Vogel und Luftverkehr online www.davvl.de

Auswertung der Wildtierschlagdaten in der europäischen und deutschen Luftfahrt von 2017 bis 2024

Analysis of wildlife strike data in the European and German aviation from 2017 to 2024

Sarah E. Kumar

2026

Zusammenfassung

Wildtierschläge stellen ein relevantes Sicherheitsrisiko für den Luftverkehr dar. Über die letzten Jahre nahm die Wildtierschlagrate tendenziell zu, dies ist unter anderem auf eine Zunahme der urban lebenden Vogelarten, modernere Luftfahrzeuge mit verringerter Lärmemission und eine Verbesserung der Meldepraktiken zurückzuführen. Ziel dieser Untersuchung war es, die zeitliche Entwicklung von Wildtierschlägen in Europa und Deutschland im Zeitraum von 2017 bis 2024 zu untersuchen. Zusätzlich sollten Faktoren identifiziert werden, die das Auftreten von Wildtierschlägen und die Schadenswahrscheinlichkeit für das Luftfahrzeug beeinflussen. Es wurden zeitliche, saisonale und tageszeitliche Muster, die Artenzusammensetzung, das Tiergewicht sowie Zusammenhänge zwischen Umwelt-, Tier- und Flugfaktoren analysiert. Zusätzlich wurde der Zusammenhang zwischen Vogelbeständen und Vogelschlägen an neun deutschen Flughäfen untersucht. Die Wildtierschlaghäufigkeit nahm sowohl in Europa als auch in Deutschland durchschnittlich um 7 % pro Jahr zu. Die höchsten Wildtierschlagraten wurden im Sommer und morgens sowie am Vormittag festgestellt. Mindestens 90 % der Kollisionen fanden mit Vögeln statt, der Turmfalke war dabei die am häufigsten identifizierte Vogelart. Die Schadenswahrscheinlichkeit war insbesondere während des Reisefluges erhöht und stieg mit dem Tiergewicht und der Anzahl getroffener Tiere. Ein genereller Zusammenhang zwischen Vogelbestand und Vogelschlagrate konnte dagegen nicht nachgewiesen werden. Die Ergebnisse verdeutlichen die Bedeutung saisonaler und artspezifischer Faktoren für das Wildtiermanagement an Flughäfen.

Summary

Wildlife strikes pose a significant safety risk to air traffic. Over the past few years, the wildlife strike rate has shown an upward trend, which can be attributed, among other things, to an increase in the number of bird species living in urban areas, modern aircraft with reduced noise emissions, and improved reporting practices. The objective of this study was to examine the temporal trends in wildlife strikes in Europe and Germany from 2017 to 2024. Additionally, the study aimed to identify factors that influence the occurrence of wildlife strikes and the probability of damage to the aircraft. Temporal, seasonal, and diurnal patterns, species diversity, animal weight, and correlations between environmental, animal, and flight factors were analysed. Furthermore, the relationship between bird populations and bird strikes was examined at nine German airports. The frequency of wildlife strikes increased by an average of 7 % per year in both Europe and Germany. The highest rates of wildlife strikes were observed in the summer months and during the morning hours. At least 90 % of the collisions involved birds, with the common kestrel being the most frequently identified bird species. The probability of damage was particularly high during en-route flight and increased with animal weight and the number of animals struck. However, no general correlation between bird population and bird strike rate could be proven. The results highlight the importance of seasonal and species-specific factors for wildlife management at airports.

EINLEITUNG

Die Wildtierschlagrate (WS-Rate) Deutschlands, welche sich aus den Wildtierschlägen je 10.000 Flugbewegungen (FB) zusammensetzt, änderte sich in den vergangenen Jahren kontinuierlich: 1982 lag sie bei 13,40 und nahm fortlaufend weiter ab (DAVVL e. V., 2024). Im Jahr 2000 lag die Rate bei durchschnittlich 4,95 Kollisionen mit Wildtieren, 2007 wurde mit 3,36 Wildtierschlägen je 10.000 Flugbewegungen ein neuer Tiefstand erreicht und 2014 stieg die Wildtierschlagrate erneut auf 5,62 an (DAVVL e. V., 2024; Ebert, 2016; Licht, 2011). Seit dem Jahr 2018 stieg die Wildtierschlagrate weiter stetig an und lag im Jahr 2024 bei 8,94 WS je 10.000 FB (DAVVL e. V., 2024). Ursache für den starken Anstieg könnten unter anderem die reduzierten Flugbewegungen während und nach der COVID-19-Pandemie, eine erhöhte Vogelpopulation in der Flughafenumgebung sowie veränderte Verhaltensmuster der Tiere sein (Altringer et al., 2023; DAVVL e. V., 2024). Auch eine generelle Zunahme der Vogelarten, welche von urbanisierten Habitaten und anthropogenen Futterquellen profitieren, unter anderem Möwen und Krähen, könnte Grund für den Anstieg der Wildtierschläge sein (Coccon et al., 2015).

Die Mehrheit der Wildtierschläge wird durch Vögel verursacht, nur etwa 2 % bis 6 % sind auf andere Tiergruppen wie Säugetiere oder Reptilien zurückzuführen (Ball et al., 2021a; Dolbeer, 2006; Metz et al., 2022). In den USA stellen Fledertiere (Chiroptera) und Hirsche (Cervidae) mit 38 % beziehungsweise 17 % den Großteil der Wildtierschläge mit Säugetieren dar (Ball et al., 2021a). In Deutschland geschehen Säugetierkollisionen mehrheitlich mit Feldhasen (*Lepus europaeus),* wobei der prozentuale Anteil zwischen 70 % und 80 % schwankt (Ball et al., 2021a; DAVVL e. V., 2024). Vogelschläge an deutschen Flughäfen konnten im Jahr 2024 zu 66 % auf mittelgroße Vögel (Gewicht zwischen 100 und 800 g) zurückgeführt werden (DAVVL e. V., 2024). Über Europa hinweg sind überwiegend Möwen, in Zentral- und Westeuropa zusätzlich Raben und Krähen (*Corvus*), Störche (Ciconiidae) sowie Falken- (Falconidae) und Habichtartige (Accipitridae) beteiligt (Kitowski, 2010). Dies deckt sich mit den Ergebnissen der deutschen Vogelschlagstatistik: Ebert (2016) fand heraus, dass zwischen 2011 und 2015 insbesondere Falken (*Falco*), Weihen (*Circus*) und Habichte (*Astur*), vermutlich größtenteils Turmfalken (*Falco tinnunculus*), aber auch Lerchen (Alaudidae), Schwalben (Hirundinidae) und Mauersegler (*Apus apus*) eine überwiegende Präsenz in der Statistik aufwiesen. Große und schwere Vögel wie Gänse (Anserinae) und Schwäne (*Cygnus*) waren nur zu 1 % vertreten und etwa 4 % bis 8 % der gesamten Vogelschläge sorgten für einen Schaden am Luftfahrzeug (Ebert, 2016). Mit zunehmender Masse eines Vogels steigt auch dessen kinetische Energie und folglich die Schwere des Zusammenstoßes mit dem Flugzeug. In der Konsequenz lag die verursachte Schadensrate im Jahr 2024 bei großen Vögeln von über 800 g bei 10 %, während sie bei kleinen Vögeln von unter 100 g bei lediglich 1 % lag (DAVVL e. V., 2024).

Ein Großteil der Wildtierschläge findet innerhalb der Grenzen des Flughafens (Area 1) in Höhen von bis zu 150 m beim Starten oder Landen des Flugzeuges statt (Blackwell et al., 2013; DAVVL e. V., 2024; Dolbeer, 2006; Ebert, 2016; Mendonca et al., 2017; Metz et al., 2020). Während des Reisefluges (Area 4) erreichen kommerzielle Flugzeuge Höhen von etwa 11 km (Nazarali et al., 2020) und treffen innerhalb dieser Flugphase nur selten auf Vögel, die sich mehrheitlich in Höhen von unter 1.000 m aufhalten (Krüger & Garthe, 2001; Mateos-Rodríguez & Liechti, 2012). Aufgrund des überwiegenden Anteils an Wildtierschlägen auf dem Flughafengelände kann eine hohe Wahrscheinlichkeit für die Präsenz von Vögeln auf dem Gelände angenommen werden. Diese nutzen den Flughafen als Lebensraum, Nahrungs-, Brut- oder Rastplatz oder überfliegen ihn während ihrer Pendelflüge (Blackwell et al., 2013; Mo et al., 2025; Nilsson et al., 2021).

Aufgrund von saisonalen Vogelzügen geht jedoch auch von Zugvögeln regelmäßig eine erhöhte Gefahr aus (Dolbeer, 2006; Nilsson et al., 2021). In einer Studie zu den Wildtierschlagmeldungen in den USA gelangten DeVault et al. (2016) zu dem Schluss, dass knapp 67 % der Kollisionen während der Zugperioden geschehen. In Europa und Deutschland konnte ebenfalls ein Anstieg im März und April zum Frühjahrsvogelzug sowie im September und Oktober zum Herbstvogelzug festgestellt werden, die höchste Wildtierschlagrate wurde jedoch im Juli beobachtet (DAVVL e. V., 2024; Ebert,

2016; Licht, 2011; Metz et al., 2020).Diese Entwicklung ist auf die flügge werdenden Jungvögel mit geringer Erfahrung zurückzuführen, die sich neue Reviere suchen (Altringer et al., 2023; Ebert, 2016; Licht, 2011) bzw. den Flughafen als Nahrungshabitat nutzen. In den Wintermonaten waren die Wildtierschlagzahlen weltweit am niedrigsten (Metz et al., 2020). Auch zwischen verschiedenen Tageszeiten zeichnen sich Unterschiede in der Kollisionswahrscheinlichkeit ab. Obwohl in der Nacht deutlich weniger Flugbewegungen als am Tage verzeichnet werden, ist der prozentuale Anteil aller Wildtierschläge nachts signifikant höher – insbesondere in Höhen von über 150 m (Dolbeer, 2006; Metz et al., 2020). Diese Beobachtung kann auf eine erhöhte Aktivität von Vögeln, insbesondere von Zugvögeln, während der Nachtstunden zurückgeführt werden (Alerstam, 1993).

Neben der Auswertung der Wildtierschläge sind weitere Präventionsmaßnahmen das Biotopmanagement des Flughafengeländes sowie regelmäßige Vogelzählungen mit der Punkt-Stopp-Methode. Die Analyse der Vogelzählungen über Artenspektrum sowie Abundanz der Vögel ist Basis für die Risikobewertung und damit für die artspezifische Vergrämung der Arten. Des Weiteren kann die Zu- oder Abnahme zu spezifischen Jahres- oder Tageszeiten Erkenntnisse hinsichtlich des Verhaltens der Tiere liefern. Diese ermöglichen Rückschlüsse auf kritische Phasen mit erhöhter Abundanz bzw. vermehrten Vogelschlägen und entsprechend gesteigerter Aufmerksamkeit der Wildlife-Control eines Flughafens.

Obwohl bereits einzelne Aspekte der Wildtierschläge untersucht wurden, existiert bisher kaum aktuelle Forschung zu den biologischen und zeitlichen Zusammenhängen im europäischen und deutschen Raum. Zusätzlich wurde bisher keine Auswertung in direkter Verbindung mit Vogelzählungen an deutschen Flughäfen gemacht, welche die Zusammenhänge des Vogelvorkommens und der Vogelschlagrate aufzeigt. Im Folgenden werden daher die Wildtierschlagdaten auf deutscher sowie europäischer Ebene über die Jahre 2017 bis 2024 miteinander verglichen. Dabei werden die ökologischen und zeitlichen Muster sowie die Hauptfaktoren für Schadensereignisse identifiziert und die Zusammenhänge zwischen Vogelzählungen und Vogelschlagdaten geprüft und herausgestellt.

METHODEN

Datengrundlage

Neben dem DAVVL e. V. koordiniert das Luftfahrt-Bundesamt (LBA) in Deutschland die systematische Erfassung von Wildtierschlagmeldungen und sammelt entsprechende Daten auch auf europäischer Ebene. Für die Erstellung dieser Arbeit wurden die 176.985 europäischen Wildtierschlagmeldungen von 2017 bis 2024 vom LBA zur Verfügung gestellt. Für die Untersuchung der Vogelschläge an deutschen Flughäfen wurden zusätzlich die Daten von 2017 bis 2024 vom DAVVL e. V. zur Verfügung gestellt, dieser Datensatz enthält zusätzlich die Area, in der die Kollision geschah. Für die Verknüpfung der Vogelschlagdaten mit den Vogelzähldaten wurden die Zähldaten von 2017 bis 2024 von neun großen Flughäfen (hier anonymisiert Flughafen A bis Flughafen I), gemessen an der Anzahl der Flugbewegungen 2024 (ADV, 2025), analysiert. Bei drei der neun Flughäfen gab es Limitationen der vorhandenen Daten: Vom Flughafen E lagen lediglich Daten ab 2018 vor, vom Flughafen C Daten von 2017 bis 2021 und vom Flughafen G Daten ab dem Jahr 2020.

Die Erfassung der Avifauna an den betreffenden Flughäfen wurde durch Ornithologen oder Wildtierschlagbeauftragte der Flughäfen mit der Punkt-Stopp-Methode nach Flade (Flade, 1994) durchgeführt. Innerhalb dieser Untersuchung wurden ausschließlich die Flächen berücksichtigt, die sich auf dem Flughafengelände (Area 1) befinden.

Zeitliche Entwicklung der Wildtierschläge

Die Anzahl der jährlichen kommerziellen sowie nicht-kommerziellen Flugbewegungen im europäischen Luftraum wurde dem Datensatz von EUROCONTROL (2025) entnommen. Dabei wurde die aggregierte Anzahl aller Flugbewegungen pro Jahr der „EUROCONTROL AREA (MS)“ genutzt. Die Anzahl der jährlichen Flugbewegungen in Deutschland wurde den Jahresberichten 2017 bis 2024 des DAVVL e. V. (DAVVL e. V., 2025) entnommen. Da die Varianz in den Daten die im Modell überstieg (Überdispersion), wurde für die statistische Analyse der Daten ein generalisiertes lineares Modell (GLM) mit Quasi-Poisson-Fehlerstruktur genutzt. Dieses zeigt Trends in den Wildtierschlagereignissen über die Jahre auf. Die Anzahl der Flugbewegungen wurde als Offset hinzugefügt, um die Varianz in der Fluganzahl zu berücksichtigen. Im Anschluss wurde eine Spearman-Rangkorrelation (r) durchgeführt, um die Stärke des Zusammenhangs zwischen dem Jahr und der Anzahl der Wildtierschläge zu quantifizieren.

Saisonale und tageszeitliche Muster

Für die Darstellung saisonaler Muster wurden die Wildtierschläge nach meteorologischen Jahreszeiten kategorisiert, innerhalb derer die Monate von März bis Mai dem Frühling zuzuordnen sind, Juni bis August dem Sommer, September bis November dem Herbst und Dezember bis Februar dem Winter (Trenberth, 1983). Die Einteilungen für den Winter und für den Sommer decken sich somit mit den drei kältesten bzw. wärmsten Monaten der Nordhalbkugel (Deutscher Wetterdienst, o. J.; Trenberth, 1983). Zusätzlich wurden die Wildtierschläge, bei denen Vögel betroffen waren (Vogelschläge) in vier weitere Kategorien des Vogelzyklus unterteilt: den Frühjahrszug (März bis April), die Brutzeit (Mai bis August), den Herbstzug (September bis November) sowie „Überwinterung“ (Dezember bis Februar). Die Anzahl der monatlichen europäischen Flugbewegungen wurde ebenfalls EUROCONTROL (2025) entnommen. Da für Gesamtdeutschland keine Daten für die monatlichen Flugbewegungen im Zeitraum von 2017 bis 2024 verfügbar waren, wurden die Daten der Mitgliedsflughäfen der Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen e. V. (ADV, 2025) summiert betrachtet. Da es sich bei den Mitgliedern um die – je nach Jahr - 22 bis 28 größten Flughäfen Deutschlands handelte, konnte angenommen werden, dass diese Anzahl die Mehrheit der deutschen Flugbewegungen pro Monat ausmacht. Aufgrund der nicht bestehenden Normalverteilung wurden die Wildtierschlagraten der einzelnen Jahreszeiten und der Vogelzyklusphasen mit dem Kruskal-Wallis-Test auf signifikante Unterschiede hin untersucht. Der anschließend mit dem R-Paket „FSA“ (Ogle et al., 2025, Version 0.9.6) angewendete Dunn-Test mit Bonferroni-Korrektur zeigte als Post-hoc-Test die Unterschiede innerhalb der Jahreszeiten bzw. des Vogelzyklus auf.

Es wurde für jeden Ort innerhalb des Datensatzes ein Koordinatenpunkt festgelegt. Da es sich bei der Angabe des Landes um die niedrigste Positionsebene innerhalb der Rohdaten handelte, wurde diese genutzt. Mithilfe der R-Pakete „sf“ (Pebesma et al., 2025, Version 1.0-23), „rnaturalearth“ (Massicotte et al., 2025, Version 1.1.0) und „rnaturalearthdata“ (South et al., 2024, 1.0.0) wurden die geometrischen Flächenschwerpunkte der Länder bestimmt. Mit dem Paket „suncalc“ (Thieurmel & Elmarhraoui, 2022, 0.5.1.) wurde jedes Ereignis anhand der Uhrzeit und der Koordinaten einem Zeitabschnitt zugeteilt. Für den Zeitabschnitt „Dämmerung“ wurden die WS innerhalb der morgendlichen und abendlichen bürgerlichen Dämmerung zusammengefasst. Der Abschnitt „Tag“ umfasst die Zeit zwischen dem Ende des Sonnenaufgangs und dem Beginn des Sonnenuntergangs, während „Nacht“ als Zeit zwischen dem Ende der bürgerlichen Dämmerung nach Sonnenuntergang und dem Beginn der bürgerlichen Dämmerung vor Sonnenaufgang definiert wird. Aufgrund der damit einhergehenden, unterschiedlich langen Zeitabschnitte wurden diese in der Einheit Wildtierschläge pro Stunde betrachtet. Gemessen an dem Standort wurden alle Zeitstempel zusätzlich in Sonnenzeiten umgerechnet. Hierbei orientieren sich die Zeitangaben an den astronomischen Sonnenereignissen, wodurch 6 Uhr an jedem Standort dem Sonnenaufgang, 18 Uhr dem Sonnenuntergang und 12 Uhr dem höchsten Sonnenstand des Tages entspricht (Nouvellet et al.,

2012). Die Zeitspanne zwischen Sonnenaufgang und -untergang wurde auf zwölf Stunden normiert und die restlichen Daten wurden anhand dessen skaliert und zugeordnet. Die Sonnenereignisse wurden der Funktion „getSunlightTime“ des R-Paketes „suncalc“ (Thieurmel & Elmarhraoui, 2022, Version 0.5.1.) entnommen. Neben der deskriptiven Auswertung wurden die Zeitabschnitte Tag, Nacht und Dämmerung ebenfalls mit dem Kruskal-Wallis-Test auf statistisch signifikante Unterschiede hin analysiert. Anschließend wurde mit dem Dunn-Test mit Bonferroni-Korrektur aus dem Paket „FSA“ (Ogle et al., 2025, Version 0.9.6) getestet, welche Tagesabschnitte sich signifikant voneinander unterscheiden.

Analyse von Artenzusammensetzung und Körpermasse

Neben den häufigsten Tiergruppen wurden die Tierarten analysiert, welche einen Anteil von mindestens 2 % in den identifizierbaren Arten aufwiesen. Da es sich hierbei überwiegend um die Klasse der Vögel (Aves) handelte, wurden zusätzlich die Wildtierschlagzahlen für die unterrepräsentierten Säugetiere (Mammalia) betrachtet. Die mittlere Körpermasse der einzelnen Vogelarten (im Weiteren: Tiergewicht) wurde dem Datensatz „AvianBodySize“ des R-Paketes „traitdata“ (RS-eco, 2022, Version 0.0.1) entnommen, welcher auf den Daten von Lislevand et al. (2007) beruht. Dabei wurde ein Mittelwert aus dem Durchschnittsgewicht des männlichen und des weiblichen Vogels jeder Art gebildet. Aus dem selbigen R-Paket entstammt die Masse der Säugetierarten, hierfür wurde jedoch der Datensatz „pantheria“ nach den Daten von Jones et al. (2009) genutzt. Die Gewichte der Tierarten wurden nach dem DAVVL e. V. (2024) in die Kategorien „klein“ (small, < 100 g), „mittel“ (medium, 100-800 g) und „groß“ (large, > 800 g) unterteilt.

Zusammenhang zwischen Umwelt-, Tier- und Flugfaktoren

Es wurden die Zusammenhänge zwischen den Variablen Flughöhe des Luftfahrzeugs, Tageszeit, Monat, Tierart, Tiergewicht sowie Anzahl der getroffenen und gesehenen Tiere untersucht. Alle Wildtierschlagmeldungen, welche in mindestens einer der relevanten Datenspalten die Angabe „Unbekannt“ oder fehlende Werte aufwiesen, wurden aus der jeweiligen Analyse ausgeschlossen. Mögliche Zusammenhänge zwischen Flugphase, Tiergewicht, Anzahl gesehener und getroffener Tiere wurden mit der Spearman-Rangkorrelation untersucht. Die Ergebnisse wurden mithilfe des Paketes „corrplot“ (Wei et al., 2024, Version 0.95) in einer Korrelationsmatrix visualisiert. Korrelationen zwischen den nominalen Variablen Tiergruppe, Tageszeit und Monat wurden mit dem Chi-Quadrat-Test für Unabhängigkeit (χ^2-Test) geprüft. Als Maß für die Effektstärke wurde Cramers V genutzt, bei dem V = 1 für eine exakte Assoziation und V = 0 für keine Assoziation steht. Die Interpretation der Effektstärke erfolgte nach Cohen (1988).

Prädiktoren für Schäden durch Wildtierschläge

Um zu identifizieren, welche Faktoren maßgeblich beeinflussen, ob ein Wildtierschlag zu einem Schaden führt, wurde sich an der Methode nach DeVault et al. (2016) orientiert. Dabei wurde eine binäre logistische Regression genutzt, um zu überprüfen, inwiefern Flugphase, Tiergewicht, Tiergruppe, die Anzahl der getroffenen Tiere (einzelne Tiere oder mehrere), Jahreszeit und Tageszeit (Tag, Nacht, Dämmerung) sich auf die Schadenshäufigkeit auswirken. Mit den sechs Prädiktoren wurden insgesamt 64 Haupteffektmodelle aufgestellt, zusätzlich wurden Modelle mit möglichen Interaktionen zwischen Tiergewicht und Anzahl getroffener Tiere sowie der Flughöhe und der Tiergruppe integriert. Die Durchführung der Modellkombinationen erfolgte mit der Funktion „dredge“ aus dem R-Paket MuMIn (Bartoń, 2025, Version 1.48.11). Interaktionen wurden nur in Modellen getestet, in denen beide beteiligten Haupteffekte enthalten waren. Anschließend wurden die Modelle anhand des Akaike-Informationskriteriums aus dem Paket „AICcmodavg“ (Mazerolle, 2025, Version 2.3-4) verglichen. Modelle mit einem Delta-AIC (ΔAIC) von unter zwei wurden als statistisch gleichwertig betrachtet (Burnham & Anderson, 2002), andernfalls konnte das Modell mit dem

niedrigsten AIC als signifikant besseres Modell zur Erklärung der Schadensrate angenommen werden (Colino-Rabanal et al., 2018).

Zusammenhang von Vogelzählungen und Vogelschlägen

Für die Analyse des Zusammenhanges zwischen den Vogelzählungen und den Vogelschlägen wurden nur Vogelschläge einbezogen, die sich an einem der neun deutschen Flughäfen (siehe Unterkapitel „Datengrundlage“) und in Area 1, auf dem Flughafengelände, ereigneten. Da die beobachteten Teilflächen der Vogelzählungen in ihrer Größe variierten, wurde die Vogelabundanz als Vögel pro Hektar standardisiert, wobei die Anzahl der jeweils gezählten Art berücksichtigt wurde. Die Flächen wurden mithilfe von QGIS, Version 3.2.2, (QGIS Development Team, 2025) als Polygone in eine Karte eingezeichnet, um anschließend ihre Größe zu berechnen.

Mittels Streudiagramm wurde der Zusammenhang zwischen dem mittleren Vogelbestand und der mittleren Vogelschlagrate am Flughafen für eine erste Einschätzung visualisiert, dabei wurde aufgrund der starken Rechtsschiefe der Daten der Zehnerlogarithmus genutzt. Zusätzlich wurde für jeden Flughafen eine Spearman-Rangkorrelation mit Bonferroni-Korrektur zwischen der monatlichen Vogelschlagrate und dem monatlichen Vogelbestand (Vögel/ha) berechnet. Anschließend erfolgte eine deskriptive Analyse für die Vogelbestände an den neun Flughäfen hinsichtlich ihres Vorkommens zu unterschiedlichen Jahreszeiten, ihres Artenspektrums und des mittleren Gewichtes, welche mit den entsprechenden Merkmalen der Vogelschläge verglichen wurden. Das Vorkommen zu unterschiedlichen Tageszeiten wurde nicht untersucht, da die Anzahl der nächtlichen Vogelzählungen nicht belastbar genug war. Um den Zusammenhang zwischen Vogelbestand und Vogelschlägen unter weiteren Einflussfaktoren zu untersuchen, wurde ein verallgemeinertes lineares gemischtes Modell (eng.: Generalized Linear Mixed Model, GLMM) mit negativer Binomialverteilung und Log-Link-Funktion berechnet. Hierfür wurde das R-Paket „glmmTMB“ (Brooks et al., 2025, Version 1.1.13) genutzt. Die abhängige Variable stellte dabei die monatlichen Vogelschläge pro Flughafen dar. Die Flugbewegungen wurden als Offset-Variable integriert. Hauptprädiktor war der monatliche Vogelbestand (Vögel/ha); der Vogelzyklus und das mittlere Gewicht der Vögel dienten als zusätzliche Prädiktoren. Der Flughafen wurde als zufälliger Effekt (Random Intercept) in das Modell aufgenommen, um flughafenspezifische Unterschiede zu berücksichtigen. Eine Überprüfung der Erklärungsstärke des Modells fand mit der Berechnung eines Pseudo-R^2 nach Nagelkerke statt.

Alle Analysen dieser Arbeit wurden unter Verwendung der Programmiersprache R (R Core Team, 2024, Version 4.4.2) durchgeführt. Das Signifikanzniveau wurde auf $\alpha = 0{,}05$ festgelegt. Bei einem p-Wert $< 0{,}05$ wurde das Ergebnis somit als statistisch signifikant angesehen und die jeweilige Nullhypothese abgelehnt. Die Grafiken wurden mit dem R-Paket ggplot2 (Wickham et al., 2025, Version 3.5.1) erstellt.

ERGEBNISSE

Zeitliche Entwicklung der Wildtierschläge

Nach der Bereinigung des Datensatzes lagen für den Zeitraum von 2017 bis 2024 143.674 Wildtierschlagmeldungen innerhalb Europas vor, deutschlandweit waren es 11.575 Meldungen. Die mittlere jährliche Anzahl an Wildtierschlägen betrug in Europa 17.959 ± 5.132 WS (Mittelwert ± Standardabweichung). Es zeigte sich ein signifikant positiver zeitlicher Trend ($p < 0{,}001$), wobei die Häufigkeit der Wildtierschläge im Mittel um 7 % pro Jahr zunahm (95 %-Konfidenzintervall, CI: 5 % - 8 %; $r = 0{,}64$). In Deutschland lag die mittlere Wildtierschlagzahl pro Jahr bei 1.447 ± 345 WS. Auch hier wurde ein signifikanter Anstieg ($p < 0{,}001$) festgestellt mit einer durchschnittlichen jährlichen Zunahme von 7 % (CI: 6 % - 8 %; $r = 0{,}64$).

Die Anzahl der jährlichen Flugbewegungen (FB) in Europa unterlag innerhalb dieses Zeitraums Schwankungen zwischen 4.940.165 FB (im Jahr 2020) und 10.995.092 FB (2019) und belief sich im Mittel auf 9.154.171 ± 2.317.115 FB pro Jahr. Entsprechend geringer waren die Zahlen in Deutschland. Die Anzahl der jährlichen Flugbewegungen betrug im Mittel 2.050.625 ± 474.925 Flugbewegungen, mit dem niedrigsten Wert im Jahr 2020 (1.203.487 FB) und dem höchsten Wert 2019 (2.502.276 FB). Die Wildtierschlagrate erreichte in Europa im Jahr 2018 ihren niedrigsten Wert mit 15,29 WS/10.000 FB (Abb. 1). In den folgenden Jahren zeigte sich insgesamt eine steigende Tendenz mit einem leichten Rückgang im Jahr 2020. Die mittlere europäische Wildtierschlagrate betrug über den gesamten Zeitraum 19,71 ± 3,25 WS je 10.000 FB. Trotz der Normierung durch die Anzahl der Flugbewegungen, lagen die Wildtierschlagraten Deutschlands deutlich niedriger (Abb. 1). Der geringste Wert wurde im Jahr 2018 verzeichnet, während die höchste WS-Rate im Jahr 2024 auftrat. Im Gegensatz zum europaweiten Muster zeigte sich in Deutschland im Jahr 2020 kein Rückgang, sondern ein Anstieg der WS-Rate (Abb. 1). Die mittlere Wildtierschlagrate Deutschlands lag im Zeitraum von 2017 bis 2024 bei 7,15 ± 1,22 WS/10.000 FB.

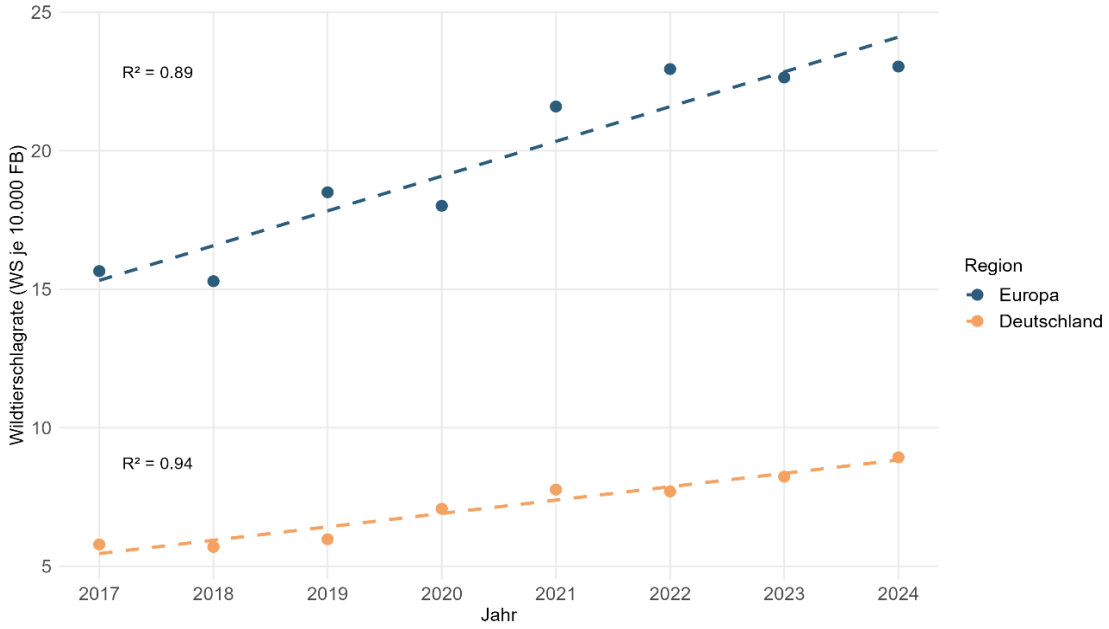

Abbildung 1: Mittlere jährliche Wildtierschlagrate (Wildtierschläge je 10.000 Flugbewegungen) Deutschlands und Europas in den Jahren 2017 bis 2024.

Saisonale und tageszeitliche Muster

Aufgrund der gleichmäßigen Verteilung der Jahreszeiten über das Jahr, lag für jede Wildtierschlagrate eine Monatsanzahl von n = 24 als Stichprobenumfang der Mittelwerte vor. Die geringsten WS-Raten wurden sowohl in Europa als auch in Deutschland während des Winters festgestellt, die höchsten im Sommer (Tab. 1). Die Raten im Frühling und Herbst lagen dazwischen und nah beieinander. Da ein Großteil der Wildtierschläge nicht eindeutig Vögeln zugeordnet werden konnten, waren die Wildtierschlagraten des Vogelzyklus insgesamt niedriger (Tab. 1). Am niedrigsten waren die Werte während der Zeit der Überwinterung, wohingegen die Wildtierschlagraten in der Brutzeit deutlich erhöht waren.

Tabelle 1: Mittlere WS-Rate (Wildtierschlagrate; Wildtierschläge je 10.000 Flugbewegungen) je Jahreszeit bzw. Vogelzyklusabschnitt in Europa und Deutschland.

Saisonaler Abschnitt	Europa		Deutschland	
	Mittlere WS-Rate	Monatsanzahl (n)	Mittlere WS-Rate	Monatsanzahl (n)
Frühling	18,28	24	6,44	24
Sommer	29,96	24	12,86	24
Herbst	18,94	24	7,03	24
Winter	7,75	24	2,41	24
Frühjahrszug	2,87	16	1,97	16
Brutzeit	7,15	32	6,27	32
Herbstzug	3,70	24	2,58	24
Überwinterung	1,55	24	1,13	24

Die Jahreszeiten unterschieden sich sowohl in Europa (Kruskal-Wallis-Test: $H = 71$, $df = 3$, $p < 0{,}001$) als auch in Deutschland ($H = 69$, $df = 3$, $p < 0{,}001$) statistisch signifikant voneinander, lediglich zwischen dem Frühling und dem Herbst konnten keine statistisch signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Die Unterschiede zwischen den anderen Jahreszeiten waren jedoch für beide Regionen höchst signifikant ($p < 0{,}001$) mit dem größten Unterschied zwischen Winter und Sommer in Europa ($Z = 8{,}42$, $p < 0{,}001$). Auch die WS-Raten der Vogelphasen unterschieden sowohl in Europa (Kruskal-Wallis-Test: $H = 79$, $p < 0{,}001$) als auch in Deutschland ($H = 65$, $p < 0{,}001$) statistisch signifikant voneinander. Innerhalb der vier Kategorien gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen Frühjahrs- und Herbstzug in Europa (Dunn-Test: $Z = 1{,}15$, $p = 0{,}751$) oder in Deutschland ($Z = 0{,}83$, $p = 1{,}000$). Während die restlichen Vogelphasen in Europa statistisch signifikante Unterschiede aufwiesen ($p < 0{,}001$), war in Deutschland kein signifikanter Unterschied zwischen der Überwinterung und dem Frühjahrszug erkennbar ($Z = 2{,}12$, $p = 0{,}102$).

Für die Betrachtung der Wildtierschlagrate über die Monate lagen, bedingt durch die Anzahl der Untersuchungsjahre, für jeweils beide Regionen acht mittlere Wildtierschlagraten pro Monat vor. Die durchschnittliche Wildtierschlagrate stieg sowohl in Europa als auch in Deutschland zwischen Januar und März an, fiel jedoch in Deutschland zum April von 5,96 ± 1,01 WS/10.000 FB auf 5,36 ± 1,97 WS/10.000 FB (Abb. 2). Die Wildtierschlagrate Europas stieg stetig weiter und fiel erst nach ihrem Maximum von 32,59 ± 5,22 WS/10.000 FB im Juli wieder ab. Der insgesamt niedrigste Wert Europas wurde mit 7,16 ± 1,60 Wildtierschlägen je 10.000 Flugbewegungen im Januar gemeldet. Auch in Deutschland lag das Maximum der WS-Rate im Juli, war jedoch mit 15,90 ± 3,16 WS je 10.000 FB deutlich unterhalb der europäischen Werte (Abb. 2). Das Minimum Deutschlands (2,03 ± 0,89 WS/10.000 FB) lag ebenfalls im Januar, der Dezember wies jedoch mit einer mittleren Rate von 2,34 ± 0,71 WS/10.000 FB nur minimal höhere Werte auf.

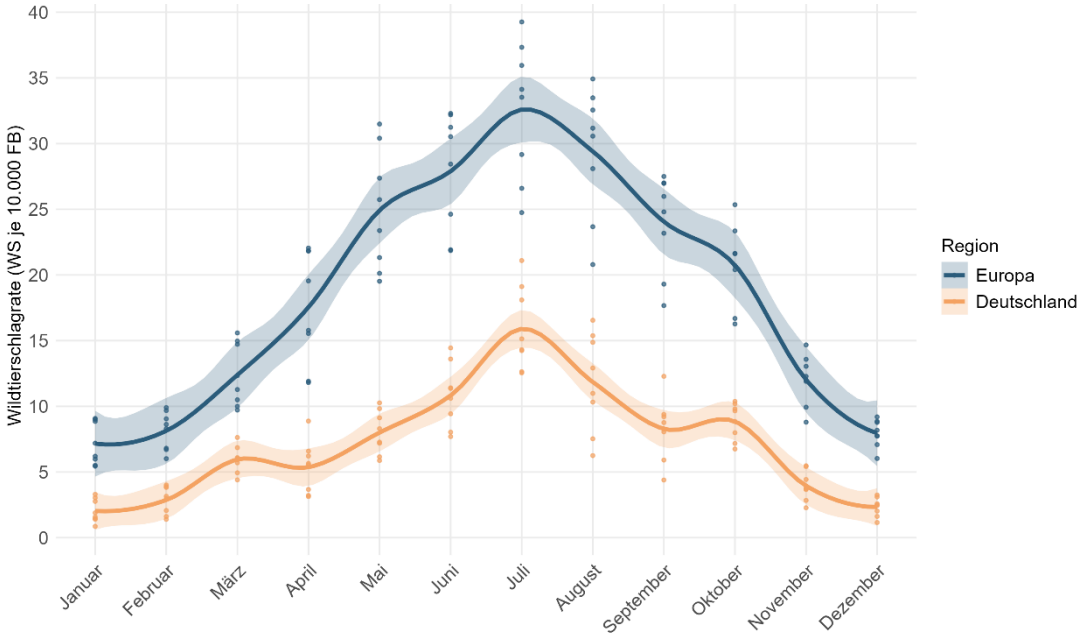

Abbildung 2: Mittlere Wildtierschlagrate (Wildtierschläge je 10.000 Flugbewegungen) über die Monate aller Untersuchungsjahre (2017-2024) für Europa (blau) und Deutschland (lila). Die hellere Schattierung stellt das 95-prozentige Konfidenzintervall dar.

Sowohl in Europa als auch in Deutschland fanden die meisten Wildtierschläge je Stunde am Tage statt, während sie in den Nachtstunden am geringsten waren (Tab. 2). Der Kruskal-Wallis-Test deutete sowohl in Europa ($H = 40.324$, $df = 2$, $p < 0{,}001$) als auch in Deutschland ($H = 4.091$, $df = 2$, $p < 0{,}001$) auf signifikante Unterschiede zwischen den Wildtierschlägen der einzelnen Tagesabschnitte hin. Der Post-hoc-Test bestätigte statistisch signifikante Unterschiede in beiden Regionen zwischen den drei Tagesabschnitten Tag, Dämmerung und Nacht.

Tabelle 2: Mittlere stündliche Wildtierschläge je Tagesabschnitt in Europa (n = 134.484) sowie Deutschland (n = 11.575).

Tagesabschnitt	Wildtierschläge pro Stunde	
	Europa	Deutschland
Tag	0,057 WS/h	0,054 WS/h
Dämmerung	0,031 WS/h	0,027 WS/h
Nacht	0,021 WS/h	0,025 WS/h

Übertragen in Sonnenzeit und über den Tagesverlauf betrachtet stieg die Anzahl der Wildtierschläge in Europa von ca. 1 Uhr nachts kontinuierlich bis in die Morgenstunden an (Abb. 3). Von 5 Uhr auf 6 Uhr, zum Sonnenaufgang, verdoppelte sich die Anzahl von 3.347 WS auf 6.792 WS. Die meisten Wildtierschläge Europas fanden in der Stunde ab 8 Uhr (11.606 WS) bzw. 9 Uhr (11.599 WS) statt (Abb. 3). Zwischen 12 Uhr und 16 Uhr lag die Anzahl der Kollisionen mit Tieren zwischen 7.684 WS und 7.932 WS, bevor sie kurz vor dem Sonnenuntergang um 18 Uhr wieder abfiel. Die Zusammenstöße, die in Deutschland gemeldet wurden, zeigten ebenfalls in den Nachtstunden die geringsten Werte mit einem Minimum von 106 WS in der Stunde ab 2 Uhr (Abb. 3). Die Anzahl der Kollisionen stieg ebenfalls mit dem Sonnenaufgang, jedoch insgesamt langsamer. Das Maximum der Wildtierschläge war ab 11 Uhr erreicht (966 WS), bevor es zum Ende des Tages hin wieder niedriger wurde. Im Gegensatz zu den europäischen Daten gab es einen Einbruch der WS-Zahlen in der Stunde ab 19 Uhr (Abb. 3).

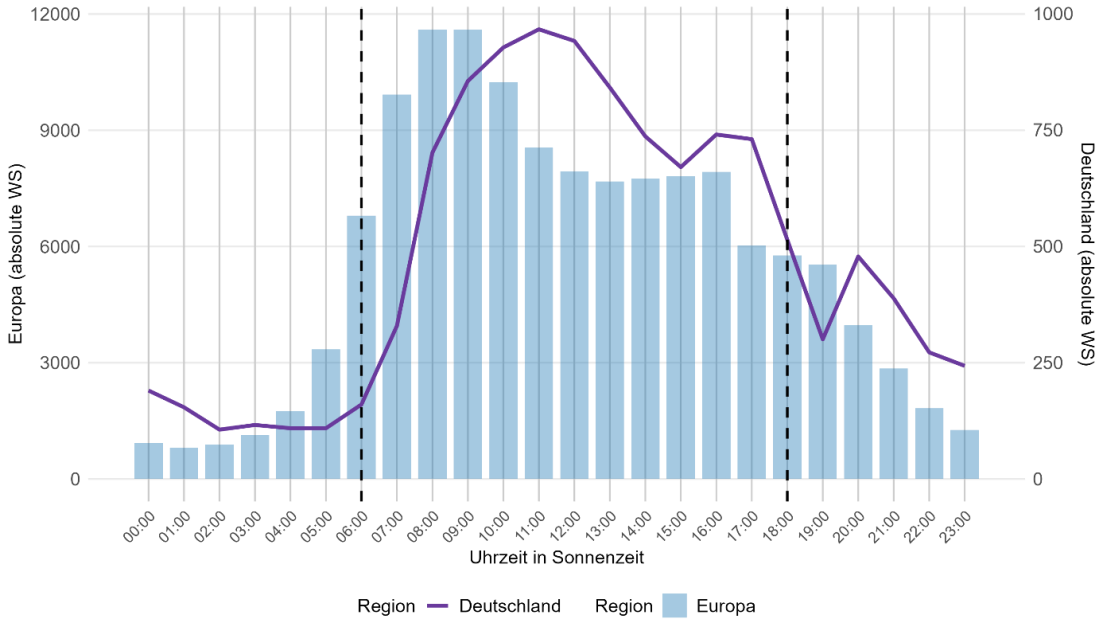

Abbildung 3: Absolute Abbildung Wildtierschlagzahlen Europas und Deutschlands über den Tagesverlauf. Die Zeiten sind auf Sonnenzeiten normiert. Die gestrichelten Linien stellen den Sonnenaufgang (6 Uhr) und den Sonnenuntergang (18 Uhr) dar.

Analyse von Artenzusammensetzung und Körpermasse

Im Zeitraum von 2017 bis 2024 wurden bei 35.480 der europaweiten Wildtierschläge (N_{Europa} = 143.674) Angaben zu dem getroffenen bzw. gesehenen Tier gemacht, wobei 143 unterschiedliche Tiergruppen und 349 Tierarten beteiligt waren. Von den Daten mit Angaben zum Tier kollidierten die Luftfahrzeuge in Europa in 91 % der Fälle mit Vögeln, während Säugetiere bei 9 % der Kollisionen beteiligt waren (Tab. 3). Zusätzlich fiel ein kleiner Anteil auf Zusammenstöße mit Reptilien und Säugetiere sowie Vögel zusammen. In Deutschland lagen mit Angaben bei 5.865 von 11.575 WS häufiger Daten zu den getroffenen Tieren vor. Die Verteilung der Kollisionen mit Vögeln und Säugetieren war dabei ähnlich zu den Daten Europas, Reptilien hingegen waren nicht beteiligt.

Tabelle 3: Anzahl der Wildtierschläge (WS) und der jeweilige Prozentanteil der an Kollisionen beteiligten Tiergruppen in Europa und Deutschland.

Beteiligte Tiergruppe	Europa		Deutschland	
	Anzahl WS	Prozentanteil	Anzahl WS	Prozentanteil
Vögel	32.136	90,57 %	5.296	90,30 %
Säugetiere	3.315	9,34 %	569	9,70 %
Reptilien	16	0,05 %	0	0,00 %
Säugetiere + Vögel	13	0,04 %	0	0,00 %
Insgesamt	35.480	100,00 %	5.865	100,00 %

Die drei am häufigsten getroffenen Tiergruppen in Europa waren die Gruppen „Falken, Adler, Geier“ mit einem Anteil von 22 % (7.889 WS) der vorkommenden Arten, „Sperlingsvögel“ mit 19 % (6.855 WS) sowie mit 17 % (6.095 WS) „Watvögel“. In Europa bestanden mit 25 % (1.468 WS) die häufigsten Meldungen aus der Gruppe „Lerchen, Schwalben“. Danach folgten „Weihen, Falken“ mit 5 % (294 WS) und „Möwen, Seeschwalben“ mit knapp 5 % (266 WS).

Bei der Verteilung der getroffenen Vogelarten gab es große Ähnlichkeiten zwischen Europa und Deutschland (Abb. 4). Bei dem Anteil der Wildtierschläge mit identifizierbaren Vogelarten in Europa (N_{Europa} = 12.325) konnten 28 % (3.408 WS) dem Turmfalken zugeordnet werden, danach folgten mit jeweils 7 % der Mauersegler (*Apus apus*, 921 WS) und die Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*, 828 WS). In Deutschland lag der Anteil der Kollisionen mit Turmfalken bei 39 % (1.468 WS; Anzahl WS mit identifizierten Arten $N_{Deutschland}$ = 3.726), gefolgt vom Mäusebussard (*Buteo buteo*) mit 8 % (312 WS). Der Mauersegler (232 WS) und die Rauchschwalbe (211 WS) waren mit jeweils 6 % in den Meldungen vertreten (Abb. 4b). Von den Säugetieren war der Europäische Feldhase sowohl in Europa (84 %, 922 WS) als auch in Deutschland (75 %, 424 WS) am häufigsten beteiligt. Während in den europäischen Meldungen mit 6 % (68 WS) der Haushund (*Canis familaris*) folgte, war dieser in den Wildtierschlagdaten Deutschlands nicht vertreten. Der Anteil an Rotfüchsen (*Vulpes vulpes*) lag in Deutschland bei 15 % (85 WS), in ganz Europa waren diese mit 6 % seltener vertreten.

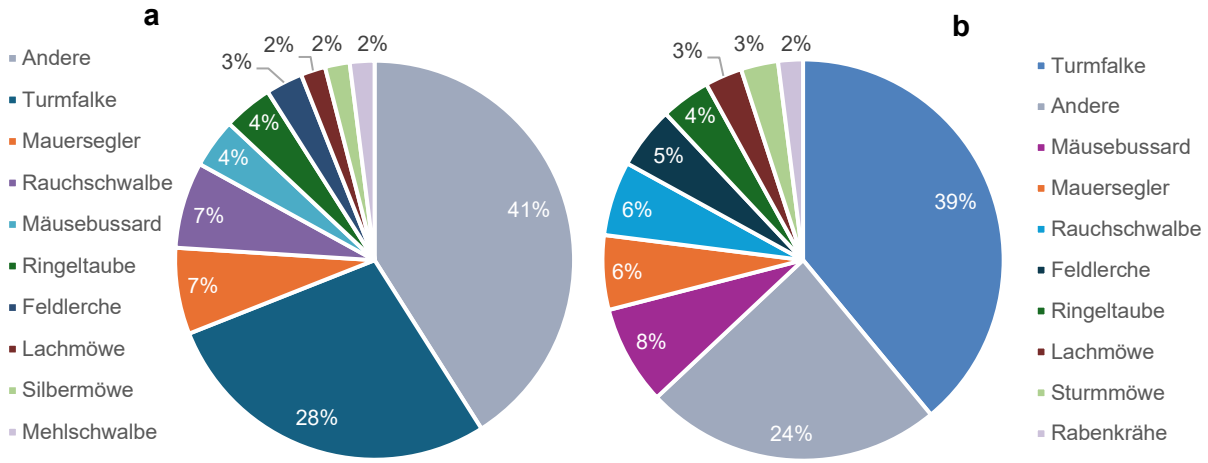

Abbildung 4: Zusammensetzung der häufigsten Vogelarten in den Wildtierschlagmeldungen Europas (a) und Deutschlands (b).

Das Durchschnittsgewicht über die Meldungen Europas war mit 759 g etwas niedriger als in Deutschland, wohingegen das Gewicht der beteiligten Vögel in Europa höher war (Tab. 4). Der schwerste Vogel war in beiden Regionen der Höckerschwan (*Cygnus olor*, 10.735 g), der Annakolibri (*Calypte anna*, 4 g) war in Europa die leichteste Art, in Deutschland war es das Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*, 6 g). An europäischen Wildtierschlägen beteiligte Säugetiere hatten ein mittleres Gewicht von 37.012 g, welches vor allem durch ein Hausrind (618.642 g) und mehrere Elche (461.901 g) bedingt war. In Deutschland war das Gewicht der Säugetiere deutlich geringer (Tab. 4).

Tabelle 4: Mittleres Gewicht und Mediangewicht der an Wildtierschlägen beteiligten Tiere in Europa und Deutschland.

Beteiligte Tiergruppe	Europa			Deutschland		
	Mittleres Gewicht (g)	Median-gewicht (g)	Anzahl (n)	Mittleres Gewicht (g)	Median-gewicht (g)	Anzahl (n)
Alle	759	233	11.696	810	233	4.263
Vögel	447	233	11.596	332	233	3.701
Säugetiere	37.012	4.820	100	3.955	3.816	562

Mit 51 % (5.962 WS) fiel ein Großteil der Tiergewichte der europäischen WS-Daten in die Kategorie „mittel“ (100-800 g), 35 % (4.055 WS) fanden mit kleinen Tieren (< 100 g) statt, während bei 14 % (1.679 WS) der Kollisionen große Tierarten (> 800 g) betroffen waren. Innerhalb Deutschlands fanden ebenfalls die meisten Wildtierschläge, mit 53 % und 2.258 Kollisionen, mit mittelgroßen

Tieren statt. Danach folgten die großen Tiere mit 24 % (1.025 WS) und die kleinen Tiere mit 23 % (980 WS) mit geringem Abstand voneinander. Sowohl in Europa als auch in Deutschland lag die Wildtierschlaghäufigkeit mittelschwerer Tiere mit 0,82 WS/10.000 FB bzw. 1,51 WS/10.000 FB deutlich über den Wildtierschlagraten leichterer oder schwererer Tiere. Die WS-Rate für leichte Tiere lag für Deutschland und Europa mit 0,68 WS/10.000 FB und 0,56 WS/10.000 FB nah beieinander. Während die Rate schwerer Tiere für Deutschland ähnlich hoch war, lag sie in Europa nur bei etwa 0,23 WS/10.000 FB.

Zusammenhang zwischen Umwelt-, Tier- und Flugfaktoren

Sowohl in Europa ($\chi 2 = 8.562$, df = 22, $p < 0{,}001$) als auch in Deutschland ($\chi 2 = 963$, df = 22, $p < 0{,}001$) konnte ein Zusammenhang in den Wildtierschlägen zwischen dem Monat und der Tageszeit festgestellt werden. Insgesamt war über alle Monate hinweg die Wildtierschlaghäufigkeit am Tage am höchsten, insbesondere in den Monaten von Mai bis Juli lag diese in Europa bei einem Anteil von 86 % (Abb. 5). Der Anteil an nächtlichen Wildtierschlägen variierte von 10 % (1.648 WS) im Juni bis 37 % (4.766 WS) im Oktober. Die Wildtierschläge während der Dämmerung lagen zwischen 3 % (400 WS) im Mai und 8 % (324 WS) im Dezember (Abb. 5). Insgesamt ließ sich jedoch nur ein schwacher statistischer Zusammenhang zwischen den Parametern feststellen (Cramers V: V = 0,18). Für Deutschland ergab sich ein ähnliches Muster, mit leicht höheren nächtlichen Kollisionen. Die höchsten Tagesraten lagen zwischen Frühling und Sommer. Im Oktober waren 43 % der Wildtierschläge dem Tagesabschnitt „Nacht“ zuzuordnen, dagegen waren die anteiligen Wildtierschläge in den Dämmerungszeiten mit 3 % (36 WS) mit am niedrigsten (Abb. 5). Die größten Unterschiede zu den europäischen Werten waren im April und Dezember zu beobachten. Innerhalb dieser Monate war die Wildtierschlaghäufigkeit in der Nacht 12 % (April) bzw. 13 % (Dezember) höher als in Gesamteuropa. Insgesamt war der Zusammenhang zwischen dem Monat und den Tagesabschnitten für Deutschland schwach bis moderat (Cramers V: V = 0,20).

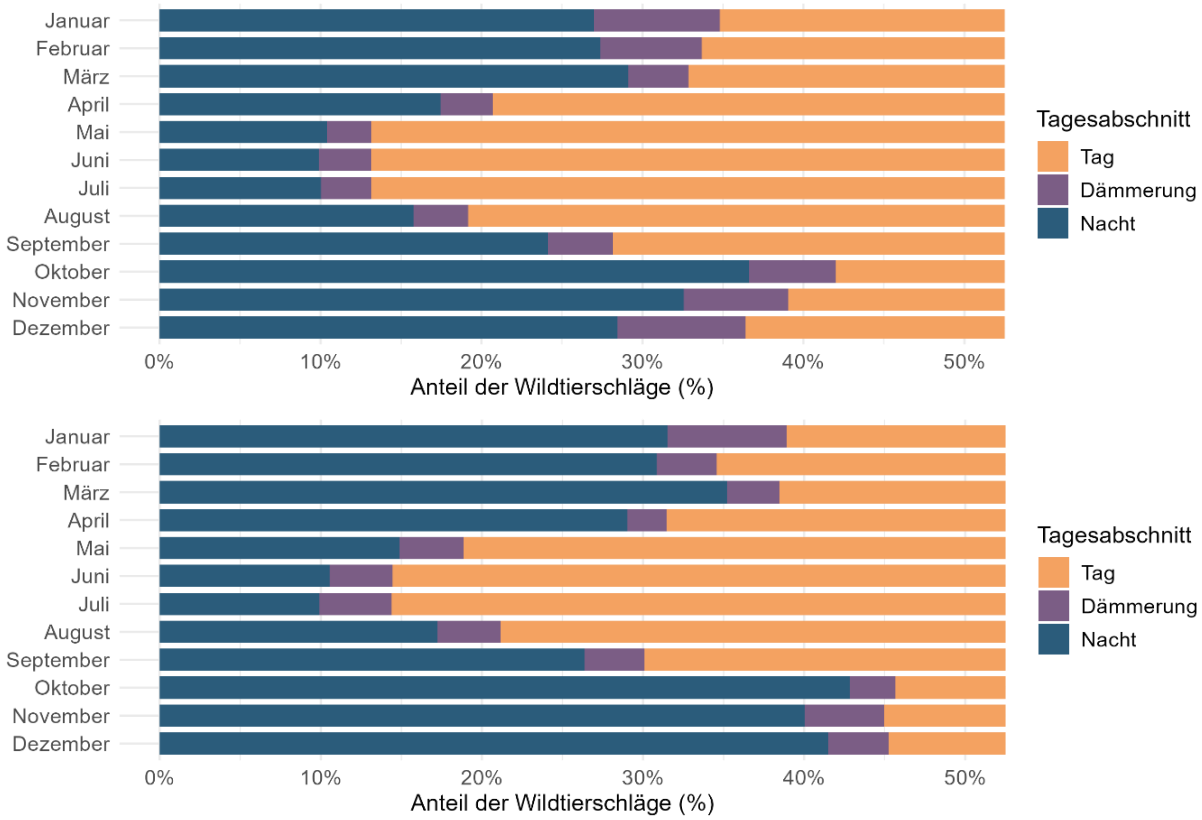

Abbildung 5: Anteil der Tagesabschnitte Tag, Nacht und Dämmerung an den Wildtierschlägen Europas (oben) und Deutschlands (unten) je Monat.

Die Verteilung der europäischen Wildtierschläge wies auf monatliche Unterschiede zwischen den Tierarten hin. Über alle Vogelarten hinweg war ein saisonales Muster mit den höchsten Anteilen im Juli (20 %, 2.281 WS) und August (18 %, 2.162 WS) erkennbar, während die Wintermonate (Dezember bis Februar) mit 2 % niedrigere Werte aufwiesen (Abb. 6, siehe auch Abb. 2). Von den neun häufigsten Arten Europas waren insbesondere die Schwalben besonders in den Sommermonaten aktiv, während der Mauersegler im Frühling die höchsten Anteile zeigte. Insgesamt bestand ein statistisch signifikanter, aber schwach ausgeprägter Zusammenhang zwischen Tierart und Monat ($\chi^2 = 10.736$, df = 3.542, $p < 0{,}001$; Cramers V: V = 0,09). Die Verteilung der deutschen Wildtierschläge war ebenfalls vermehrt auf die Sommermonate gerichtet (Abb. 6, siehe auch Abb. 2). Von den häufigsten Vogelarten zeigten die Sturm- und die Lachmöwe (*Larus canus*, *Chroicocephalus ridibundus*) die stärksten Aktivitätstendenzen im Herbst und im Winter. Die Feldlerche (*Alauda arvensis*) hingegen hatte den höchsten Anteil von März bis Mai. Trotz eines statistisch signifikanten Unterschiedes zwischen der Tierart und der Jahreszeit ($\chi2 = 4.257$, df = 1.320, $p < 0{,}001$) war die Ausprägung in Deutschland zwar stärker als in Europa (V = 0,18), jedoch immer noch im geringen Bereich.

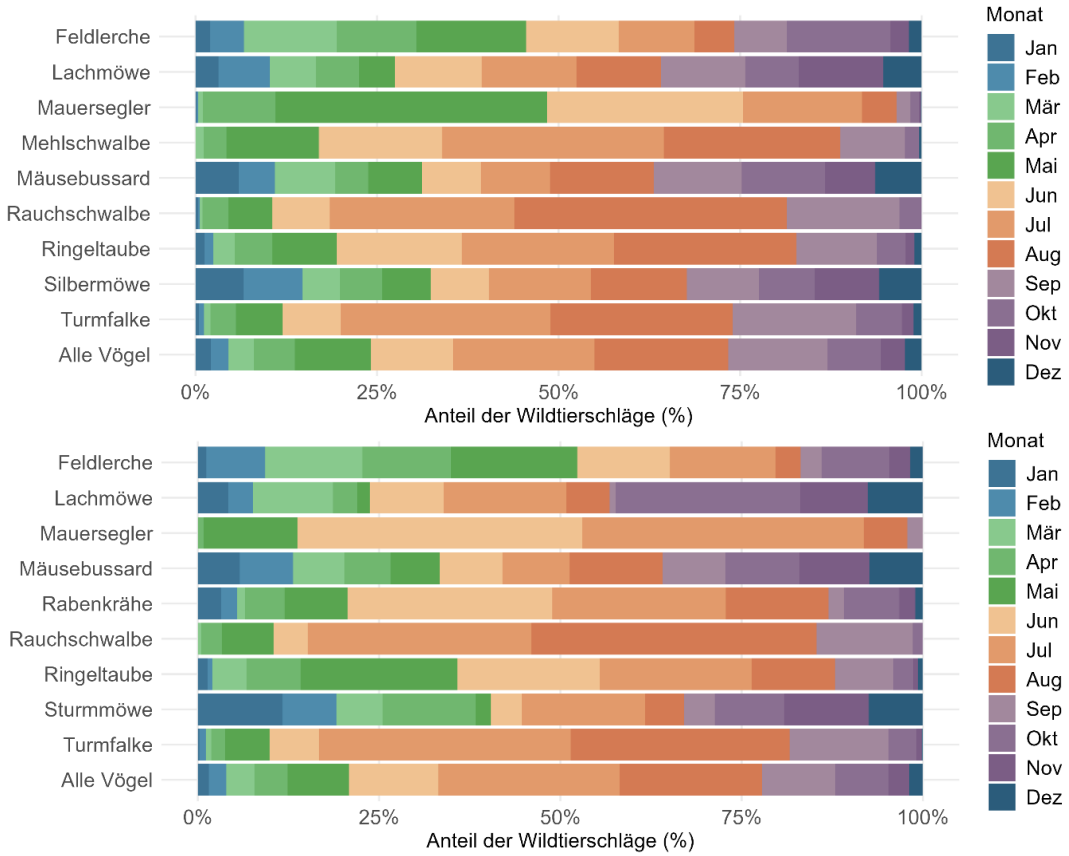

Abbildung 6: Verteilung der Wildtierschläge Europas (oben) und Deutschlands (unten) je Vogelart auf die einzelnen Monate. Dargestellt sind die häufigsten neun Vogelarten sowie die Verteilung über alle Vogelarten.

Innerhalb der europäischen Wildtierschlagmeldungen bestand ein statistisch signifikanter, aber nur schwach bis moderat ausgeprägter Zusammenhang zwischen den Faktoren Tierart und Tagesabschnitt ($\chi2 = 9.878$, df = 690, $p < 0{,}001$; Cramers V: V = 0,19). Über alle Vogelarten hinweg ereigneten sich 89 % der WS am Tag, während Nacht- und Dämmerungsanteile deutlich niedriger ausfielen (Abb. 7). Von den häufigsten neun Arten hatte die Lachmöwe mit 84 % den geringsten Anteil der Kollisionen am Tage, aber mit 11 % den höchsten nächtlichen Anteil. Die Rauchschwalbe wies mit 98 % den höchsten Anteil am Tage auf, während die Silbermöwe den höchsten Dämmerungsanteil zeigte (7 %). Innerhalb der deutschen Wildtierschläge zeigte sich ebenfalls ein

signifikanter Zusammenhang zwischen Tierart und Tageszeit ($\chi 2 = 1.628$, df = 240, $p < 0{,}001$) mit einer etwas höheren, moderaten Effektstärke (V = 0,27). Die Häufigkeit der Wildtierschläge in der Nacht und in der Dämmerung war mit 10 % bzw. 5 % etwas höher als in Gesamteuropa (Abb. 7). Im Gegensatz zu den europäischen Meldungen zeigte die Ringeltaube (*Columba palumbus*) unter den häufigsten neun Vogelarten die höchste Kollisionsrate in der Nacht (12 %) und der Dämmerung (7 %). Am Tage war es, ebenso wie in Europa, die Rauchschwalbe (93 %).

Abbildung 7: Anteil der Wildtierschläge Europas (oben) und Deutschlands (unten) je Vogelart und Tagesabschnitt (Tag, Nacht, Dämmerung). Dargestellt sind die jeweils häufigsten neun Vogelarten sowie die Verteilung über alle Vogelarten.

Die Korrelationsanalyse ergab für die europäischen Daten (N = 4.600) überwiegend schwache Zusammenhänge zwischen Flugphase, Tiergewicht sowie Anzahl gesehener und getroffener Tiere (Abb. 8a). Es bestand eine signifikante, schwach positive Korrelation zwischen Flugphase und gesehenen Tieren, während der Zusammenhang mit getroffenen Tieren nicht signifikant war (p = 0,251). Das Tiergewicht korrelierte schwach mit der Anzahl getroffener Tiere, zudem bestand ein signifikanter, schwach positiver Zusammenhang zwischen gesehenen und getroffenen Tieren. Für die deutschen Wildtierschläge (N = 1.684) zeigte sich ebenfalls eine signifikante, schwach positive Korrelation zwischen der Anzahl der gesehenen und getroffenen Tiere (Abb. 8b). Zusätzlich bestand ein schwacher Zusammenhang zwischen Gewicht und getroffenen und gesehenen Tieren und der Flugphase. Die Anzahl der gesehenen Tiere und die Flugphase zeigten ebenfalls schwach negative Korrelationen, während keine signifikante Korrelation zwischen der Flugphase und der Anzahl der getroffenen Tiere bestand.

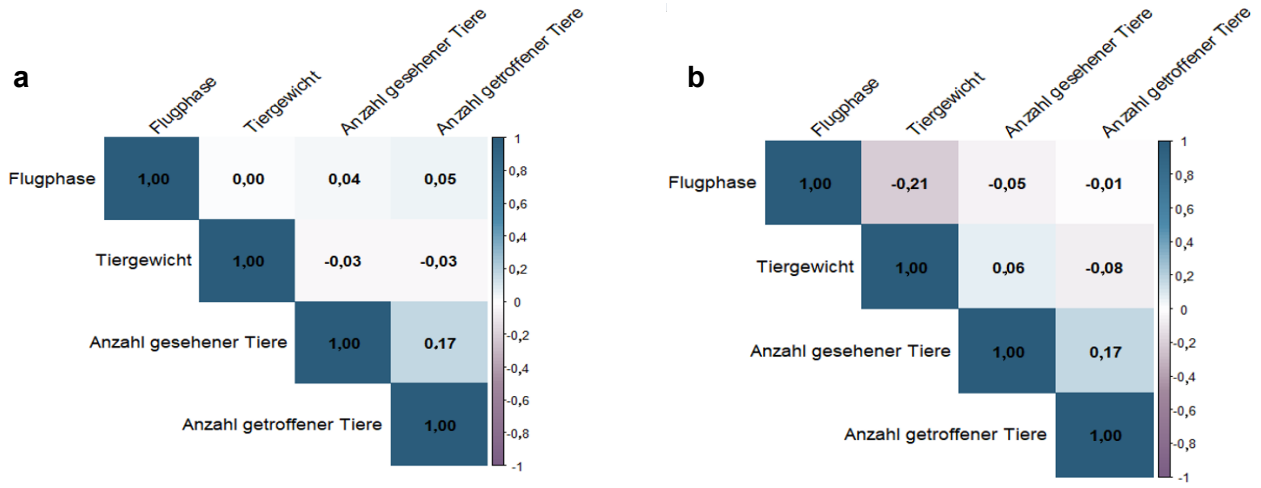

Abbildung 8: Korrelationsmatrix der untersuchten Parameter. Die Farbcodierung sowie die Zahlenwerte (0 = keine Verbindung, -1 = stark negative Verbindung, 1 = stark positive Verbindung) geben die Stärke der Korrelation an.

Prädiktoren für Schäden durch Wildtierschläge

Über den gesamten Untersuchungszeitraum (2017-2024) hinweg lag der Anteil der Wildtierschläge, der zu einem Schaden am Luftfahrzeug führte, in Europa bei durchschnittlich 4 % (n = 6.118 WS mit Schaden, N = 143.674 WS) und in Deutschland bei 5 % (n = 578, N = 11.575). Innerhalb der europäischen Wildtierschlagmeldungen lag die Schadensrate von 2017 bis 2020 bei 4 % bis 5 %, bevor sie 2021 mit 6 % (n = 811, N = 13.332) ihr derzeitiges Maximum erreichte (Abb. 9). Seit 2022 war ein Rückgang des Anteils an Wildtierschlägen mit Schäden zu verzeichnen. In Deutschland wurde im Jahr 2017 die höchste Schadensrate verzeichnet (7 %, n = 95, N = 1.363). Nach 2020 wurde ein Rückgang der Schadensrate gemeldet, welche zwischen 2021 und 2023 niedriger als die europäische Schadensrate war (Abb. 9). Das Minimum wurde 2023 mit einem Anteil von 3 % (n = 59, N = 1.776) verzeichnet. Im Jahr 2024 fand ein erneuter Anstieg auf 4 % (n = 72, N = 1.948) statt.

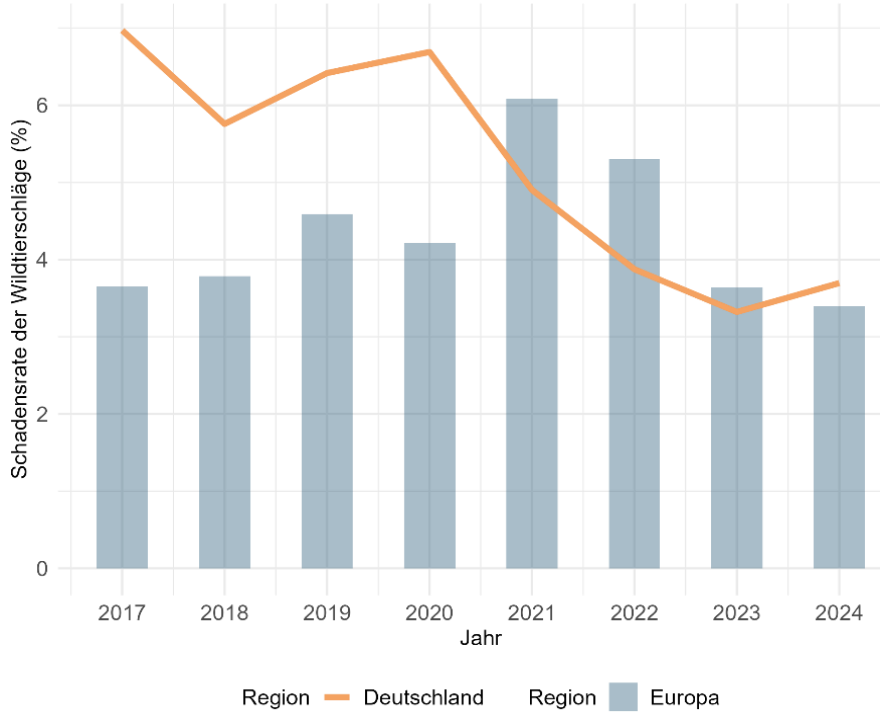

Abbildung 9: Prozentuale Schadensrate der Wildtierschläge über die Jahre 2017 bis 2024 für Europa und Deutschland.

Insgesamt wurden über die Untersuchungsjahre hinweg in Europa 61.400 Treffer auf einzelne Flugzeugteile gemeldet, von denen 6.384 zu Beschädigungen führten. In Deutschland waren es insgesamt 8.009 Treffer mit Schäden an 621 Flugzeugteilen. Bei europäischen Wildtierschlägen wurden am häufigsten Flugzeugteile der Kategorie „Sonstiges“ getroffen (n = 9.931), danach folgten das Triebwerk (n = 8.750) und die Kategorie „Tragfläche/Rotor“ (n = 8.606, Abb. 10). Währenddessen war in Deutschland der Rumpf (n = 1.502) das meistgetroffene Teil, gefolgt von der Frontscheibe (n = 1.148) und ebenfalls Tragfläche/Rotor (n = 1.126). Die Lampen wurden in Europa (n = 229) sowie in Deutschland (n = 30) am seltensten getroffen, zeigten bei einem Treffer jedoch die höchste Schadensrate (Abb. 10). Diese lag mit 75 % in Europa bzw. 73 % in Deutschland weit über dem Anteil an Beschädigungen anderer Flugzeugteile. Von den eindeutigen Flugzeugteilen folgten das Triebwerk und das Heck in ihrer Schadensrate. Mit 3 % die geringste Schadensrate entstand in Europa für die Frontscheibe und in Deutschland am Fahrwerk (Abb. 10).

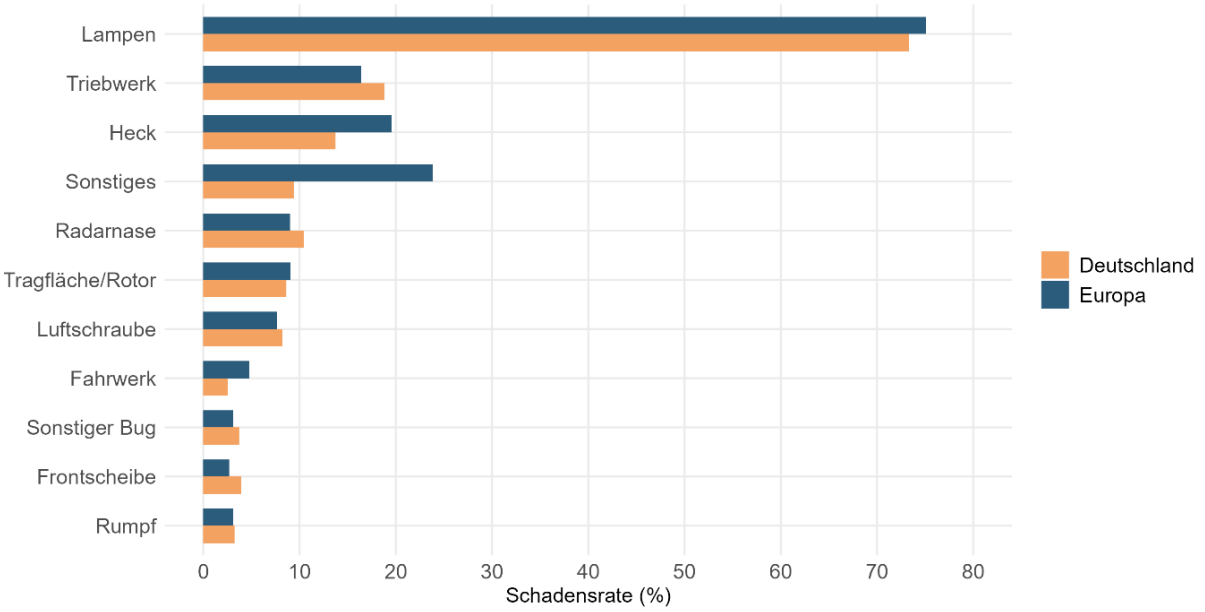

Abbildung 10: Prozentuale Schadensrate der einzelnen Flugzeugteile bei einem Wildtierschlag in Europa bzw. Deutschland.

Für den europäischen Datensatz konnten drei binäre logistische Regressionsmodelle identifiziert werden, welche als statistisch gleichwertig betrachtet werden konnten (ΔAIC < 2). Die Modelle Europa 1, 2 und 3 enthielten die Prädiktoren Flugphase, Tiergewicht, die Gruppengröße der getroffenen Tiere sowie die Interaktionseffekte zwischen Gruppengröße und Tiergewicht. Modell 1 berücksichtigte zusätzlich die Jahreszeit während der Wildtierschläge und Modell 3 Jahreszeit sowie Tageszeit. Das Modellgewicht von Europa 1 lag bei 40 %, während es für Europa 2 und 3 bei 27 % bzw. 16 % lag, weshalb die saisonale Komponente einen wichtigen Teil der Erklärungskraft ausmachte. Für den deutschen Datensatz stellten sich vier Modelle heraus, welche statistisch gleichwertig waren, wobei das Modellgewicht zwischen 25 % (Modell Deutschland 1) und 10 % (Deutschland 4) lag. Auch hier waren die Flugphase, die Gewichtskategorie, die Anzahl getroffener Tiere sowie die Jahreszeit die Hauptprädiktoren in Modell 1. Modell 3 behandelte zusätzlich noch die Tageszeit. Die Interaktion zwischen der Gruppengröße sowie der Gewichtskategorie auf die Schadenswahrscheinlichkeit konnte hier nur in Modell 4 bestätigt werden.

Die Flugphase und das Tiergewicht hatten sowohl in Europa als auch in Deutschland den stärksten Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit eines Schadens. Dabei stieg die Wahrscheinlichkeit deutlich mit dem Gewicht des Tieres an, zusätzlich war sie innerhalb des Reisefluges erhöht. Insbesondere in Europa wurde das Flugzeug zusätzlich öfter beschädigt, wenn mehrere Tiere getroffen wurden. Der Prädiktor „Jahreszeit“ in den Modellen deutet darauf hin, dass die Schadenswahrscheinlichkeit während des Sommers leicht reduziert war. Die Tageszeit und die Interaktion zwischen der Anzahl getroffener Tiere und der Gewichtskategorie zeigten keinen signifikanten Einfluss und trugen nur geringfügig zur Erklärung der Schadenswahrscheinlichkeit bei.

Zusammenhang von Vogelzählungen und Vogelschlägen

Die monatliche Vogelschlagrate lag zwischen 2017 und 2024 für 40 % der Daten (Flughäfen je Monat und Jahr) bei 0 Vogelschlägen (VS) je 10.000 Flugbewegungen, der Höchstwert lag bei 28 VS je 10.000 FB und wurde im August 2024 am Flughafen B erreicht. Der Mittelwert über alle neun Flughäfen lag im Untersuchungszeitraum bei 2 VS je 10.000 FB. Die Vögel pro Hektar wurden ebenfalls für jeden Flughafen pro Monat aggregiert und befanden sich im Mittel bei 0,59 Vögeln/ha. Am niedrigsten war der Vogelbestand je Hektar im April 2024 am Flughafen G mit 0,06 ± 0,05

Vögeln/ha (Mittelwert ± Standardabweichung, Median: 0,04 Vögel/ha), am höchsten im Juli 2019 mit 29,53 ± 0,12 Vögeln/ha (Median: 0,12 Vögel/ha) am Flughafen I.
Insgesamt zeigte sich über alle Flughäfen hinweg eine ausgeprägte Streuung der Vogelschlagraten bei vergleichbarer Vogelpräsenz (Abb. 11). Dabei traten Monate ohne Vogelschläge über den gesamten Bereich der beobachteten Vogelpräsenz auf. Für acht der neun Flughäfen ergab sich kein signifikant monotoner Zusammenhang zwischen Vogelpräsenz am Flughafen und der Vogelschlagrate, während für den Flughafen I eine moderate positive Korrelation sichtbar war (Spearman-Rangkorrelation: r = 0,46, p < 0,001, n = 95 Monate). Dabei zeigten Monate mit höherer beobachteter Vogelpräsenz am Flughafen I tendenziell höhere Vogelschlagraten.

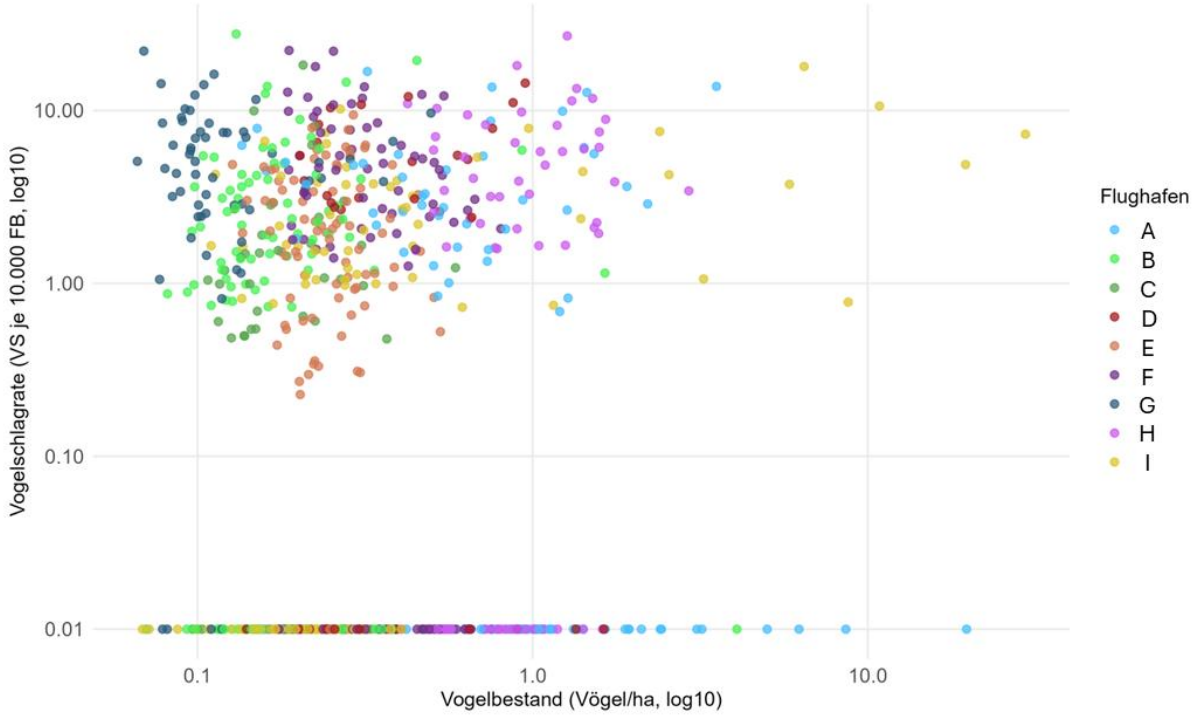

Abbildung 11: Monatlich aggregierte Vogelschlagrate (Vogelschläge je 10.000 Flugbewegungen) je Vogelbestand (Vögel/ha) auf den Flächen neun deutscher Flughäfen von 2017-2024. Für eine verbesserte Sichtbarkeit niedriger Werte wurde der Zehnerlogarithmus genutzt.

Insgesamt war der Vogelbestand in den Sommermonaten mit 0,96 Vögeln pro Hektar am höchsten, während die niedrigste Abundanz im Frühling (0,27 Vögel/ha) festgestellt wurde. Auf den Flächen konnten überwiegend Vögel der Kategorie „leicht“ (1,99 Vögel/ha) gezählt werden, seltener waren schwere (0,50 Vögel/ha) und mittelschwere (0,29 Vögel/ha) Vögel. Die Übereinstimmung der vorkommenden Vogelarten auf den Flughafenflächen und in der jeweiligen Vogelschlagstatistik variierte zwischen 14 % an Flughafen I und 39 % an Flughafen H. Die Rabenkrähe (*Corvus corone*) kam in 22 % (n = 30.961 von N = 140.394 Einzelzählungen) aller Zählungen vor und war damit am häufigsten vertreten. Bezogen auf die Individuenzahl war der Star (*Sturnus vulgaris*) mit 73 % (n = 2.205.326 von N = 3.027.466 Individuen) aller gezählten Individuen die Art mit der höchsten Abundanz auf den Flächen.

Mithilfe des GLMM konnten mögliche Zusammenhänge zwischen dem monatlichen Vogelbestand (Vögel pro Hektar) und der Vogelschlaghäufigkeit sichtbar gemacht werden (Tab. 6). Sowohl der Vogelbestand als auch das Vogelgewicht hatten keinen signifikanten Einfluss auf die Vogelschlagrate. Der Vogelzyklus zeigte dagegen einen hochsignifikanten Einfluss auf die Vogelschlaghäufigkeit an den neun Flughäfen. Im Vergleich zur Brutzeit traten während der Überwinterung signifikant weniger Vogelschläge pro Flugbewegungen auf und auch die anderen

Phasen des Vogelzyklus waren weniger schlagträchtig. Die Effekte des Vogelzyklus waren somit deutlich stärker ausgeprägt als die Effekte des Vogelgewichtes oder des Vogelbestandes. Zwischen den Flughäfen war eine leichte Varianz ersichtlich (Varianz: 0,18). Insgesamt bot das Modell jedoch nur einen geringen Erklärungswert (Nagelkerkes R^2 = 0,068).

Tabelle 6: Ergebnis des verallgemeinerten linearen gemischten Modells (GLMM), welches den Einfluss von dem Vogelbestand, Vogelzyklus und Vogelgewicht auf die Vogelschlaghäufigkeit analysierte. Mit der Brutzeit als Referenzgröße für den Vogelzyklus. Vogelbestand und Vogelgewicht wurden z-standardisiert.

Effekt	Regressionskoeffizient (β)	Standardfehler (SE)	z-Wert	P-Wert
Vogelbestand (standardisiert)	0,051	0,031	1,62	0,104
Vogelzyklus: Frühjahrszug	-0,937	0,119	-7,87	< 0,001
Vogelzyklus: Herbstzug	-0,803	0,083	-9,64	< 0,001
Vogelzyklus: Überwinterung	-0,964	0,116	-8,30	< 0,001
Vogelgewicht (standardisiert)	-0,088	0,059	-1,49	0,137

DISKUSSION

Insgesamt nahm die Wildtierschlaghäufigkeit zwischen 2017 und 2024 im Mittel sowohl in Europa als auch in Deutschland um 7 % pro Jahr zu. Der steigende Trend konnte über die Untersuchungsjahre und auch über die letzten Jahrzehnte weltweit bei Wildtierschlägen festgestellt werden (Ball et al., 2021a; Dolbeer et al., 2025; Ebert, 2016; Mendonca et al., 2017). Auch die Wildtierschlagrate folgte in dem Zeitraum einem annähernd linear ansteigenden Trend. Mögliche Gründe hierfür sind die moderneren Luftfahrzeuge, welche von Tieren aufgrund der Geschwindigkeit und verringerten Lärmemission zu spät bemerkt werden (Dolbeer, 2013; Sodhi, 2002), Verhaltensänderungen der Tiere (Dolbeer, 2011), ein Rückgang der Lebensräume von Wildtieren (Europäische Kommission, 2020) sowie eine Zunahme der flugsicherheitsrelevanten Arten (Coccon et al., 2015; Dolbeer et al., 2025). Zusätzlich wurden Meldepraktiken vereinfacht und PilotInnen und Flughafenbetreibende werden fortlaufend dafür sensibilisiert alle Wildtierschläge zu melden, wodurch die systematisch dokumentierten Fälle zunehmen. Vom Jahr 2019 auf 2020 war ein Rückgang der Fallzahlen um 56 % in Europa und um 43 % in Deutschland festzustellen. Da dies mit dem weltbreiten Ausbruch der COVID-19 Pandemie im Jahr 2020 zusammenfiel (WHO, o. J.), kann davon ausgegangen werden, dass die ebenfalls geringere Anzahl an Flugbewegungen 2020 aufgrund der Pandemie zu insgesamt weniger Wildtierschlägen führte. Die Ergebnisse decken sich mit Studien an US-Flughäfen: auch hier war ein deutlicher Einbruch der Wildtierschläge von 2019 auf 2020 zu erkennen und die Anzahl der Flugbewegungen nahm ebenfalls ab (Altringer et al., 2023; Dolbeer et al., 2025). Trotz der verringerten Wildtierschlaghäufigkeit folgte die Wildtierschlagrate in Deutschland weiterhin einem linearen Trend, während sie für Gesamteuropa leicht abfiel, im Jahr 2021 jedoch wieder über den Vor-Corona-Zahlen lag. Ein möglicher Grund hierfür ist die Zunahme urban lebender Vogelarten. Metz et al. (2022) fanden heraus, dass insbesondere die Wildtierschlagrate von Möwen während des Lockdowns 2021 in Folge der COVID-19 Pandemie stark angestiegen ist. Auch Feldlerchen waren während der Pandemie 2020 stärker vertreten als in den vorherigen Jahren (Ebert, 2021). Die Zunahme könnte darauf zurückgeführt werden, dass die Vögel die verlasseneren Flughäfen vermehrt als Nistplätze nutzten. Die dadurch entstandenen, noch flugunerfahreneren Nachkommen sorgten anschließend für erhöhte Wildtierschlagraten (Manenti et al., 2020; Metz et al., 2022). Angaben dazu, ob es sich bei den Wildtierschlagopfern um adulte oder Jungtiere handelt, könnten in zukünftigen Studien für detaillierte Ergebnisse sorgen.

Je Jahreszeit wurden die höchsten Wildtierschlagraten für Europa und Deutschland im Sommer festgestellt, die niedrigsten Werte im Winter. Die einzelnen Jahreszeiten unterschieden sich alle signifikant voneinander, lediglich zwischen dem Herbst und dem Frühling konnten keine Unterschiede festgestellt werden. Die Wildtierschlagraten des Vogelzyklus fielen insgesamt niedriger aus, dies lag an dem kleineren Stichprobenumfang bei gleichbleibender Anzahl an Flugbewegungen. Die saisonalen Muster des Vogelzyklus waren jedoch ähnlich zu denen der

Jahreszeiten; die Monate der Brutzeit wiesen die höchsten Wildtierschlagraten auf, die Überwinterungszeit die niedrigsten. Frühjahrs- und Herbstzug lagen dazwischen und unterschieden sich nicht signifikant voneinander. In Deutschland gab es zudem keinen signifikanten Unterschied zwischen der Überwinterungsphase und dem Frühjahrszug. Die Ergebnisse decken sich mit denen bisheriger Studien zu Wildtierschlägen in der nördlichen Hemisphäre. Während der Sommermonate bzw. in der Brutzeit sind an Flughäfen und deren Umgebung vermehrt flügge Jungvögel anzutreffen, welche nicht an den Flugverkehr gewöhnt sind und einer höheren Unfallgefahr ausgesetzt sind (Blackwell et al., 2013; Metz et al., 2020; Vaishnav et al., 2024). Zudem sorgen die längeren Tage durch vermehrte Tageslichtstunden für eine erhöhte Aktivität vieler Vogelarten (Åkesson et al., 2025; Dawson et al., 2001; Gupta et al., 2024). Auch das erhöhte Nahrungsangebot am Flughafen im Sommer lockt Wildtiere auf die Flächen. Im Herbst und Frühling sind dagegen viele Zugvögel in den Flugkorridoren der Flugzeuge unterwegs, um in südlichere Winterquartiere zu ziehen bzw. um zum Brüten zurückzukehren (Blackwell et al., 2013; Dolbeer et al., 2025; Metz et al., 2020). Zusätzlich nimmt die europaweite Individuenzahl der Vögel im Winter ab, da viele Arten in Richtung südlicher Hemisphäre ziehen (Berthold et al., 2013; Somveille, 2016), entsprechend war die Wildtierschlagrate in den kälteren Monaten am niedrigsten.

Obwohl insbesondere viele Zugvögel während der Nachtstunden aktiv sind (Alerstam, 1993), zeigten die Wildtierschläge pro Stunde Höchstwerte am Tage und die geringsten Werte in der Nacht. In Europa konnte ein starker Anstieg der Wildtierschläge mit dem Sonnenaufgang festgestellt werden, die Anzahl der deutschen Wildtierschläge folgte kurz darauf. Der Höhepunkt lag für Europa in den Morgenstunden zwischen 8 Uhr und 10 Uhr, während er für Deutschland zwischen 11 Uhr und 13 Uhr lag. Kurz vor dem Sonnenuntergang war ein Rückgang der Meldungen beobachtet werden, welche bis zum erneuten Sonnenaufgang niedrig blieben. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass viele Vogelarten überwiegend tagaktiv sind und insbesondere die Nahrungssuche vermehrt kurz nach Sonnenaufgang stattfindet (Kułaga & Budka, 2020; Randler, 2021; Ward et al., 2014). Zusätzlich konnte Schwarmverhalten, welches tendenziell eher für Kollisionen mit Luftfahrzeugen sorgt, häufiger bei tagaktiven Vögeln beobachtet werden (Beauchamp, 2013). Die Hauptursache für die hohen Zahlen in den Tagesstunden ist jedoch die erhöhte Menge an Flugverkehr zu dieser Zeit (EUROCONTROL, 2009; Metz et al., 2020) und das Nachtflugverbot vieler großer deutscher Flughäfen (Peter, o. J.). Da die Anzahl der Flugbewegungen lediglich auf Monatsebene vorlag, konnten die Wildtierschläge nicht, wie in anderen Analysen, auf die Häufigkeit der Flüge normiert werden. In weiteren Studien wäre eine entsprechende Untersuchung mit Bezug auf die Flugbewegungen sinnvoll, um die entstehenden Verzerrungen zu vermeiden.

Sowohl in Europa als auch in Deutschland fanden mindestens 90 % der Kollisionen im Untersuchungszeitraum mit Vögeln statt. Von den identifizierten Vogelarten war überwiegend der Turmfalke betroffen, dies deckt sich mit anderen europäischen Studien (Metz et al., 2022; Silaeva & Pedenko, 2023; Teunizen et al., 2025), während es in den USA häufig der Buntfalke (*Falco sparverius*), das amerikanische Äquivalent, war (Altringer et al., 2024; Dolbeer et al., 2021). Die häufigen Kollisionen mit Turmfalken sind darauf zurückzuführen, dass die Flughafenumgebung durch viele Gebäude und verlassene Nester von Rabenvögeln einen geeigneten Nistplatz darstellt (Kitowski, 2014). Zusätzlich nutzt der Greifvogel, insbesondere bei häufiger Mahd, die weiten, von Menschen unbewohnten Flächen als Jagdgebiet (Kitowski, 2014; Silaeva & Pedenko, 2023), wobei warme Luftströmungen am Flughafen den Gleitflug begünstigen (Silaeva & Pedenko, 2023). Auch der Rüttelflug, bei welchem die Vögel nahezu reglos in der Luft stehen (Videler & Groenewold, 1991) und ihre Beute beobachten, kann dafür sorgen, dass die Flugzeuge zu spät bemerkt werden und es zu einer Kollision kommt. Falknerei an Flughäfen konnte den Turmfalkenbestand in der Vergangenheit gut eindämmen (Kitowski, 2014) und könnte damit potenziell für verringerte Wildtierschlagraten sorgen.

Das mittlere Gewicht für Vögel lag bei 332 g (Deutschland) bzw. 447 g (Europa). In den USA waren seit 2010 mit 270 g bis 350 g ähnliche mittlere Werte für das Vogelgewicht zu beobachten (Dolbeer et al., 2025). Insgesamt war die Wildtierschlagrate für mittelgroße Vögel (100-800 g) am höchsten, während die Rate für leichte (< 100 g) und schwere (> 800 g) Vögel deutlich niedriger und nah beieinander lag. Eine mögliche Ursache hierfür ist, dass Wildtierschläge mit sehr kleinen, leichten Tieren häufig keinen Schaden hinterlassen und der Zusammenstoß nur vereinzelt bemerkt wird. In der Folge kommt es zu seltenerer Meldung kleiner Vogelarten. Dolbeer et al. (2025) konnten seit 2010 eine Abnahme des mittleren Gewichts der beteiligten Tiere beobachten. Dies führten sie auf eine verbesserte Meldestruktur und -quote zurück, wodurch inzwischen auch vermehrt kleine Arten dokumentiert werden (Dolbeer et al., 2025). Schwerere Vögel dagegen sind seltener und werden leichter auf dem Flughafengelände und der Umgebung entdeckt und somit eher vergrämt, wodurch die Wildtierschlagrate gesenkt wird.

Wildtierschläge mit Säugetieren waren zu über 70 % auf Kollisionen mit Feldhasen zurückzuführen. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit europäischen Auswertungen von Wildtierschlagdaten (Ball et al., 2023, 2021a; DAVVL e. V., 2024; Metz et al., 2022). Gleichzeitig existieren bislang nur wenige Studien, die sich explizit mit dem Verhalten von Hasen im Kontext von Flugplätzen oder deren Kollisionsrisiko befassen. Ein möglicher Grund hierfür ist die geografische Verteilung der bisherigen Forschung; Ein Großteil der Wildtierschlagstudien stammt aus den USA, wo überwiegend größere Säugetiere wie Hundeartige (Canidae) oder Hirsche (Cervidae) an Kollisionen beteiligt sind (Ball et al., 2021a). Es kann jedoch angenommen werden, dass der Anteil der unterschiedlichen Säugetiergruppen an Wildtierschlägen mit der lokalen Artenzusammensetzung und deren Häufigkeit zusammenhängt (Ball et al., 2021a). Dabei konnte insbesondere bei extensiver Bewirtschaftung eine deutliche Zunahme von Kollisionen mit Hasen festgestellt werden, die mit dem Flughafengelände als Lebensraum in Zusammenhang steht (Ball et al., 2021b).

Bei der Analyse der Zusammenhänge zwischen Flughöhe, Tageszeit, Monat, Tierart, Tiergewicht sowie Anzahl getroffener und Anzahl gesehener Tiere bestanden viele Korrelationen, diese waren jedoch insgesamt sehr gering ausgeprägt. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die untersuchten Faktoren nur einen kleinen Teil der Varianz beim Auftreten von Wildtierschlägen erklären. Weitere Umweltbedingungen wie Wind, Niederschlag, Temperatur und Bewölkung könnten Zusammenhänge verdeutlichen und auch Habitatstrukturen in Flughafennähe sowie das Alter und Geschlecht der Tiere könnten einen Einfluss auf verschiedene Parameter haben (Altringer et al., 2023; Dolbeer, 2006; Nilsson et al., 2021). Die Unterschiede zwischen Europa und Deutschland in der statistischen Signifikanz der Zusammenhänge sowie ihrer Effektstärke deuten darauf hin, dass es zudem länderspezifische Unterschiede gibt, die mithilfe dieser Analyse nicht vollständig erfasst werden konnten. Die Aufnahme weiterer Meldeangaben und die Untersuchung von Interaktionseffekten einzelner Parameter in multivariaten Modellen könnte zusätzliche Erkenntnisse liefern, die dem Wildtiermanagement am Flughafen bei der Eindämmung der Wildtierschläge helfen könnte.

Es konnte festgestellt werden, dass die Flugphase, das Gewicht der Tiere sowie die Anzahl der gesichteten Tiere die besten Prädiktoren für Schäden durch Wildtierschläge waren. Die Wahrscheinlichkeit eines Schadens stieg dabei während des Reisefluges, bei schweren Tieren (> 800 g) und bei mehr als zwei getroffenen Individuen. Die Ergebnisse decken sich mit denen bisheriger Studien (DeVault et al., 2016; Dolbeer et al., 2025; Metz et al., 2020). Dolbeer et al. (2025) stellten zudem fest, dass mit jeder Gewichtszunahme von 100 g die Schadenswahrscheinlichkeit des Flugzeuges beim Zusammenprall um 1 % steigt. Gründe hierfür sind insbesondere die Effekte kinetischer Energie, welche mit erhöhter Geschwindigkeit im Reiseflug und dem Gewicht der Tiere steigen (Metz et al., 2020). Vogelschwärme begünstigen dies, da sie mit zunehmender Anzahl an Individuen an Gesamtmasse zunehmen, zusätzlich ist die Wahrscheinlichkeit eines Schadens bei mehreren Vögeln erhöht. Bei der Prävention von Schäden am Flugzeug sollte in der Folge insbesondere die Vergrämung schwerer und in Schwärmen auftretender Tiere Priorität haben.

An den neun einzelnen untersuchten Flughäfen konnte kein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Anzahl der Vögel auf dem Gelände und der Anzahl der Vogelschläge festgestellt werden. Dies liegt unter anderem an der unterschiedlichen Artenzusammensetzung auf Flughafenflächen und in der Wildtierschlagstatistik. Insbesondere der in Schwärmen vorkommende Star war bei den Zählungen mit 73 % der Individuen dominierend und in der Vogelschlagstatistik mit lediglich 3 % unterrepräsentiert. Dies bestätigt, dass bei kleineren Vogelarten eine generelle Untererfassung der Kollisionen stattfindet. Auch die häufig gezählten Rabenkrähen kollidierten nur selten mit Flugzeugen. Es wird angenommen, dass ihre kognitiven Fähigkeiten sich an urbane Umgebungen anzupassen, Gefahren zu erkennen und aus Erfahrungen zu lernen (Lee & Thornton, 2021; Wink, 2022) ihnen hilft das Flughafengelände als Nahrungs- oder Bruthabitat zu nutzen, ohne mit den Luftfahrzeugen zu kollidieren. Im Gegensatz zu den Rabenvögeln, machten Greifvögel wie der Turmfalke und der Mäusebussard bei den Zählungen weniger als ein Drittel der Vogelarten aus, während sie bei Kollisionen zu über 50 % beteiligt waren. Die Ergebnisse bestätigen, dass die Unterschiede in der Artenzusammensetzung nicht nur auf die Häufigkeit des Vorkommens oder die Vogeldichte, sondern auch auf artspezifisches Verhalten zurückzuführen sind. Für die weitergehende Analyse welche Arten potenziell zu Wildtierschlägen oder Schäden am Flugzeug führen, sind daher Risikoeinschätzungen der einzelnen Vogelarten, wie der DAVVL e. V. sie für Flughäfen erstellt, essentiell (Teunizen et al., 2025; Witter, 2008). Altringer et al. (2024) fanden heraus, dass mit dem Wildtiermanagement an Flughäfen die Erfassung der Wildtierschläge verbessert wurde und infolgedessen die Anzahl der Vogelschläge stieg. Zusätzlich ist aufgrund der regelmäßigen Vogelzählungen und der kontinuierlichen Kontrolle davon auszugehen, dass potenziell vogelschlagrelevante Arten bei Sichtung zeitnah vergrämt werden, wodurch das Risiko eines Vogelschlages insgesamt reduziert wird. Es ist daher möglich, dass bei dem hohen Standard des Wildtiermanagements der Zusammenhang zwischen Vogelabundanz am Flughafen und Vogelschlagrate abgeschwächt wird. Dadurch verbleibt lediglich ein Restrisiko aus nicht vollständig kontrollierbaren Faktoren.

Insgesamt konnte festgestellt werden, dass viele unterschiedliche Interaktionen der Parameter einen Einfluss auf die Vogelschlagrate haben und der Anteil gezählter Vögel auf dem Flughafengelände nur einen geringen Teil der Varianz erklärt. Wichtige Rückschlüsse auf die Schlagwahrscheinlichkeit liefert insbesondere der Vogelzyklus, weswegen Vogelzugvorhersagen einen wichtigen Bestandteil des Wildtiermanagements an Flughäfen darstellen (Van Gasteren et al., 2019). Durch eine einheitliche Aufnahme der Uhrzeit der Vogelzählungen an Flughäfen, könnten in folgenden Studien weitere Aussagen über die Aktivitätszeiten der Vögel an Flughäfen und den Zusammenhang mit dem Zeitpunkt von Vogelschlägen getroffen werden.

LITERATURVERZEICHNIS

ADV (2025). ADV-Monatsstatistik. Arbeitsgemeinschaft Deutscher Verkehrsflughäfen e. V. https://www.adv.aero/aktuelle-verkehrszahlen/ [Zugriff am 05.12.2025]
Åkesson, S., Ilieva, M., & Bianco, G. (2025). Effects of daylength manipulation on migratory activity and fuelling in a long-distance nocturnal songbird migrant. Journal of Comparative Physiology A. https://doi.org/10.1007/s00359-025-01772-3
Alerstam, T. (1993). Bird Migration. Cambridge University Press.
Altringer, L., Begier, M. J., Washburn, J. E., & Shwiff, S. A. (2024). Estimating the impact of airport wildlife hazards management on realized wildlife strike risk. Scientific Reports, 14(1), 29018. https://doi.org/10.1038/s41598-024-79946-3
Altringer, L., McKee, S. C., Kougher, J. D., Begier, M. J., & Shwiff, S. A. (2023). The impact of the COVID-19 pandemic on wildlife–aircraft collisions at US airports. Scientific Reports, 13(1), 11602. https://doi.org/10.1038/s41598-023-38451-9
Ball, S., Caravaggi, A., & Butler, F. (2021a). Runway roadkill: A global review of mammal strikes with aircraft. Mammal Review, 51(3), 420–435. https://doi.org/10.1111/mam.12241
Ball, S., Butler, F., Caravaggi, A., Coughlan, N. E., Keogh, G., O'Callaghan, M. J. A., Whelan, R., & Kelly, T. C. (2021b). Hares in the long grass: Increased aircraft related mortality of the Irish hare (Lepus timidus hibernicus) over a 30-year period at Ireland's largest civil airport. European Journal of Wildlife Research, 67(5), 80. https://doi.org/10.1007/s10344-021-01517-y
Ball, S., Caravaggi, A., & Butler, F. (2023). Hareport hazard: Identifying hare activity patterns and increased mammal–aircraft strike risk at an International Airport. Remote Sensing in Ecology and Conservation, 9(1), 33–45. https://doi.org/10.1002/rse2.293
Bartoń, K. (2025). MuMIn: Multi-Model Inference (Version 1.48.11) [R]. https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn
Beauchamp, G. (2013). Social Predation: How Group Living Benefits Predators and Prey. Elsevier.
Berthold, P., Gwinner, E., & Sonnenschein, E. (2013). Avian Migration. Springer Science & Business Media.
Blackwell, B., Seamans, T., Schmidt, P., Devault, T., Belant, J., Whittingham, M., Martin, J., & Fernández-Juricic, E. (2013). A framework for managing airport grasslands and birds amidst conflicting priorities. United States Department of Agriculture Wildlife Services: Staff Publications. https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/1105
Brooks, M., Bolker, B., Kristensen, K., Maechler, M., Magnusson, A., McGillycuddy, M., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Bentham, K. van, Sadat, N., Lüdecke, D., Lenth, R., O'Brien, J., Geyer, C. J., Jagan, M., Wiernik, B., Stouffer, D. B., Agronah, M., … Krieger, N. (2025). glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder (Version 1.1.13) [R]. https://cran.r-project.org/web/packages/glmmTMB/index.html
Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (Hrsg.). (2002). Model Selection and Multimodel Inference. Springer. https://doi.org/10.1007/b97636
Coccon, F., Zucchetta, M., Bossi, G., Borrotti, M., Torricelli, P., & Franzoi, P. (2015). A Land-Use Perspective for Birdstrike Risk Assessment: The Attraction Risk Index. PLOS ONE, 10(6), e0128363. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128363
Cohen, J. (1988). Statistical power analysis for the behavioral sciences (2. ed., reprint). Psychology Press.
Colino-Rabanal, V. J., Langen, T. A., Peris, S. J., & Lizana, M. (2018). Ungulate: Vehicle collision rates are associated with the phase of the moon. Biodiversity and Conservation, 27(3), 681–694. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1458-x
DAVVL e. V. (2024). Jahresbericht 2024: Wildtierschlagstatistik 2024. Deutscher Ausschuss zur Verhütung von Vogelschlägen im Luftverkehr
DAVVL e. V. (2025). Downloads. Deutscher Ausschuss zur Verhütung von Vogelschlägen im Luftverkehr. https://www.davvl.de/downloads [Zugriff am 03.12.2025]
Dawson, A., King, V. M., Bentley, G. E., & Ball, G. F. (2001). Photoperiodic Control of Seasonality in Birds. Journal of Biological Rhythms, 16(4), 365–380. https://doi.org/10.1177/074873001129002079

Deutscher Wetterdienst (o. J.). Regionale Durchschnittstemperaturen Deutschlands, Monatswerte. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/regional_averages_DE/monthly/ [Zugriff am 03.12.2025]
DeVault, T. L., Blackwell, B. F., Seamans, T. W., & Belant, J. L. (2016). Identification of off airport interspecific avian hazards to aircraft. The Journal of Wildlife Management, 80(4), 746–752. https://doi.org/10.1002/jwmg.1041
Dolbeer, R. A. (2006). Height Distribution of Birds Recorded by Collisions with Civil Aircraft. Journal of Wildlife Management, 70(5). https://doi.org/10.2193/0022-541X(2006)70%255B1345:HDOBRB%255D2.0.CO;2
Dolbeer, R. A. (2011). Increasing Trend of Damaging Bird Strikes with Aircraft Outside the Airport Boundary: Implications for Mitigation Measures. Human–Wildlife Interactions, 5(2). https://doi.org/10.26077/dnvb-x958
Dolbeer, R. A. (2013). The History of Wildlife Strikes and Management at Airports. In Wildlife in Airport Environments: Preventing Animal-Aircraft Collisions through Science-Based Management. John Hopkins University Press. https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/1459/
Dolbeer, R. A., Begier, M. J., Miller, P. R., Weller, J. R., & Anderson, A. L. (2021). Wildlife Strikes to Civil Aircraft in the United States, 1990–2019. Federal Aviation Administration (FAA)
Dolbeer, R. A., Begier, M. J., Miller, P. R., Weller, J. R., & Major, W. (2025). Wildlife Strikes to Civil Aircraft in the United States 1990—2024. Federal Aviation Administration (FAA)
Ebert, J. (2016). Vogelschläge in der deutschen Zivilluftfahrt von 2011 bis 2015. Vogel und Luftverkehr, 2016(2).
Ebert, J. (2021). Skylarks as bioindicators for airports. World Birdstrike Association Virtual Conference.
EUROCONTROL (2009). Dependent on the Dark: Cargo and other Night Flights in European Airspace (Trends in Air Traffic Volume 5). https://www.eurocontrol.int/sites/default/files/publication/files/tat5-night-freight-report.pdf?utm_source=chatgpt.com
EUROCONTROL (2025). En-route IFR flights and ATFM delays (AUA) with post ops adjustments [Dataset]. https://ansperformance.eu/data/
Europäische Kommission (2020). Bericht der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat und den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss - Der Zustand der Natur in der Europäischen Union. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=COM:2020:635:FIN
Europäische Union (2014). Verordnung (EU) Nr. 139/2014 vom 12. Februar 2014 zur Festlegung von Anforderungen und Verwaltungsverfahren in Bezug auf Flugplätze gemäß der Verordnung (EG) Nr. 216/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates. https://doi.org/10.15358/9783800639366
Flade, M. (1994). Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag.
Gupta, P., Sur, S., Naseem, A., & Malik, S. (2024). Effect of Photoperiod and Illuminance on Daily Activity Patterns, Physiology, and NPY Peptide Expression in Migratory Redheaded Buntings (Emberiza bruniceps). Neuroendocrinology, 114(11), 993–1004. https://doi.org/10.1159/000540394
Jones, K. E., Bielby, J., Cardillo, M., Fritz, S. A., O'Dell, J., Orme, C. D. L., Safi, K., Sechrest, W., Boakes, E. H., Carbone, C., Connolly, C., Cutts, M. J., Foster, J. K., Grenyer, R., Habib, M., Plaster, C. A., Price, S. A., Rigby, E. A., Rist, J., … Purvis, A. (2009). PanTHERIA: A species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals. Ecology, 90(9), 2648–2648. https://doi.org/10.1890/08-1494.1
Kitowski, I. (2010). Civil and Military Birdstrikes in Europe: An Ornithological Approach. Journal of Applied Sciences, 11(1). https://doi.org/10.3923/jas.2011.183.191
Kitowski, I. (2014). The response of Eurasian kestrel Falco tinnunculus to falconry at Deblin Military Airfield, East Poland. TURKISH JOURNAL OF ZOOLOGY, 38, 298–305. https://doi.org/10.3906/zoo-1303-30
Krüger, T., & Garthe, S. (2001). FLIGHT ALTITUDES OF COASTAL BIRDS IN RELATION TO WIND DIRECTION AND SPEED. Atlantic Seabirds, 3(4).

Kułaga, K., & Budka, M. (2020). Nocturnal singing by diurnal birds in a temperate region of central Europe. Journal of Ornithology, 161(4), 1143–1152. https://doi.org/10.1007/s10336-020-01794-5
Lee, V. E., & Thornton, A. (2021). Animal Cognition in an Urbanised World. Frontiers in Ecology and Evolution, 9. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.633947
Licht, D. (2011). Statistik über die Vogelschläge der deutschen Zivilluftfahrt von 2009 bis 2010. Vogel und Luftverkehr, 31(5). https://www.davvl.de/sites/default/files/2018-07/2011_vogelschlagstatistik_2009-2010.pdf
Lislevand, T., Figuerola, J., & Székely, T. (2007). Avian Body Sizes in Relation to Fecundity, Mating System, Display Behavior, and Resource Sharing. Ecology, 88(6), 1605–1605. https://doi.org/10.1890/06-2054
Manenti, R., Mori, E., Di Canio, V., Mercurio, S., Picone, M., Caffi, M., Brambilla, M., Ficetola, G. F., & Rubolini, D. (2020). The good, the bad and the ugly of COVID-19 lockdown effects on wildlife conservation: Insights from the first European locked down country. Biological Conservation, 249, 108728. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108728
Massicotte, P., South, A., & Hufkens, K. (2025). rnaturalearth: World Map Data from Natural Earth (Version 1.1.0) [R]. https://cran.r-project.org/web/packages/rnaturalearth/index.html
Mateos-Rodríguez, M., & Liechti, F. (2012). How do diurnal long-distance migrants select flight altitude in relation to wind? Behavioral Ecology, 23(2). https://doi.org/10.1093/beheco/arr204
Mazerolle, M. J. (2025). AICcmodavg: Model Selection and Multimodel Inference Based on (Q)AIC(c) (Version 2.3-4) [Software]. https://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/index.html
Mendonca, F., Keller, J., & Wang, Y. (2017). Managing the risks: An analysis of bird strike reporting at Part 139 Airports in Indiana 2001-2014. Journal of Airline and Airport Management, 7(1), 43. https://doi.org/10.3926/jairm.82
Metz, I. C., Ellerbroek, J., Mühlhausen, T., Kügler, D., & Hoekstra, J. M. (2020). The Bird Strike Challenge. Aerospace, 7(3), 26. https://doi.org/10.3390/aerospace7030026
Metz, I. C., Giordano, M., Ntampakis, D., Moira, M., Hamann, A., Blijleven, R., Ebert, J. J., & Montemaggiori, A. (2022). Impact of COVID-19 on Aviation-Wildlife Strikes Across Europe. Human-Wildlife Interactions, 16(3).
Mo, X., Xu, J., He, M., Wang, Z., Yuan, H., Wang, Y., Wu, R., Tian, L., Chen, W., & Li, L. (2025). Landscape features outside the airport exerted direct and indirect impact on bird community characteristics inside the airport. Global Ecology and Conservation, 59, e03542. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03542
Nazarali, S., Liu, H., Syed, M., Wood, T., Asanad, S., Sadun, A. A., & Karanjia, R. (2020). Aircraft Cabin Pressurization and Concern for Non-Arteritic Anterior Ischemic Optic Neuropathy. Aerospace Medicine and Human Performance, 91(9). https://doi.org/10.3357/AMHP.5498.2020
Nilsson, C., La Sorte, F. A., Dokter, A., Horton, K., Van Doren, B. M., Kolodzinski, J. J., Shamoun-Baranes, J., & Farnsworth, A. (2021). Bird strikes at commercial airports explained by citizen science and weather radar data. Journal of Applied Ecology, 58(10). https://doi.org/10.1111/1365-2664.13971
Nouvellet, P., Rasmussen, G. S. A., Macdonald, D. W., & Courchamp, F. (2012). Noisy clocks and silent sunrises: Measurement methods of daily activity pattern. Journal of Zoology, 286(3), 179–184. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00864.x
Ogle, D. H., Doll, J. C., Wheeler, A. P., & Dinno, A. (2025). FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods (Version 0.9.6) [R]. https://CRAN.R-project.org/package=FSA
Pebesma, E., Bivand, R., Racine, E., Sumner, M., Cook, I., Keitt, T., Lovelace, R., Wickham, H., Ooms, J., Müller, K., Pedersen, T. L., Baston, D., & Dunnington, D. (2025). sf: Simple Features for R (Version 1.0-23) [R]. https://CRAN.R-project.org/package=sf
Peter, M. (o. J.). Night Flight Bans in Germany. UECNA. Abgerufen 16. Februar 2026, von https://uecna.eu/key-issues/night-flight-bans/
QGIS Development Team (2025). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project (Version 3.2.2) [Software]. https://qgis.org/

R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing (Version 4.4.2) [R]. R Foundation of Statistical Computing. https://www.R-project.org/
Randler, C. (2021). Which species discovers novel food sources first? A camera trap study in a natural environment. Avian Research, 12(1), 31. https://doi.org/10.1186/s40657-021-00269-2
RS-eco (2022). AvianBodySize: Database on Avian body sizes in RS-eco/traitdata: Easy access to various ecological trait data (Version 0.0.1) [R]. https://rdrr.io/github/RS-eco/traitdata/man/AvianBodySize.html?utm_source=chatgpt.com
Silaeva, O. L., & Pedenko, A. S. (2023). Aircraft Collisions with Birds (Orders Falconiformes and Accipitriformes). Biology Bulletin, 50(4), 656–665. https://doi.org/10.1134/S1062359023600861
Sodhi, N. S. (2002). Competition in the Air: Birds Versus Aircraft. The Auk, 119(3), 587–595. https://doi.org/10.1093/auk/119.3.587
Somveille, M. (2016). The global ecology of bird migration: Patterns and processes. Frontiers of Biogeography, 8. https://doi.org/10.21425/F58332694
South, A., Michael, S., & Massicotte, P. (2024). rnaturalearthdata: World Vector Map Data from Natural Earth Used in „rnaturalearth“ (Version 1.0.0) [R]. https://cran.r-project.org/web/packages/rnaturalearthdata/index.html
Teunizen, A. M., van Gasteren, H., & Krijgsveld, K. L. (2025). A Practical Method to Assess Bird Strike Risk in Air Operations Using a Count-Based Risk Mitigation Tool. Risk Analysis, 45(11), 3540–3553. https://doi.org/10.1111/risa.70101
Thieurmel, B., & Elmarhraoui, A. (2022). suncalc: Compute Sun Position, Sunlight Phases, Moon Position and Lunar Phase (Version 0.5.1.) [R]. https://CRAN.R-project.org/package=suncalc
Trenberth, K. E. (1983). What are the seasons? Bulletin of the Americal Meteorological Society, 64(11), 1276–1282. https://doi.org/10.1175/1520-0477(1983)064%3C1276:WATS%3E2.0.CO;2
Vaishnav, T., Haywood, J., & Burns, K. C. (2024). Biogeographical patterns in the seasonality of bird collisions with aircraft. Ecological Solutions and Evidence, 5(3), e12384. https://doi.org/10.1002/2688-8319.12384
Van Gasteren, H., Krijgsveld, K. L., Klauke, N., Leshem, Y., Metz, I. C., Skakuj, M., Sorbi, S., Schekler, I., & Shamoun-Baranes, J. (2019). Aeroecology meets aviation safety: Early warning systems in Europe and the Middle East prevent collisions between birds and aircraft. Ecography, 42(5), 899–911. https://doi.org/10.1111/ecog.04125
Videler, J., & Groenewold, A. (1991). Field Measurements Of Hanging Flight Aerodynamics In The Kestrel Falco Tinnunculus. Journal of Experimental Biology, 155, 519–530. https://doi.org/10.1242/jeb.155.1.519
Ward, M. P., Alessi, M., Benson, T. J., & Chiavacci, S. J. (2014). The active nightlife of diurnal birds: Extraterritorial forays and nocturnal activity patterns. Animal Behaviour, 88, 175–184. https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.11.024
Wei, T., Simko, V., Levy, M., Xie, Y., Jin, Y., Zemla, J., Freidank, M., Cai, J., & Protivinsky, T. (2024). corrplot: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.95) [R]. https://cran.r-project.org/web/packages/corrplot/index.html
WHO (o. J.). Coronavirus disease (COVID-19) pandemic. Abgerufen 2. Februar 2026, von https://www.who.int/europe/emergencies/situations/covid-19
Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T. L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., Dunnington, D., & Brand, T. van den. (2025). ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics (Version 3.5.2) [R]. https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html
Wink, M. (2022). Intelligence in the Animal Kingdom. In R. M. Holm-Hadulla, J. Funke, & M. Wink (Hrsg.), Intelligence—Theories and Applications (S. 87–103). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-04198-3_4
Witter, I. (2008). Experience of using bird hazard risk assessments as one component in reducing the risk from birdstrikes at 7 airports in the UK. 28th Meeting of the international bird strike committee.