Mark Fences to Reduce Bird Collisions in Pinewoods. Scottish Forestry 55 (1): 23-29
- Trout, R, Quine, C, Dugan, D, Summers, R 2001. Alternative deer fences in core Capercaillie and Black Grouse habitats. An interim best guidance note. The Forestry Commission Forest Research & The Royal Society for the Protection of Birds. 10 S

- Watson A 1982. Effects of human impact on ptarmigan and red grouse near ski lifts in Scotland. Annual report of the Institute of Terrestrial Ecology: 51
- Watson A, Moss R 2004. Impacts of ski-development on ptarmigan (*Lagopus mutus*) at Cairn Gorm, Scotland. Biological Conservation 116: 267-275
- Wöss M, Zeiler H 2003. Building projects in Black grouse habitats – assessment guidelines. Sylvia 39 (Suppl.): 87-96
- Zeiler H, Grünschachner-Berger V 2009. Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. Folia Zoologica 58:173-182