

ENDBERICHT

BESTANDS- UND REPRODUKTIONSERFASSUNG
DES ROTMILANS (*MILVUS MILVUS*) IN SEINEM
VERBREITUNGSZENTRUM



SACHSEN-ANHALT



EUROPÄISCHE UNION

ELER

Europäischer Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des ländlichen Raums

HIER INVESTIERT EUROPA
IN DIE LÄNDLICHEN GEBIETE.

www.europa.sachsen-anhalt.de

Inhaltsverzeichnis

Inhalt

Einleitung	1
Projektgebiet.....	1
Methodik.....	2
Erfassungsmethode	2
Beringung.....	3
Rey-Manschette	4
Todesursachenforschung	4
Auswertung	5
Ergebnisse	9
Brutpaarzahlen/Brutbestand.....	9
Reproduktion.....	12
Verluste	14
Beringung.....	17
Rey-Manschette	18
Todesursachenforschung	20
Biotop- & Nutzungstypen	23
InVeKos-Daten	25
Diversität	28
Diskussion.....	35
Brutbestand und mögliche Einflüsse von Feldkulturen.....	35
Reproduktion.....	36
Verluste und Rey-Manschetten.....	38
Todesursachen.....	40
Schadstoffe	41
Fazit	43
Danksagung.....	44
Quellenverzeichnis	45

EINLEITUNG

Mit einer Ost-West-Ausdehnung von Portugal bis in die westlichen Randgebiete der Ukraine und Weißrussland sowie von Südschweden im Norden bis zur Nordspitze Marokkos im Süden ist das Vorkommen des Rotmilans (*Milvus milvus*) ausschließlich auf Europa beschränkt (MEBS & SCHMIDT 2014). Wobei die Vorkommen in Marokko wahrscheinlich bereits erloschen und die Brutbestände in Spanien gegenwärtig stark rückläufig sind (MATTSON et al. In prep.).

Deutschland ist mit einem Anteil von ca. 50 % des weltweiten Brutbestandes eines der Kerngebiete der Verbreitung dieser Vogelart (GEDEON et al. 2014). Innerhalb Deutschlands beherbergt das Land Sachsen-Anhalt einen Anteil von ca. 16 % am gesamtdeutschen Brutbestand (MAMMEN et al. 2014). Damit obliegt dem Land Sachsen-Anhalt eine hohe Verantwortung die Erhaltung des Rotmilans weltweit.

Der Wissenstand zu Rotmilanen ist gesamtgesehen noch als defizitär zu bezeichnen, so liegen zum Beispiel kaum Kenntnisse über die mögliche Bedeutung des Horstumfeldes für die Revierbesetzung und Reproduktion vor. Ebenso sind Verbreitungsmuster, die Ansiedlung von Jungtieren sowie die Mortalität von Jungvögeln und die Todesursachen von, besonders Nestlingen und Jungtieren, kaum bekannt. Um einen Beitrag zur Beantwortung dieser wichtigen Fragestellungen zu leisten, wurde vom Rotmilanzentrum am Museum Heineanum in den Jahren 2018 bis 2021 ein durch die EU gefördertes ELER-Projekt umgesetzt. Ziel dieses Projektes war es, auf Basis systematischer Erfassungen den jährlichen Brutbestand sowie die jährliche Reproduktion und Verluste von Nestjungen bei Rotmilanen zu quantifizieren. Eine Betrachtung der hierbei gewonnenen Daten in Verbindung mit Daten zu landwirtschaftlich angebauten Kulturen sowie Biotop- und Nutzungstypen, sollen Erkenntnisse über mögliche Einflüsse der landschaftlichen Strukturen innerhalb des unmittelbaren Horstumfeldes auf die Brutplatzwahl sowie die jeweilige Reproduktion erbringen.

PROJEKTGEBIET

Das Projektgebiet befindet sich im nordöstlichen Harzvorland im Land Sachsen-Anhalt. Es umfasst vollflächig den ungefähren Bereich zwischen der Ortschaft Huy Neinstedt im Westen und der Stadt Egeln im Osten sowie zwischen der Stadt Quedlinburg im Süden und der Stadt Oschersleben im Norden. Zusätzlich zu dieser Fläche wurden die nördlich dieses Gebietes liegenden Waldbereiche Hohes Holz und Saure Holz in die Bestandserfassung einbezogen (vgl. Abbildung 1).

Der insgesamt ca. 947 km² große Betrachtungsraum wird stark durch landwirtschaftlich genutzte Fläche geprägt (Ergebnisse der BTNT-Erfassung 2009). Baumreihen sowie verstreute kleinere und größere Feldgehölze strukturieren diese Landschaft. Mit dem Haket, dem Huy sowie dem Hohen Holz und dem Sauren Holz befinden sich vier große zusammenhängende Waldgebiete innerhalb bzw. in den Randbereichen des Projektgebietes.

Mit Halberstadt und Oschersleben befinden sich zwei größere Städte im Projektgebiet. Weitere größere und kleinere Städte und Siedlungen liegen verteilt in der Fläche.

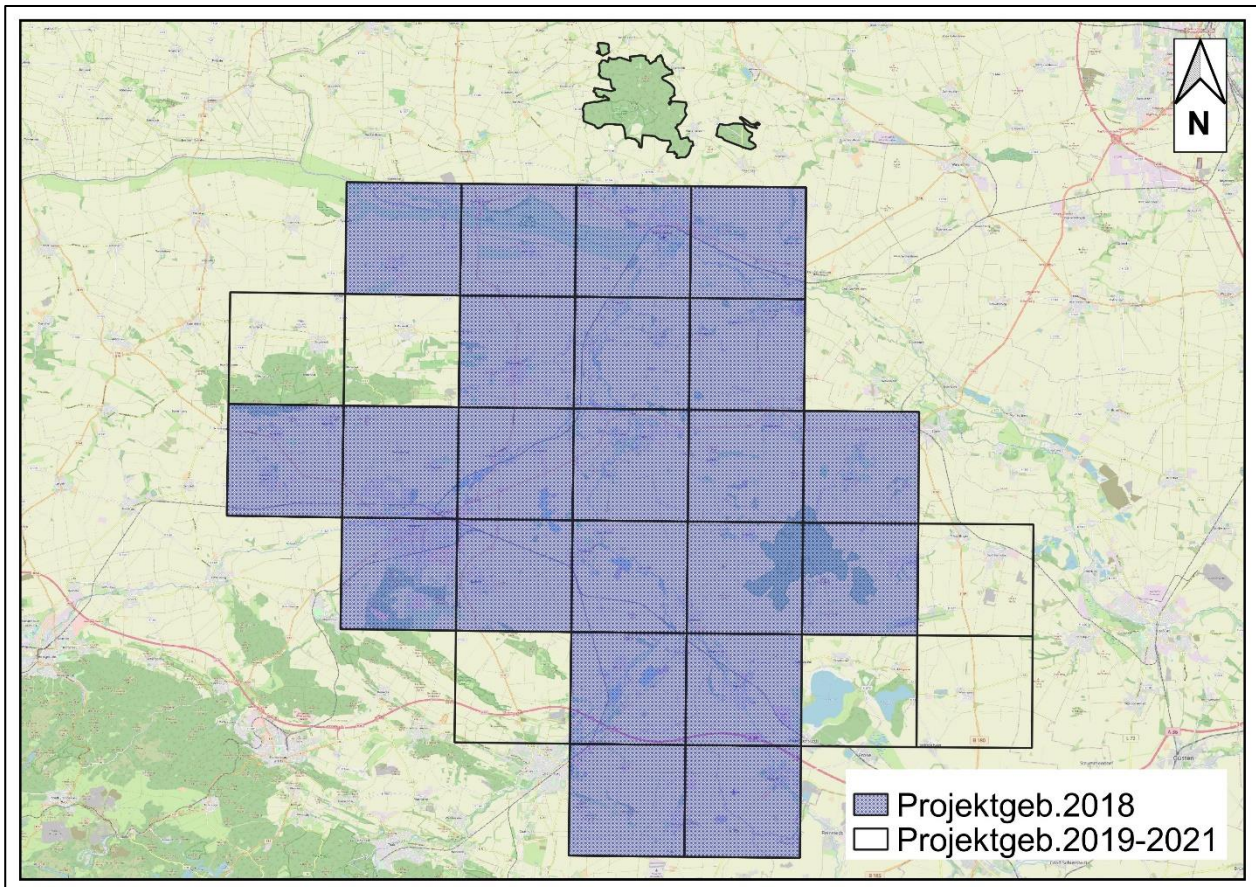


Abbildung 1: Übersicht Gesamtprojektfläche

Kartengrundlage: © OSM & Mitwirkende

Mit dem Haket sowie dem Huy wurden Brutvorkommen aus zwei EU SPA in die vorliegende Arbeit einbezogen. Ebenso befinden sich Flächen der FFH-Gebiete „Hohes Holz bei Eggenstedt“, „Großes Bruch bei Wulferstedt“, „Huy nördlich Halberstadt“, „Haket südlich Kroppenstedt“, „Harslebener Berge und Steinholz nordwestlich Quedlinburg“ sowie „Bode und Selke im Harzvorland“ innerhalb des Projektgebietes.

METHODIK

ERFASSUNGSMETHODE

In den Projektjahren 2018 bis 2021 erfolgten innerhalb des Projektgebietes jährliche Erfassungen des Rotmilan- bzw. Greifvogelbestandes. Mit der Bewilligung eines Änderungsantrages im Jahr 2019 war es möglich Daten-Nutzungsrechte von versierten lokalen Ornithologen zu erwerben, welche jährlich detaillierte Angaben zu Greifvogelvorkommen erfassen. Damit war es möglich Daten für das Jahr 2018 aus einer zusammenhängenden Fläche von ca. 704 km² und für die Jahre 2019 bis 2021 von einer Fläche mit ca. 947 km² in die Projektauswertung einfließen zu lassen.



Abbildung 2: Rotmilan am Brutstandort

Foto E. Steinborn

Die Erfassung der Brutvorkommen des Rotmilans erfolgte nach den Methodenstandards zur Brutvogelerfassung nach SÜDBECK et al. (2005), auf Messtischblatt-Quadrant-Basis mit vier Begehungen:

- Erfassung der Horste vor Laubaustrieb
- Erfassung der Revierbesetzung
- Kontrolle der Revierbesetzung
- Reproduktionskontrolle

Im Rahmen der Geländearbeit wurden mindestens folgende Parameter erhoben:

- Baumart
- Baumstandort (z.B. Baumreihe, Feldgehölz, Wald, ...)
- Größe des Horstes
- Zustand des Horstes
- Höhe des Horstes über Grund
- Lage des Horstes im Baum (Stamm, Ausleger, Kronenbereich)
- Anzahl der Jungvögel (Erfassung vom Boden aus sowie bei Beringung)
- Verhalten der Vögel

Ferner wurden Verluste sowie wenn möglich Verlustursachen von Jungvögeln während der Reproduktionsphase und der Aufzuchtzeiten notiert.

Die Erfassung erfolgte über den gesamten Projektzeitraum je Fläche (MTBQ), mit einer Ausnahme, durch den-/dieselben Bearbeiter. Im Jahr 2019 kam es auf dem MTBQ um Wulferstedt auf Grund eines Todesfalles zu einem Bearbeiterwechsel. Ab dem Jahr 2019 wurden die Erfassungen in diesem Gebiet von Herrn F. Weihe durchgeführt, welcher bisher bereits seit Jahren in den angrenzenden Messtischblattquadranten die Bestände der Greifvögel erfasste. Damit wurde, trotz dieses bedauerlichen Wechsels, die gleichbleibende Qualität der ermittelten Daten gewährleistet.

Im Rahmen der Reproduktionserfassung ist eine eindeutige Bestimmung der Jungenanzahl im Horst nicht immer gegeben. So ist der Horst z.B. durch Blattwerk nicht einsehbar oder die Nistmulde zu tief. In solchen Fällen kommt es zu Angaben einer „Von-bis-Spanne“, welche anhand von bestimmten Indizien, z.B. Schmelz, abgeschätzt wird. Bei der Auswertung der Daten werden die Angaben der Mindestanzahl verwendet.

Bei den Angaben der Gesamtreproduktionszahl sowie weiteren Angaben zur Reproduktion eines Jahres, werden, sofern nicht anders beschrieben, die summierten Minimumzahlen verwendet.

BERINGUNG

An ausgewählten Horsten erfolgte eine Beringung der Jungvögel (Juv.).

Hierbei:

- wurden Horste/Reviere bevorzugt, die in den Vorjahren bereits bearbeitet wurden;
- wurden die Horstbäume erstiegen und die Jungvögel herabgelassen.
- fand eine Markierung der Jungvögel mit individuellen Ringen der Beringungszentrale Hiddensee durch fachkundige und legitimierte Personen des Rotmilanzentrums statt.
- erfolgte die standardmäßige Erfassung verschiedener Parameter (z.B. Flügellänge, Gewicht).



Abbildung 3: Nestjunge Rotmilane bei der Beringung

(Foto E. Steinborn)

Die Ersteigung der Horstbäume erfolgte im Jahr 2018 durch die Mitarbeiter des Rotmilanzentrums. Ab der Saison 2019 wurde Herrn T. Süß von der Firma „Nordharzer Baum- & Forstservice Torsten Süß“ mit der Ersteigung der Horstbäume beauftragt.

Die Beringung der Vögel erfolgte durch Herrn E. Steinborn und Herrn M. Kolbe (Rotmilanzentrum), welche über die nötigen Fähigkeiten und Genehmigungen verfügen.

REY-MANSCHETTE



Abbildung 4: Montierte Rey-Manschette
(Foto E. Steinborn)

Ab dem Jahr 2019 wurden an ausgewählten und geeigneten Horstbäumen sogenannte Rey-Manschetten angebracht. Bei diesen Manschetten handelt es sich um 1,0 m breites transparentes Wellpolyester als Rollenware, welche das Erklettern der Horstbäume durch Landraubsäuger, vorrangig dem Waschbären verhindern. Die Auswahl der Horstbäume für Anbringen der Manschetten erfolgte abhängig von der Eignung zufällig, so wurden die Manschetten z.B. nicht zwangsweise in Gebieten mit potentiell hohen Waschbärvorkommen angebracht. Die Manschettierung erfolgte nach dem Besatznachweis an Rotmilan-Horstbäumen unabhängig vom jeweiligen Standort. Die Manschette wurde mit einem Adressaufkleber des Rotmilanzentrums sowie einem Aufkleber „Klettersperre“ versehen. Zu Projektbeginn waren einzelne Horste bereits durch Manschetten von verschiedenen vorherigen Projekte geschützt. Bei der Betrachtung der geschützten Horste wird nicht zwischen den vorhandenen und neu installierten Manschetten unterschieden. Insgesamt wurden 65 Horstbäume im Rahmen des Projektes mit Manschetten versehen.

TODESURSACHENFORSCHUNG

Neben der Ermittlung möglicher Todesursachen im Zusammenhang mit Verlusten bei Jungvögeln, wurden im Rahmen des Projektes 22 verstorbene Rotmilane im IZW (Leibniz Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin) obduziert und auf ihre Todesursache untersucht. Hierbei handelt es sich mit Ausnahme eines Nestjungen um adulte bzw. subadulte Rotmilane, welche unabhängig der Erfassungen während der Brutzeit aufgefunden wurden. Bei der Obduktion wurden sowohl Tiere begutachtet, deren Tod durch scheinbar offensichtliche Umstände eingetreten ist, als auch solche Tiere wo kein Hinweis auf eine bestimmte Todesursache vorlagen. Grund dafür war, dass zum Beispiel ein am Straßenrand aufgefundener toter Rotmilan auch auf Grund einer Vergiftung oder illegaler Nachstellung am Straßenrand verstorben sein kann. Somit kann ohne eingehende Untersuchung nicht immer ein fehlerfreier Rückschluss auf die Todesursache gezogen werden. Neben der Bestimmung der Todesursache war die Untersuchung auf anthropogen in die Umwelt eingebrachte Schadstoffe ein wesentlicher Bestandteil der Untersuchung.

Als Standarduntersuchungen wurden im Rahmen des vorliegenden Projektes folgende an frisch tot gefundenen Vögeln durchgeführt:

- Biometrie
- makroskopische Untersuchung
- röntgenologische Untersuchung
- parasitologische Untersuchung (Endo- und Ektoparasiten)
- toxikologische Untersuchung (Schwermetalle, Rodentizide, Weichmacher, Veterinär Pharmazeutika, Pflanzenschutzmittel)

Je nach Erhaltungszustand des Kadavers wurde der Untersuchungsaufwand dem jeweiligen Tier bzw. Kadaver angepasst. So ist die Biometrie, eine makroskopische, röntgenologische und einige toxikologische Untersuchungen bei nahezu jedem Erhaltungszustand möglich. Einige toxikologische Untersuchungen, können nur an frischen Organen, also an frisch tot gefundenen Tieren, durchgeführt werden. Des Weiteren wurde die Liste der untersuchten Substanzen im Projektverlauf den aktuellen Veränderungen in der Anwendungspraxis angepasst um auch aktuell genutzte Substanzen gegebenenfalls in Rotmilanen nachweisen zu können. Dementsprechend können die untersuchten Substanzen zwischen den einzelnen Tieren voneinander abweichen. Die Untersuchungen wurden vom Leibniz Institut für Zoo- und Wildtierforschung (IZW) durchgeführt. Die Analyse der Proben von Wildtieren in Bezug auf Pflanzenschutzmittel (insb. Neonikotinoide) und Rodentizide, wurde, auch auf Anregung des Rotmilanzentrums in Halberstadt, vom IZW in Zusammenarbeit mit dem Julius-Kühn-Institut, entwickelt und konnte im Rahmen des Projektes Anwendung finden.

AUSWERTUNG

Bei der Auswertung der Ergebnisse werden die Brutvorkommen sowie die Daten zu den Biotop- und Nutzungstypen (BTNT) und InVeKos-Daten für jedes Jahr einzeln betrachtet. Die Betrachtung zu den Rey-Manschetten sowie zur Beringung nestjunger Rotmilanen erfolgte hingegen zusammenfassend.

Im Rahmen der Auswertung wurden folgende gängigen brutbiologischen Parameter berechnet:

- Brutpaardichte (BP/100 km²): Mit der Brutpaardichte wird die Anzahl der Brutpaare eines bestimmten Gebietes auf eine Fläche von 100 km² berechnet. Mit dieser gängigen Größe lassen sich verschiedene Gebiete miteinander vergleichen.
- Fortpflanzungsziffer (FPFZ): Die Fortpflanzungsziffer setzt die Gesamtsumme ausgeflogener Jungvögel ins Verhältnis zu der Anzahl der Brutstandorte welche auf das Vorhandensein von Jungvögeln kontrolliert wurden (nach GEDEON 1994). Hierbei bleibt das Ergebnis der Kontrolle, ob Jungvögel vorhanden oder nicht vorhanden sind, unberücksichtigt.
- Brutgröße (BRGR): Die Brutgröße betrachtet die durchschnittliche Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro Horst, an dem mindestens ein Jungvogel erfolgreich ausgeflogen ist (nach GEDEON 1994).

Die oben beschriebenen Größen (FPFZ, BRGR) wurden für den Vergleich von Monitoringdaten, welche primär auf ehrenamtlicher Basis erhoben werden, definiert (GEDEON 1994). Bei diesen Maßzahlen wird die Anzahl nachgewiesener bzw. beringter Jungvögel mit der Anzahl ausgeflogener Jungvögel gleichgesetzt. Verluste, welche nach der Beringung oder dem Nachweis der Jungtiere auftreten, werden hierbei vernachlässigt.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden jedoch detaillierte Daten zu Verlusten bzw. Brutplatzaufgaben erhoben. Daher muss im vorliegenden Bereich eine deutliche Differenzierung zwischen der Anzahl nachgewiesener bzw. beringter Jungvögel und ausgeflogener Jungvögel getroffen werden. Diese sind im Rahmen des Projektes notwendig, um unabhängig von Verlusten eine Maßzahl dafür zu haben, wie hoch die potenziell mögliche Anzahl der Jungvögel ist, welche ein Brutpaar im jeweiligen Lebensraum bzw. Revier aufziehen könnte. Hierfür wurden folgende Maßzahlen entwickelt (die prägnantesten Unterscheidungsmerkmale werden hervorgehoben):

- Reproduktionsziffer (REPZ): setzt die Gesamtsumme aller nachgewiesenen Jungvögel ins Verhältnis zu der Anzahl der Brutstandorte, welche auf das Vorhandensein von Jungvögeln kontrolliert wurden. Im Gegensatz zur FPFZ werden hier auch die Jungvögel mit einbezogen, welche im späteren Verlauf der Brutzeit versterben, also nicht erfolgreich ausfliegen.
- Reproduktionsgröße (REGR): betrachtet die durchschnittliche Anzahl aller nachgewiesenen Jungvögel pro Horst, an dem mindestens ein Jungvogel nachgewiesen wurde. Im Gegensatz zur BRGR werden hier ebenso wie bei der REPZ, auch die im Verlauf der Brutzeit verstorbene Jungvögel einbezogen. Ebenso werden alle Horststandorte an denen mindestens ein Jungvogel ermittelt wurde einbezogen. Mit der Reproduktionsgröße ist somit die durchschnittliche maximal mögliche Reproduktion eines Jahres pro Horst ermittelbar.

Die Angabe von „ausgeflogenen Jungvögeln“ resultiert aus der Anzahl nachgewiesener Jungvögel zum spätesten Zeitpunkt vor dem Ausflug. Ob die Jungvögel wirklich erfolgreich ausgeflogen sind oder kurz vor dem Ausfliegen zu Tode kamen, ist in der Regel nicht nachweisbar. Die Angabe von ausgeflogenen Jungvögeln kann daher nur eine Annäherung an die reale Zahl der Jungvögel sein, welche den Horst erfolgreich verlassen.

Im Gegensatz zu GEDEON 1994, WEBER 2002 und anderen Literaturangaben, werden in dem hier vorliegenden Bericht Brutpaare, bei denen der Nachweis mindestens eines Jungvogels erbracht wurde, unabhängig von möglichen späteren Verlustnachweisen einzelner Individuen oder der gesamten Reproduktion, als „erfolgreiches Brutpaar“ bezeichnet.

Im vorliegenden Projekt wurde kein spezieller Untersuchungsaufbau in Bezug auf die Wirksamkeit von Rey-Manschetten durchgeführt. Bei der Auswertung der Effektivität der Rey-Manschetten wurden alle im Projektzeitraum geschützten und ungeschützten Brutvorkommen mit vertiefenden Daten aus der Brutzeit hinsichtlich vorzeitiger Brutplatzaufgabe, Verluste und möglicher Verlustursachen vergleichend betrachtet.

Zur Betrachtung der BTNT wurden die Daten von 2009 aus dem Projektgebiet genutzt. Diese wurden durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellt. Die Auswertung der BTNT erfolgte auf Basis der Kartiereinheiten nach PETERSON & LANGNER (1992).

Bei der Betrachtung der Feldfrüchte/Anbaukulturen wurden die InVeKos-Daten aus den Jahren 2017 bis 2021 genutzt, welche dem Rotmilanzenrum vom zuständigen Amt für Landwirtschaft, Flurneuordnung und Forsten (ALFF) für das Projektgebiet zur Verfügung gestellt wurden. Bei InVeKos-Daten handelt es sich um Daten zu Anbaukulturen auf landwirtschaftlichen Flächen, welche im Rahmen der Agrarförderung beim ALFF eingereicht werden.

Bei der Auswertung der BTNT sowie den InVeKos-Daten erfolgt eine flächige Betrachtung auf Basis der Messtischblattquadranten (MTBQ) sowie der Hauptaktionsradien um die nachgewiesenen Rotmilanbrutvorkommen während der Brutzeit (1.500 m nach MAMMEN et al. 2014).

Aus unterschiedlichen Gründen wie z.B. Digitalisierungsunschärfen, keiner Beantragung von Fördermitteln oder größere Flächen ohne landwirtschaftliche Nutzung z.B. Wald und Siedlungen sind die Daten zu den Feld-/Anbaukulturen (InVeKos-Daten) nicht immer vollflächig vorhanden. Im Rahmen der Auswertung der InVeKos-Daten aus den Hauptaktionsradien werden Horstradien, bei denen aus dem Großteil der Fläche (ca. 60%) keine Daten vorliegen, nicht einbezogen. Dieses betrifft überwiegend Brutvorkommen am Rande des Projektgebietes sowie Brutvorkommen in Waldbereichen. Die Brutvorkommen aus den Waldbereichen Hohes Holz und Saures Holz werden bei der Betrachtung der BTNT und der InVeKos-Daten generell nicht mit einbezogen, da hier zum einen für den überwiegenden Anteil der Radien keine InVeKos-Daten vorhanden sind (Wald) und zum anderen keine flächige Bearbeitung der MTBQ erfolgte.

Auf Grund der Vielzahl der Bewirtschaftungsformen wurden die InVeKos-Daten zu Kategorien zusammengefasst (siehe Tabelle 1). Die Einstufung orientiert sich einerseits an den Feldfrüchten selbst (z.B. Raps und Mais), andererseits werden Kulturen mit ähnlichen Wuchs- und/ oder Bewirtschaftungseigenschaften zu einer Kategorie zusammengefasst (z.B. Sommerweizen, Sommergerste = Sommergetreide). Die Zusammenfassung erfolgte hierbei unter Beachtung der ökologischen Wirksamkeit für den Rotmilan. Eine detaillierte Auflistung der verschiedenen Anbaukulturen und deren Einordnung in Kategorien ist diesem Bericht beigelegt (siehe Anhang).

Auch die Flächengrößen und/-anteile, für die keine Daten zur Bewirtschaftung bzw. Kulturen vorliegen, fließen in die Auswertung ein. Da jedoch zu diesen Flächen auf Grund der fehlenden Daten keine Aussagen zur Bedeutung für den Rotmilan gemacht werden können, wurde auf eine weitere Betrachtung verzichtet. Ebenso wurden die in den InVeKos-Daten enthaltene Angaben zu Hecken, Baumreihen und anderen Gehölzstrukturen nicht näher betrachtet, da es sich hierbei um Strukturelemente und nicht um Kulturen handelt.

Die im Rahmen des „Greening“ angerechneten Bewirtschaftungsmaßnahmen sind in den InVeKos-Daten nicht immer eindeutig als solche zu erkennen. So ist eine Unterscheidung zwischen „konventionellem“ Anbau und Anbau im Rahmen des „Greenings“ (z.B. Anbaudiversifizierung, Anbau von Zwischenfrüchten) in den vorliegenden Unterlagen nicht unbedingt klar erkennbar. Aus diesem Grund konnte bei der Betrachtung der InVeKos-Daten z.T. keine eindeutige Differenzierung zwischen „Greeningflächen“ und „konventionellen Flächen“ vorgenommen werden. Da davon ausgegangen werden kann, dass diese Unterscheidung für den Rotmilan eine eher untergeordnete Rolle spielt, wurde eine Kategorisierung der Flächen und Maßnahmen hinsichtlich des ökologischen Nutzens für den Rotmilan durchgeführt. Diese ökologisch relevanten Flächen sind demnach insbesondere die „ökologischen Vorrangflächen“. Doch auch innerhalb dieser Maßnahmen gibt es Unterschiede in der Nutzbarkeit für den Rotmilan. So wurden Flächen mit einer Nutzbarkeit für den Rotmilan in der Kategorie 1 Blühflächen, Brachen, Pufferstreifen usw. und in der Kategorie 10 Flächen mit stickstoffbindenden Pflanzen (Klee, Luzerne) sowie Grünlandflächen (Dauergrünland, Deiche) zusammengefasst. Ökologische Vorrangflächen ohne ökologischen Nutzen für den Rotmilan (Aufforstungsflächen, KUPs, Zwischenfruchtanbau) wurden in diesen Kategorien nicht berücksichtigt und fallen in die Kategorie 0 (siehe Anhang).

Tabelle 1: Zusammenfassende Kategorien der InVeKos-Daten

Kategorie	Bezeichnung
Kat 0	Sonstige Flächen (z.B. KUP) und Strukturelemente (z.B. Hecken)
Kat 1	Blühflächen/ Brachen
Kat 2	Sommergetreide
Kat 3	Wintergetreide
Kat 4	Sonstiges Getreide
Kat 5	Sonderkulturen
Kat 6	Mais
Kat 7	Hülsenfrüchte
Kat 8	Raps
Kat 9	Rüben
Kat 10	Klee, Luzerne, Grünland, Deiche
Kat 11	Kartoffeln
Kat 12	Gemüse
Kat 13	Kräuter

Bei der Auswertung der landwirtschaftlichen Flächen hinsichtlich eines Einflusses auf die Anzahl der Brutpaare oder die Anzahl der Jungvögel im Untersuchungsgebiet, wurden sowohl die o.g. Kategorien als auch die zugrundeliegenden Anbaukulturen betrachtet. Dabei wurde sowohl der Einfluss der Flächengröße der einzelnen Kulturen als auch deren Anzahl und Flächen-Verhältnis auf die Brutpaaranzahl in den verschiedenen MTBQ berücksichtigt. Um einen Einfluss auf die einzelnen Brutpaare zu detektieren, wurden zudem sowohl der Einfluss der Flächengröße der einzelnen Kulturen als auch deren Anzahlen im Verhältnis innerhalb der 1.500 m Horstradien auf die Reproduktion im jeweiligen Brutstandort betrachtet.

Zusätzlich zu diesen Prüfungen der Anbaukulturen wurden die Zusammensetzung sowie die allgemeine Strukturvielfalt (Diversität) auf den Messtischblattquadranten sowie in den Horstradien ermittelt. Hierzu wurde der Shannon-Index unter Einbeziehung der Flächengröße (g) sowie der jeweiligen Anzahl von Flächen (s) einer Kultur genutzt. Die ermittelten Diversitätsindizes (H) werden zur Prüfung möglicher Einflüsse der Vielfalt innerhalb der MTBQ auf die Anzahl der Brutvorkommen bzw. der Vielfalt innerhalb der Horstradien auf die Anzahl der Jungvögel herangezogen. Hierbei bedeutet je höher der Indexwert ist, desto höher ist die Varietät (Diversität) innerhalb einer Fläche.

Neben der rein deskriptiven Statistik, erfolgte eine statistische Auswertung der oben genannten Daten mit dem Programm R version 4.0.3 (R Core Team, 2020). Sowohl der Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung und der Strukturvielfalt auf die Brutpaaranzahl je MTBQ als auch die Zusammensetzung und Vielfalt der Landwirtschaftsflächen in den Horstradien auf die Reproduktion wurden mit verallgemeinerten linearen Modellen (glm) aus der Poisson-Familie überprüft. Die Daten wurden in R auf Über- und Unterdispersion sowie Null-Inflation getestet. Hierfür wurde das Package „pscl“ (JACKMAN 2020) verwendet. Vergleichende Boxplots wurden mit Anova oder dem Kruskal-Test überprüft. Alle Modelle wurden mit summary getestet, wobei das 95 %-Konfidenzintervall als kritisches Signifikanzlevel festgesetzt wurde (p-Wert < 0,05).

ERGEBNISSE

BRUTPAARZAHLEN/BRUTBESTAND

Aus dem Jahr 2018 liegen Daten zu insgesamt 127 Rotmilan-Brutpaaren (BP) von einer Fläche mit ca. 704 km² vor. Damit wurde eine Brutpaardichte von rund 18,04 BP/100km² erreicht.

Mit der Bewilligung des Änderungsantrages können für das Jahr 2019 aus einem Bereich von ca. 947 km² Nachweise zu insgesamt 159 Brutvorkommen (16,79 BP/100 km²) des Rotmilans in die Auswertung einbezogen werden. Bei vier dieser Nachweise handelt es sich um Revierangaben, da hier die Horststandorte (u. A. in den Sperrbereichen des Tagebaugesbietes bei Nachterstedt) nicht ermittelt werden konnten.

Für das Jahr 2020 konnten im Projektgebiet (ca. 947 km²) 166 Brutpaare des Rotmilans nachgewiesen werden (17,53 BP/100 km²). Ebenso wie im Jahr 2019 wurden zwei Brutvorkommen als Revier bestimmt, da sich die Brutstätten erneut im o.g. Speergebiet befanden.

Aus dem Jahr 2021 liegen aus der Projektfläche (947 km²) Daten zu insgesamt 192 Rotmilan-Brutpaaren sowie zwei Reviere für die Auswertung vor (20,27 BP/100 km²). Bei den beiden Revieren handelt es sich, wie bereits in den Vorjahren, um Brutreviere im Sperrgebiet des Tagebaus bei Nachterstedt. Insgesamt lag die jährlich ermittelte Brutpaardichte auf der Projektfläche über dem Wert, welcher bei der letzten landesweiten Rotmilankartierung für das nördliche Harzvorland mit 14,80 BP/100 km² (MAMMEN et al. 2014) ermittelt wurde.

Innerhalb des Projektzeitraumes (2018 – 2021) wurden insgesamt 644 Brutreviere des Rotmilans auf der Projektfläche nachgewiesen (vgl. Tabelle 2). Bei acht dieser Brutvorkommen handelt es sich um Reviere, welche sich überwiegend innerhalb der gesperrten Bereiche des Tagebaugeländes bei Nachterstedt befanden.

Tabelle 2: Brutpaarzahlen und Brutdichten je Erfassungsjahr

Jahr	Brutpaarnachweise gesamt	Brutpaardichte pro 100km ² insgesamt	Brutpaardichte pro 100km ² Fläche 2018
2018	127	18,04	18,04
2019	159	16,79	18,61
2020	166	17,53	19,32
2021	192	20,27	21,16
Gesamt	644	18,19	19,28

Während des Projektes wurde jährlich ein Zuwachs von Brutpaaren des Rotmilans auf der Projektfläche registriert. Die sprunghafte Erhöhung der Brutpaaranzahl zwischen 2018 und 2019 um 32 Brutpaare liegt vor allem in der Vergrößerung der Projektfläche von 704 km² auf 947 km² begründet. Hiermit ist auch der deutliche Unterschied der Brutpaardichten zwischen den beiden Jahren zu erklären (vgl. Tabelle 2). Vergleicht man ausschließlich die Ergebnisse der im Jahr 2018 bearbeiteten Fläche, zeigt sich jedoch auch hier ein Anstieg der Brutpaarzahlen um vier Brutpaare. Insgesamt wurden im Laufe des Projektes eine Zunahme des jährlichen Bestandes nachgewiesen (vgl. Abbildung 5 und Tabelle 3).

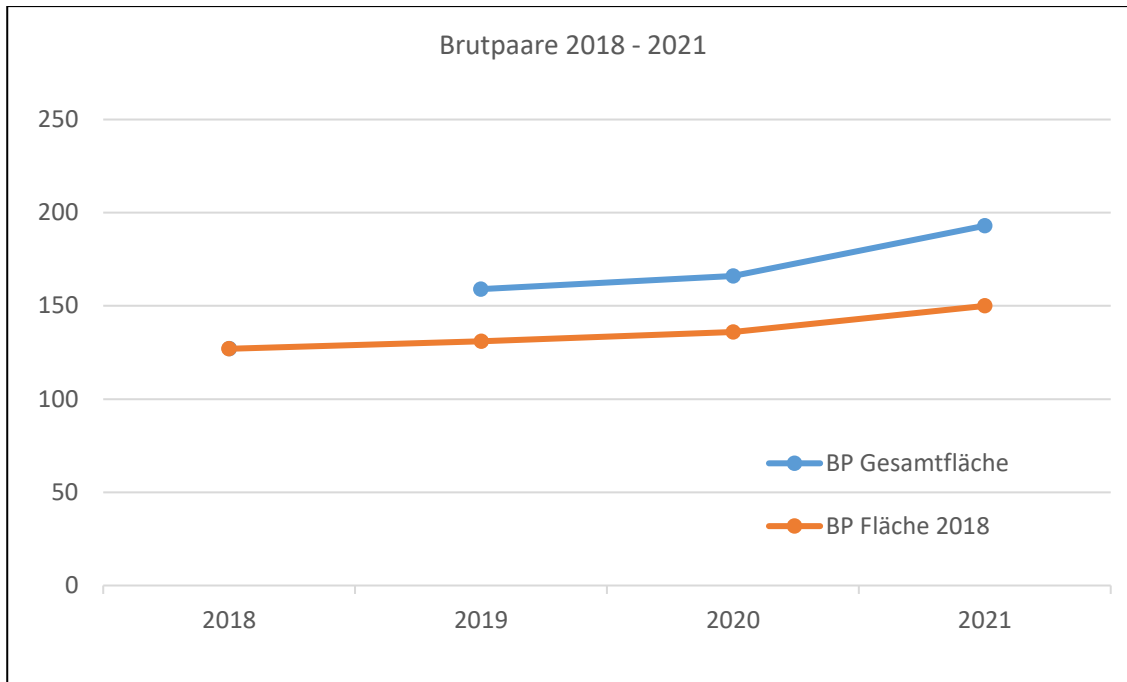


Abbildung 5: Nachgewiesene Brutpaarzahlen aus den Jahren 2018 bis 2021 im Projektgebiet sowie auf der 2018 bearbeiteten Teilfläche

So wurden, wie bereits erwähnt, auf der 2018 bearbeiteten Fläche im Jahr 2019 vier Brutpaare mehr und im Jahr 2020 weitere fünf Brutpaare mehr erfasst als im jeweiligen Vorjahr. Im Jahr 2021 kam es mit 13 Brutpaare mehr im Vergleich zum Vorjahr zu einem deutlichen Sprung nachgewiesener Brutvorkommen innerhalb des 2018 bearbeiteten Gebietes.

Betrachtet man die Brutpaarzahlen des Gebietes für das flächendeckende Daten ab dem Jahr 2019 vorliegen (947 km²), so wurden hier Zunahmen um sieben (von 2019 zu 2020) und um 26 (von 2020 zu 2021) Brutpaare ermittelt (vgl. Tabelle 3).

In der Tabelle 3 sind die Brutpaarzahlen je Erfassungsjahr und MTBQ sowie die Differenzen zwischen den Jahren dargestellt. Die Unterschiede der Brutpaarzahlen je MTBQ werden farbig hervorgehoben, wobei grün eine Zunahme, rot eine Abnahme und farblos keine Unterschiede bedeutet. Bei den grau hinterlegten Felder handelt es sich um Brutpaarzahlen von im Jahr 2018 nicht bearbeitet Flächen. Es ist erkennbar, dass es bei allen Flächen zwischen den einzelnen Erfassungsjahren Unterschiede in der Anzahl der Rotmilanbrutpaare gibt. Ebenso zeigt die Tabelle, dass es auf keinem MTBQ zu einer kontinuierlichen Zu- oder Abnahme der Brutbestände gekommen ist.

Tabelle 3: Verteilung der Brutvorkommen auf den Messtischblattquadranten im Projektgebiet nach Jahren sowie Angaben von Brutpaarzu- und -abnahmen im Vergleich zum Vorjahr

MTBQ	Anzahl BP pro Jahr				Differenz zwischen den Jahren		
	2018	2019	2020	2021	2018/2019	2019/2020	2020/2021
3932/3	10	11	14	14	1	3	0
3932/4	4	2	5	10	-2	3	5
3933/3	6	5	3	3	-1	-2	0
3933/4	6	3	4	7	-3	1	3
4031/2	-	5	5	7	5	0	2
4031/4	3	3	2	3	0	-1	1
4032/1	-	3	4	4	3	1	0
4032/2	4	2	6	4	-2	4	-2
4032/3	17	12	15	13	-5	3	-2
4032/4	5	7	4	5	2	-3	1
4033/1	9	7	8	9	-2	1	1
4033/2	5	8	9	9	3	1	0
4033/3	5	8	9	9	3	1	0
4033/4	4	4	5	2	0	1	-3
4034/3	5	6	4	6	1	-2	2
4132/1	6	10	10	10	4	0	0
4132/2	3	4	6	4	1	2	-2
4132/4	-	3	3	8	3	0	5
4133/1	6	8	5	7	2	-3	2
4133/2	4	3	3	3	-1	0	0
4133/3	8	9	6	8	1	-3	2
4133/4	5	4	5	6	-1	1	1
4134/1	8	7	6	8	-1	-1	2
4134/2	-	3	0	8	3	-3	8
4134/3	-	3	4	3	3	1	-1
4134/4	-	2	4	4	2	2	0
4233/1	3	7	5	8	4	-2	3
4233/2	1	1	2	1	0	1	-1
HSH	-	9	10	9	9	1	-1
Summe	127	159	166	192	(32)	7	26
Summe Fläche 2018	127	131	136	149	4	5	13

HSH= Hohes Holz und Saures Holz; grau= 2018 nicht erfasst; weiß= keine Bestandsänderung; grün= Bestandszunahme; rot= Bestandsabnahme)

Wie der Tabelle 3 zu entnehmen ist, schwanken die Bestände auf den einzelnen MTBQ im Projektgebiet von Jahr zu Jahr überwiegend um ein bis zwei Brutpaare. In einzelnen MTBQ sind jedoch auch jährliche Schwankungen von bis zu fünf Brutpaaren bzw. maximal acht Brutpaaren nachgewiesen worden.

Hervorzuheben sind, im Zusammenhang mit dem deutlichen Zuwachs im Jahr 2021 die MTBQ 4134/2 und 3932/4. Auf dem MTBQ 4134/2 (Cochstedt Nord-Ost) wurden im Jahr 2019 drei Brutpaare nachgewiesen. Im Folgejahr (2020) fehlte der Rotmilan gänzlich auf diesem MTBQ. Im Jahr 2021 wurden hier wiederum acht Brutpaare erfasst. Auf dem MTBQ 3932/4 (Hadmersleben Süd-Ost) lag die Anzahl an Brutpaaren im Jahr 2019 um zwei Brutpaare geringer als im Vorjahr. Im Jahr 2020 wurde wiederrum ein Zuwachs von drei und im Jahr 2021 ein weiter Zuwachs um fünf Brutpaare verzeichnet. Damit waren auf diesen beiden Messtischblattquadranten zusammen fast die Hälfte der Zuwächse zwischen den Ergebnissen aus 2020 und 2021 anzutreffen.

REPRODUKTION

Im Rahmen des Projektes konnten an insgesamt 556 Horststandorten vertiefende Daten aus der Brutzeit (nach der Revierbesetzung) erhoben werden. Es liegen Daten von insgesamt 776 Jungvögeln aus 438 Horsten vor. Bei 118 dieser Horste kam es bereits vor dem Nachweis einer Reproduktion zu einer Brut(platz)aufgabe.

Aus dem Jahr 2018 liegen zu 91 Horststandorten Angaben aus der weiteren Brutzeit vor.

Insgesamt wurde an 71 Standorten eine Reproduktion nachgewiesen. An den 20 weiteren Standorten konnten keine Jungvögel nachgewiesen werden (erfolglos). Die nachgewiesene Anzahl von Jungvögeln beträgt 129 Individuen (Ind.).

Aus dem Jahr 2019 liegen zu 142 Brutstandorten vertiefende Daten aus der Brutzeit vor, von denen bei 107 eine Reproduktion mit insgesamt 189 Jungvögeln ermittelt wurde.

Vertiefende Daten zum weiteren Reproduktionsgeschehen konnten im Jahr 2020 an insgesamt 151 Brutstandorten erhoben werden. Bei 30 dieser Horste verlief die Reproduktion erfolglos und es wurde kein Nachweis von Jungvögeln erbracht. Bei den 121 Brutstätten mit Reproduktionserfolg wurden insgesamt 215 Jungvögel nachgewiesen.

Im Jahr 2021 konnten an 172 Standorten vertiefende Daten zum weiteren Reproduktionsgeschehen erhoben werden. Bei 33 dieser Horste verlief die Reproduktion erfolglos und es wurden keine Nachweise von Jungvögeln erbracht. Bei den 139 Brutstätten mit Reproduktionserfolg wurden insgesamt 243 Jungvögel nachgewiesen. Die Ergebnisse der Reproduktionserfassungen werden in der Tabelle 4 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 4: Ergebnisse Reproduktionserfassungen im Projektzeitraum

Jahr	Horste mit vertiefenden Daten	Horste mit Rep.-nachweisen	Brutaufgabe/-verlust vor Rep.-nachweis	Summe Jungvögel
2018	91	71	20	129
2019	142	107	35	189
2020	151	121	30	215
2021	172	139	33	243
Gesamt	556	438	118	776

In allen Erfassungsjahren kam es an einzelnen Standorten zu einer Aufgabe des Horstes bevor ein Nachweis einer Reproduktion erbracht werden konnte. Die Ursachen dieser insgesamt 118 Brutplatz-aufgaben konnten nicht ermittelt werden. Der prozentuale Anteil dieser Aufgaben pro Jahr lag zwischen rund 19 und 25 % (vgl. Tabelle 5). Im Mittel konnte an rund 22 % aller erfassten Rotmilan-Horste nach der Besetzung kein Brutgeschehen nachgewiesen werden.

Tabelle 5: Anzahl und prozentuale Anteile Brut-/Brutplatzaufgaben vor dem Nachweis einer Reproduktion im Rahmen des Projektes

Jahr	Anzahl Brut-(platz)-Aufgaben vor Rep.-Nachweis	Anteil an Horste mit vertiefenden Daten (in %)
2018	20	21,98
2019	35	24,65
2020	30	19,87
2021	33	19,19
Gesamt	118	21,42

Von 438 Brutvorkommen liegen Nachweise einer Reproduktion vor. Diese Brutpaare werden als erfolgreich gewertet. Insgesamt konnten an diesen Standorten 776 Jungvögel (Juv.) ermittelt werden. Die Reproduktionsziffer (REPZ) gibt die durchschnittliche Anzahl an Jungvögeln pro Horst an, welcher nach der Besatzkontrolle weiter untersucht wurde (Horst mit vertiefenden Daten). Hierzu zählen auch Horste, die kontrolliert wurden, aber ohne Reproduktionsnachweis blieben. In den Erfassungsjahren lag dieser Wert je Jahr zwischen 1,3 und 1,4 Juv. pro Horst. In der Tabelle 6 werden die jährlich ermittelte Anzahl der Jungvögel sowie Reproduktionsziffer zusammengefasst.

Tabelle 6: Anzahl ermittelter Jungvögel sowie die Reproduktionsziffer (REPZ : Gesamtanzahl Juv./ Horste mit vertiefenden Daten) pro Jahr

Jahr	Anzahl Jungvögel	REPZ
2018	129	1,42
2019	189	1,33
2020	215	1,42
2021	243	1,42
Gesamt	776	1,40

Bei den Horsten mit einer nachgewiesenen Reproduktion wurde in allen Erfassungsjahren in der Mehrzahl der Horste zwei Jungvögel nachgewiesen. Der jeweilige Anteil betrug zwischen 44 % und 55 % aller Standorte mit Reproduktionsnachweis. Mit Anteilen zwischen 30 % und 39 % wurden Horste mit einem Jungvogel am zweithäufigsten nachgewiesen. Horste mit drei Jungvögeln traten im Projektzeitraum in deutlich geringerer Anzahl auf. Ein Horst mit vier Jungvögeln wurde lediglich einmal im Jahr 2020 nachgewiesen.

Die Tabelle 7 stellt die Verteilung der Reproduktionsklassen für Brutpaare mit Reproduktionsnachweisen in den untersuchten Jahren sowie zusammenfassend für den gesamten Projektzeitraum dar.

Tabelle 7: Brutvorkommen nach Reproduktionsklassen und Erfassungsjahr

Reproduktionsklassen erfolgreicher Brutpaare	Anzahl BP 2018	%	Anzahl BP 2019	%	Anzahl BP 2020	%	Anzahl BP 2021	%	Gesamtanzahl BP	Anteil an Gesamt BP in %
1 Juv.	22	30,99	42	39,25	46	38,02	53	38,13	162	37,07
2 Juv.	40	56,34	48	44,86	57	47,11	68	48,92	213	48,74
3 Juv.	9	12,67	17	15,89	17	14,05	18	12,95	61	13,96
4 Juv.	-	-	-	-	1	0,83	-	-	1	0,23
Anzahl BP gesamt	71		107		121		139		438	

VERLUSTE

An 41 von 438 Horsten mit einem Reproduktionsnachweis wurden im Verlauf der Brutzeit Verluste von insgesamt 53 Jungvögeln ermittelt. Hierbei handelt es sich sowohl um Verluste der gesamten Reproduktion (Komplettverluste) als auch um Verluste einzelner Jungvögel in Horsten in denen später mindestens ein Jungvogel erfolgreich ausflog (Teilverluste).

Im Jahr 2018 betrug die Anzahl nachgewiesener Brutstandorte mit Komplettverlusten neun, was einen Anteil von rund 9,9 % an den Standorten mit nachgewiesener Reproduktion ergibt. An zwei weiteren Standorten wurde der Verlust von je einem Jungvogel ermittelt, wobei weitere Juv. im Horst verblieben. Diese Teilverluste stellen rund 3,1 % der Gesamtanzahl der Horste an denen erfolgreich Jungvögel ausflogen. Der Anteil von Horsten mit erfolgreichen Ausflügen (inkl. Teilverluste) betrug 2018 rund 91,6 % aller Horste mit Reproduktionsnachweisen.

Im Jahr 2019 betrug der Anteil an Horsten mit Ausflügen ebenfalls rund 91,6 % und wie im Vorjahr waren an rund 3,1 % dieser Standorte (3 Horste) Teilverluste zu verzeichnen. An neun Standorten (ca. 8,4 %) kam es zu Komplettverlusten der Reproduktion.

Im Jahr 2020 lag der Anteil an Komplettverlusten mit ca. 6,6 % unter dem Wert der Vorjahre, der Anteil von Teilverlusten an den Horsten mit Ausflügen lag jedoch mit 5,3 % (6 Standorte) über den Werten aus 2018 und 2019. Mit 113 Horsten lag der Anteil an Standorten mit Ausflügen bei rund 93,4 %, also auch geringfügig höher als in den Vorjahren. Im Jahr 2021 wurden an fünf Standorten Komplettverluste ermittelt, was einen Anteil von ca. 3,6 % ausmacht. Horste an denen erfolgreiche Ausflüge stattfanden nahmen damit einen Anteil von 96,4 % (134 Standorte) ein. An einem dieser Standorte wurde der Verlust eines Jungvogels eines Dreiergeleges nachgewiesen (vgl. Tabelle 8).

Tabelle 8: Zusammenstellung der Verluste an Horststandorten mit nachgewiesener Reproduktion und Individuenverlusten

	2018	2019	2020	2021	Gesamt
Anzahl Komplettverluste	7	9	8	5	29
Anteil Komplettverluste an Horsten mit Rep.-Nachweis (in %)	9,86	8,41	6,61	3,59	6,62
Horste mit Ausflügen	65	98	113	134	410
Anteil Horste mit Ausflügen an Horsten mit Rep.-nachweis (in %)	91,55	91,59	93,39	96,40	93,61
Anzahl Teilverlusten	2	3	6	1	12
Anteil Teilverluste an Horsten mit Ausflügen (in %)	3,08	3,06	5,31	0,75	2,93
Anzahl Individuennachweise	129	189	215	243	
Anzahl Individuenverluste	10	12	19	12	
Anteil Individuenverluste an Gesamtnachweisen Juv (in %)	7,75	6,35	8,84	4,94	

Die Anzahl der Individuenverluste pro Jahr lag in allen Jahren mindestens bei zehn Individuen. Im Jahr 2018 wurden insgesamt zehn Individuenverluste ermittelt. In den Jahren 2019 und 2021 waren es zwölf und im Jahr 2020 19 Verluste von Jungvögeln. Die nachgewiesenen Anteile der Individuenverluste an der Gesamtzahl der Jungvögel des jeweiligen Jahres betrug zwischen rund 4,9 % und rund 8,8 % (vgl. Tabelle 8).

Die Ursachen der Verluste konnten überwiegend nicht ermittelt werden. Lediglich in Einzelfällen konnte die Todesursache klar benannt werden. Hierbei handelte es sich zum einen um den ersten

Jungvogel eines Dreiergeleges im Jahr 2021. Dieser schlüpfte einige Zeit vor den anderen Jungvögeln und wurde von den Elterntieren nicht gefüttert. Die Fütterungsaktivitäten der Alttiere startete erst mit dem Schlupf der beiden weiteren Küken. Diese Beobachtungen konnte im Rahmen eines Projektes des Rotmilanzentrums mit einer Kamera am Horst dokumentiert werden. Ebenso kam es im Jahr 2021 im Projektgebiet zum Tod des weiblichen Alttieres eines Brutpaares, was das Verhungern der gesamten Brut (2 Ind.) nach sich zog.

Des Weiteren kam es im Jahr 2020 zu Verlusten von fünf Jungtieren aus zwei Horsten nördlich von Gröningen (MTBQ 4033/3). Hier ist zumindest für zwei Tiere eine Prädation durch Habichte (*Accipiter gentilis*) sicher belegt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die weiteren Verluste aus diesen Horsten ebenfalls dem Habicht zuzuschreiben sind. Drei der Jungtiere waren mit Satelliten-Telemetriesendern ausgestattet, wodurch der Verbleib der Tiere ermittelt werden konnte. Die Reste von zwei Jungtieren wurden unweit des Habicht-Brutbaumes als Rupfungen geborgen. Einer an einem Futterübergabepplatz und der Weitere direkt unterhalb des Habichthorstes.

Die 41 Standorte mit Verlustnachweisen von Jungvögeln stellen ca. 9 % aller Rotmilanbrutvorkommen mit Nachweisen einer Reproduktion dar.

An 29 dieser Standorte (70,73 %) kam es zu einem Verlust der gesamten Reproduktion. An den übrigen 12 Standorten wurde der Verlust von mindestens einem Jungvogel ermittelt, wobei jedoch weitere Jungvögel später erfolgreich den Horst verließen.

An insgesamt acht Standorten (ca. 22%) mit Verlusten ist, aufgrund von Kletterspuren am Stamm des Baumes und/oder Fund eines Risses (inkl. der oben beschriebenen Prädationen durch Habichte) von einer Prädation auszugehen. Der Anteil dieser Standorte an der Gesamtzahl von Standorten mit Verlusten beträgt 22,2 %.

An den weiteren 28 Standorten (77,8 %) konnten die Verlustursachen nicht ermittelt werden (vgl. Tabelle 9).

Tabelle 9: Verluste und Verlustursachen

	Brutpaare	Anteile
Brutpaare mit Reproduktionsnachweisen	438	
Gesamtanzahl Standorte mit Verlusten	41	9,36 % an BP mit Rep.-Nachweisen
Brutpaare mit Komplettverlust	29	70,73 % an Gesamtzahl Standorte mit Verlusten
Brutpaare mit Teilverlusten	12	29,27 % an Gesamtzahl Standorte mit Verlusten
Brutpaare mit Ausflügen	402	91,78 % an BP mit Rep.-Nachweisen
Verluste durch Prädation	8	22,22 % an Gesamtverlusten
Verlustursache unklar	28	77,78 % an Gesamtverlusten
	Individuen	Anteile in %
Gesamtzahl Individuen	775	
Gesamtindividuenverluste	51	6,58 % an BP mit Rep.-Nachweisen
Ind.-Verluste bei Komplettverlust	39	76,47 % an Gesamt-Individuenverluste
Ind.-Verluste bei Teilverlusten	12	23,53 % an Gesamt-Individuenverluste
Erfolgreiche ausgeflogene Ind.	726	93,68 % an Gesamtindividuenzahl
Verluste durch Prädation	15	29,41 % an Gesamtzahl Individuenverluste
Verlustursache unklar	36	70,59 % an Gesamtzahl Individuenverluste

An den insgesamt 438 Standorten mit Reproduktionsnachweisen konnten 775 Jungvögel ermittelt werden, von denen 51 (ca. 6,6 %) später als Verlust verzeichnet wurden.

76 % (39 Ind.) aller ermittelten Individuenverluste standen im Zusammenhang mit Komplettverlusten der Reproduktion an dem entsprechenden Brutstandort. Der Anteil der Individuenverluste bei Teilverlusten der Reproduktion beträgt rund 24 % (12 Ind.). Die Teilverluste traten sowohl an Horsten mit zwei Jungvögeln (5 Standorte) sowie an Horsten mit drei Jungvögeln (sieben Standorte) auf. Es wurde hierbei in jedem Horst jeweils der Verlust eines Jungvogels registriert.

Bei 15 Individuenverlusten (rund 29 % aller Verluste) ist eine liegt eine Prädation nahe bzw. wurde diese nachgewiesen. Bei den weiteren rund 71 % der Individuenverluste (36 Ind.) ist die Verlustursache unbestimmt (vgl. Tabelle 9).

Die Fortpflanzungsziffer, also die durchschnittliche Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro näher kontrolliertem Horst ohne Berücksichtigung der Verluste in der späten Nestlingszeit, betrug auf den gesamten Projektzeitraum gesehen rund 1,3.

Mit der Reproduktionsgröße (REGR) wird die durchschnittliche Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro Horst mit nachgewiesener Reproduktion ermittelt. Bei diesem Wert werden die Individuenverluste beachtet, jedoch die Brut-/Brutplatzaufgaben vor dem Nachweis einer Reproduktion nicht mit einbezogen. Die Reproduktionsgrößen lagen in den Erfassungsjahren zwischen 1,62 und 1,65.

Die Brutgröße (BRGR) gibt an, welche Anzahl von Individuen pro Brutstandort ausflogen. Hierbei werden sowohl die Brut-/Brutplatzaufgaben als auch die Standorte mit Komplettverlusten nicht in die Berechnung einbezogen. Auf der Projektfläche verließen demnach in den Jahren 2018 bis 2021 zwischen 1,7 und 1,8 Jungvögel pro Horst erfolgreich den Brutstandort. Über den gesamten Projektzeitraum flogen je Standort, an dem Ausflüge registriert wurden, durchschnittlich 1,7 Jungvögel pro Horste aus.

Tabelle 10: Ermittelte durchschnittliche Bruterfolge pro Horst (FPFZ= ausgeflogene Ind./Horst mit vertiefenden Daten zum Brutverlauf; REPZ= nachgewiesene Juv./Horst mit vertiefenden Daten zum Brutverlauf; REGR= ausgeflogene Ind./Horst mit Reproduktionsnachweis; BRGR= ausgeflogener Ind./erfolgreiche Brutpaare)

	2018	2019	2020	2021	Gesamt
Individuennachweise	129	189	215	243	776
ausgeflogener Individuen	119	177	196	231	723
Horste mit vertiefenden Daten	91	142	151	172	556
Horste mit Rep.-Nachweisen	71	107	121	139	438
Horste mit Ausflügen	65	98	113	134	410
Fortpflanzungsziffer (FPFZ)	1,31	1,25	1,29	1,34	1,30
Reproduktionsziffer (REPZ)	1,42	1,33	1,42	1,42	1,40
Reproduktionsgröße (REGR)	1,65	1,65	1,62	1,66	1,65
Brutgröße (BRGR)	1,83	1,81	1,73	1,73	1,76

BERINGUNG

Das Projekt beinhaltete die Beringung von Rotmilan-Jungtieren. Anhand dieser individuellen Kennzeichnung mit Ringen der Beringungszentrale Hiddensee, lassen sich bei Wiederfinden der Tiere ggf. Rückschlüsse auf beispielsweise die Ausbreitung, Todesursachen sowie Altersstrukturen von Rotmilanpopulationen ziehen.

In der Tabelle 11 **Fehler! Es wurde kein Textmarkenname vergeben.** werden die Beringungszahlen der Jahre 2018 bis 2021 zusammenfassend dargestellt. Die Beringung erfolgte an ausgewählten Horsten, vorrangig an Standorten, an denen auch in den Vorjahren eine Beringung stattfand. Da die Beringung von einer Vielzahl von Faktoren abhängt (z.B. Erreichbarkeit des Horstes, Witterungsbedingungen) und die Beringung gezielt an ausgewählten Horsten stattfand, lassen sich aus den Beringungsaktivitäten keine populationswissenschaftlichen Rückschlüsse ziehen. Insgesamt wurden 265 Jungvögel an 132 Horststandorten beringt. Derzeit liegen zu 46 beringten Jungvögeln aus dem Projektgebiet Wiederfunddaten vor. Bei zwei dieser Wiederfunde (WF) handelte es sich um Funde lebender Tieren. Ein Jungvogel wurde in einer Lebendfalle im Hakei wiedergefangen, ein anderer überlebte die Kollision mit einem Zug nahe Wegeleben (Landkreis Harz). Insgesamt 19 Individuen verstarben bereits im Horst bzw. kurz nach dem ersten Verlassen des Horstes in Horstnähe. Von 27 weiteren Jungvögeln, welche im Rahmen des Projektes beringt wurden, liegen Wiederfunddaten vor (Stand: 07.09.2021).

Tabelle 11: Beringungen im Projektgebiet pro Jahr

	2018	2019	2020	2021	Summe
Anzahl beringter Jungvögel	56	68	76	65	265

Generell liegt die Quote von Wiederfinden bei Greifvögeln bei ca. 11 % (BAIRLEIN et al. 2014). Hierbei handelt es sich überwiegend um Funde toter Vögel, jedoch werden auch durch Wiederfänge (z.B. Fang von Altvögeln am Brutplatz) oder anderweitig aufgegriffene Vögel (z.B. verletzte Tiere) Wiederfunde generiert. Mit den 46 vorliegenden Wiederfinden wurden im Projektzeitraum damit eine Wiederfundrate von ca. 17,4 % erreicht (vgl. Tabelle 12 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Dieses ist zum einen mit den gezielten Kontrollen auf Verluste, zum anderen auf die Besenderung von Jungtieren im Projektgebiet zurückzuführen. Die jungen Rotmilane, welche im Rahmen des EU-LIFE Projektes EUOKITE bzw. bei dessen Vorbereitung im Projektgebiet mit Telemetrie-Sendern ausgestattet wurden, standen bzw. stehen unter ständiger Beobachtung. Hierdurch ergibt sich eine höhere Wiederfundrate toter Vögel, da die Sender i.d.R. den Tod des Tieres anzeigen und die Sender anschließend möglichst geborgen werden. So waren von den 27 erfolgreich ausgeflogenen Tieren mit Wiederfinden 26 mit einem Satelliten-Telemetriesender ausgestattet.

Tabelle 12: Anzahl Wiederfunde (WF) nach Zeitspanne zwischen Beringungsdatum und Wiederfund (in Tagen)

Zeitspanne	Anzahl WF	Anteil %
0-182	31	67,39
183-365	7	15,22
366-547	3	6,52
548-730	2	4,35
731-912	-	-
913-1.095	3	6,52
> 1.095	-	-

Die überwiegende Anzahl an Wiederfunden (67,4 %) wurde im ersten halben Lebensjahr der Rotmilane generiert. Hierunter fallen die Jungvögel welche noch im bzw. nahe dem Horst verstarben. Weitere vier Vögel wurden im Projektgebiet bzw. dessen unmittelbarem Umfeld wiedergefunden (darunter der Wiederfang im Hakel). Sechs Individuen wurden zwischen 125 und 148 Tagen nach der Beringung in Frankreich (4 Ind) und Spanien (2 Ind.) wiedergefunden. Von diesen Tieren wurden zwei geschossen, zwei kollidierten mit Autos, einer mit einem Zug und bei einem ist die Todesursache unbekannt.

Von den sieben Wiederfunden, welche aus dem Zeitraum zwischen einem halben und einem Jahr nach der Beringung stammen, sind zwei aus Deutschland, wobei eines der Tiere in der Nähe des Erbrütungsortes mit einem Zug und das andere Tier in der Nähe von Uтары (LK Wittmund; Nds) mit einer Windenergieanlage (WEA) kollidierte. Ein weiterer Nachweis stammt aus Spanien, wo das Tier mit einem Auto kollidierte. Die weiteren vier Funde stammen aus Frankreich. Bei einem dieser Funde ist die Todesursache unbekannt, ein Tier wurde vergiftet, eines kam bei der Kollision mit einer WEA zu Tode und eines wurde Opfer einer Prädation.

Die Wiederfunde zwischen 366 und 547 Tagen nach der Beringung stammen von drei Tieren, welche in Frankreich tot aufgefunden wurden. Eines der Tiere ist vergiftet worden, bei den beiden anderen Tieren ist die Todesursache unklar, wobei in einem Fall die Untersuchung des Kadavers zu Ermittlung der Todesursache noch nicht abgeschlossen ist.

Die beiden Funde aus dem Zeitraum von 1,5 bis 2 Jahre nach Beringung stammen beide aus Spanien, wo ein Tier nachweislich vergiftet wurde und die endgültige Feststellung der Todesursache des anderen Tieres noch aussteht.

In der Zeitspanne von zwei bis zweieinhalb Jahren nach der Beringung liegen bisher keine Wiederfunde vor.

Aus dem Zeitraum 913 bis 1.095 Tage nach der Beringung liegen bisher Daten von drei Wiederfunden vor. Zwei dieser Funde stammen aus Frankreich, wo ein Vogel vergiftet wurde und die Untersuchung des anderen noch aussteht. Der dritte Nachweis stammt von einem weiblichen Brutvogel, der nahe Wegeleben im Projektgebiet mit einem Zug kollidierte, den Zusammenprall jedoch überlebte und nach einer Pflege wieder freigelassen werden konnte.

REY-MANSCHETTE

Im Rahmen des Projektes wurden an 65 Horststandorten Manschetten zum Schutz der Horste vor Ersteigung durch Raubtiere, installiert. 38 weitere Manschetten waren bereits vor Projektbeginn im Gebiet vorhanden. An 13 Standorten wurden die Manschetten wieder demontiert, da hier die Horste nicht mehr existierten.

Durch das Anbringen von Manschetten an Horstbäumen sollen Landraubsäuger am Ersteigen der Horstbäume gehindert werden. Ein Versuch im Waschbärenghege des Tierparks Hexentanzplatz in Thale zeigte, dass der Waschbär die Wellpolyesterbahn nicht übersteigen kann. Dazu wurden die Waschbären auf einem stehenden Baumstamm angefüttert, welcher später mit einer Manschette versehen wurde. Allerdings zeigte der Versuch auch, dass Waschbären sehr schnell mögliche „Umwege“ z.B. Äste andere Bäume die in die Krone des Horstbaumes ragen, schräge Äste oder Stämme die am Horstbaum lehnen, o.Ä. erkennen und nutzen können.

Insgesamt waren im Rahmen des Projektes 103 Rotmilanbrutbäume mit Manschetten aus Wellpolyester geschützt. Die Tabelle 13 zeigt eine Übersicht über die Anzahl von manschettierten und ungeschützten Rotmilanhorste sowie weitere Angaben zur Reproduktion und zu den

Verlusten. In die folgende Betrachtung zu den Manschetten fließen ausschließlich Daten der Horststandorte ein, von denen Daten aus dem weiteren Brutzeitraum vorliegen.

Tabelle 13: Übersicht mit Manschetten geschützter und ungeschützter Horstbäume im Projektzeitraum

	mit Manschette	ohne Manschette
Rotmilan Horststandorte	103	453
Summe BP ohne Rep.-Nachweis	11	107
Summe BP mit Rep.-Nachweis	92	346
Summe Horststandorte ohne Verluste	81	321
Summe Horststandorte mit Verlusten	11	25
Summe Horste mit Teilverlusten	4	8
Summe Horste mit Komplettverlusten	7	17
Summe Horste mit ausgeflogenen Juv	85	329
Summe Ind.-Reproduktion	169	607
Summe Ind.- Verluste	14	36
Summe ausgeflogenen Ind.	155	571
Prozentuale Anteile	mit Manschette	ohne Manschette
Anteil BP ohne Rep.-Nachweis	10,68 %	23,62 %
Anteil BP mit Rep.-Nachweis	89,32 %	76,38 %
Anteil Standorte ohne Verluste an BP mit Reproduktion	88,04 %	92,77 %
Anteil Standorte mit Verlusten an BP mit Reproduktion	11,96 %	7,23 %
Anteil Teilverluste an Standorten mit Verlusten	36,36 %	32,00 %
Anteil Komplettverluste an Standorten mit Verlusten	63,64 %	68,00 %
Anteil Ind. Verluste an gesamter Reproduktion	8,28 %	5,93 %
Anteil ausgeflogener Ind.	91,72 %	94,07 %

Wie in der Tabelle 13 ersichtlich und in der Abbildung 6 dargestellt, wurde im Rahmen des vorliegenden Projektes an ungeschützten Horsten ein höherer Anteil von Brutaufgaben vor dem Nachweis einer Reproduktion ermittelt als auf geschützten Horsten.

Jedoch liegen sowohl der Anteil der Standorte mit Verlusten als auch der Anteil der Individuenverluste bei geschützten Horsten höher als bei ungeschützten Horsten. Sowohl bei geschützten als auch bei ungeschützten Horsten kam es bei über 60% aller Standorte mit Verlusten zu einem Komplettverlust der Reproduktion (68% bei ungeschützten und 63 % bei geschützten Horsten). Ebenso wurden an geschützten Horsten mit ca. 8,3 % ein höherer Anteil an Individuenverlusten nachgewiesen als bei ungeschützten Horsten (ca. 5,9 %).

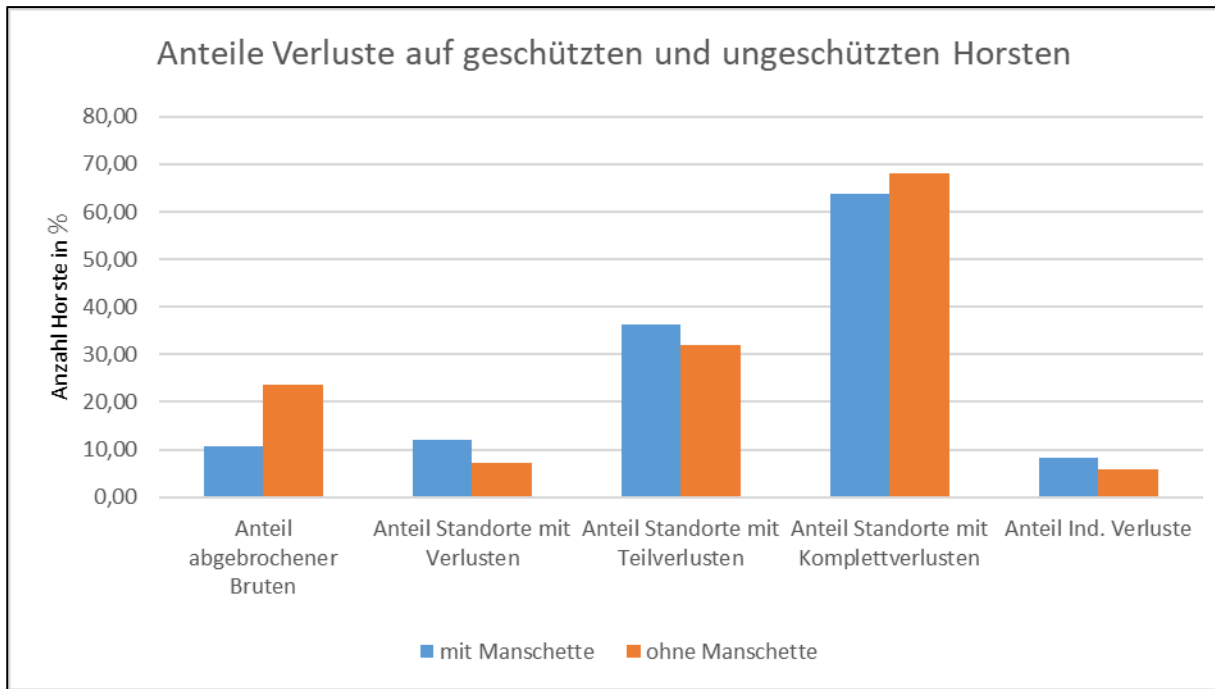


Abbildung 6: Vergleich der Anteile an Verlusten bei geschützten und ungeschützten Horsten

Im Rahmen des vorliegenden Projektes konnte außerdem nicht nachgewiesen werden, dass es an Horsten, die keine Reproduktion hervorbrachten oder Verluste aufwiesen, nach der Montage einer Manschette zu einer erfolgreichen Reproduktion kam. Lediglich in einem Fall wurde an einem Standort einer letztlich erfolglosen Brut (2019) eine Manschette angebracht und im darauffolgenden Jahr 2020 hier eine erfolgreiche Brut nachgewiesen. Im Jahr 2021 war dieser Brutplatz jedoch unbesetzt.

TODESURSACHENFORSCHUNG

Neben den im Abschnitt „Verluste“ beschriebenen Todesursachen erfolgte am IZW in Berlin bei 22 Tieren eine spezielle Untersuchung der Todesursache.

Von 16 der 22 untersuchten Rotmilane liegen bereits vollständige Ergebnisse vor. Für die sechs Rotmilane, die im Laufe des Jahres 2021 gefunden wurden, lagen die abschließenden Ergebnisse zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht in auswertbarer Form vor.

Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich somit auf 16 Rotmilane.

Die häufigste festgestellte Todesursache ist die Kollision mit Fahrzeugen im Straßenverkehr (Abbildung 7). Als zweithäufigstes trat die Todesursache „Trauma div.“ auf. Hierunter verbergen sich verschiedene Trauma-Ursachen, die allesamt tödlich waren. So fiel eines der Tiere als Jungvogel aus dem Nest und verstarb anschließend an den Verletzungen. Wahrscheinlich im Zuge von Revierverteidigung wurde ein weiterer Vogel leicht im Bereich des Bauchraumes verletzt. Diese Verletzung führte zu Blutungen, die aufgrund der hohen Dosis an Gerinnungshemmern (hier das Rodentizid „Brodifacoum“) nicht aufhörte, sodass der Vogel letztlich verblutete. Bei zwei weiteren Tieren blieb die Herkunft der Traumata unbekannt.

Ein Rotmilan wurde in der Nähe einer Windenergieanlage (WEA) gefunden und eingesammelt. Auf Grund des röntgenologischen Befundes konnte, entgegen der Annahme, dass das Tier mit der WEA kollidierte, jedoch einen Beschuss mit Schrot als Todesursache nachgewiesen werden.

Bei zwei der gefundenen Rotmilane wiesen die Fundumstände auf eine Vergiftung hin, die sich im Rahmen der Obduktion und Analyse bestätigte. In einem Fall lag eine Vergiftung mit DDE (Dichlordiphenylchloroethen) vor. Im anderen Fall wies der Kadaver typische Anzeichen einer Vergiftung auf, die Substanz welche zu der Vergiftung führte, konnte im Tier jedoch nicht identifiziert werden. Während im ersten Fall von einer vorsätzlichen Vergiftung auszugehen ist, ist diese im zweiten Fall nicht zweifelsfrei belegbar.

Ein anderes Tier wurde unversehrt an einem Gehölzstreifen an einer Bahnstrecke gefunden. Der Vogel verstarb jedoch nicht durch eine Kollision mit dem Schienenfahrzeug, sondern aufgrund einer starken Parasitose des Dünndarms mit Spulwürmern. Ein weiteres Tier wurde innerorts aufgegriffen und verstarb kurze Zeit später in der Pflegestation an einem Schimmelpilzbefall (Aspergillose) der Atmungsorgane. Ein weiterer Rotmilan verstarb infolge einer chronischen Infektion. Ob die Infektion bakteriellen oder viralen Ursprungs war, konnte nicht ermittelt werden. Damit wurden drei Todesfälle auf Grund von Krankheiten bzw. Parasitenbefall nachgewiesen. Bei zwei Vögel wiesen Hämatome im Hals und Brustbereich auf eine Prädation hin. Der Umstand, dass die Tiere ansonsten unversehrt waren, lässt vermuten, dass der Beutegreifer nicht auf Nahrungssuche war. Dies führt zusammen mit den Fundumständen zu der Schlussfolgerung, dass die beiden Vögel, ein gerade flügger Jungvogel sowie ein Altvogel eventuell von einem freilaufenden Hund gegriffen und getötet wurden.

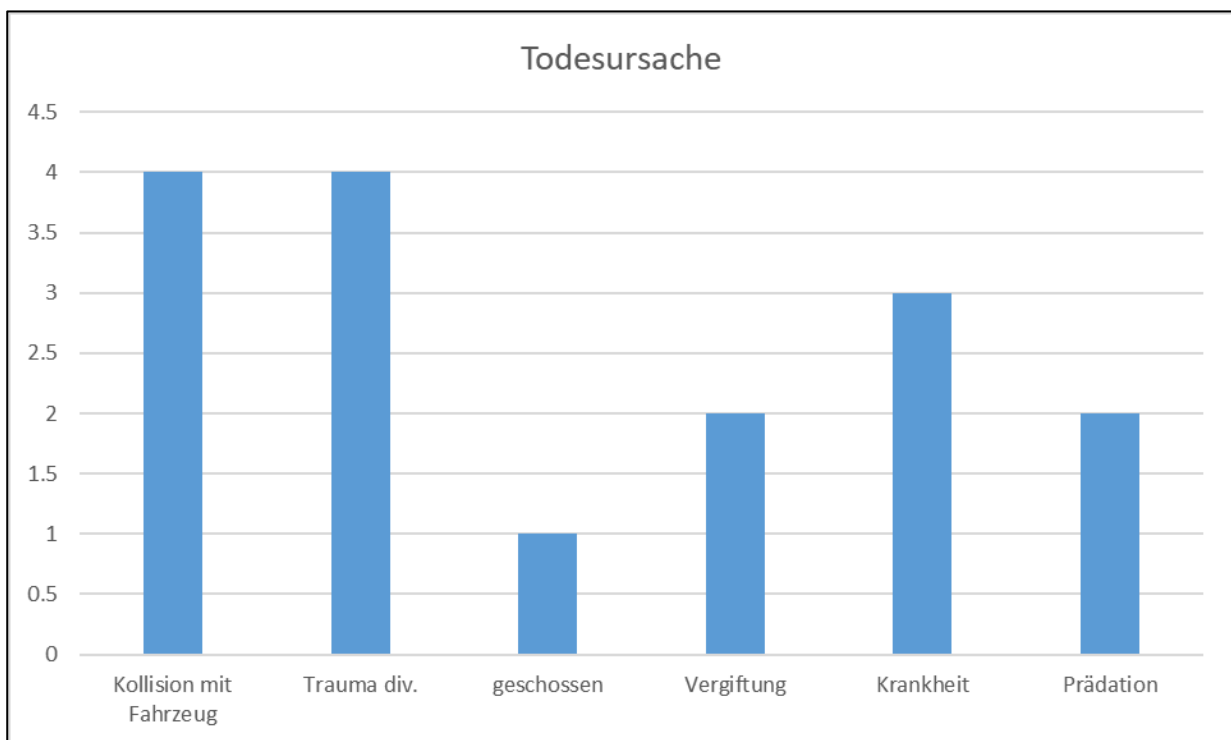


Abbildung 7: Todesursachen der im Projekt untersuchten Rotmilane.

Die Schadstoffanalyse ergab, dass die Mehrzahl der untersuchten Rotmilane mit Rodentiziden belastet ist (Tabelle 14).

Bei 10 von 16 Rotmilanen wurde die Belastung mit mindestens einem Rodentizid aus der Gruppe der Blutgerinnungshemmer (Antikoagulanzen) der 2. Generation (SGAR, Second Generation Anticoagulant Rodenticide) nachgewiesen.

Insgesamt wurden hierbei folgende vier Rodentizide nachgewiesen: Brodifacoum (8x), Bromadiolon (2x), Difenacoum (2x) und Flocoumafen (1x). Bei einem Tier wurden eine Doppelbelastung mit den Substanzen Brodifacoum und Difenacoum und bei einem weiteren Tier eine Belastung mit drei verschiedene Rodentiziden (Brodifacoum, Bromadiolon und Difenacoum) nachgewiesen.

Tabelle 14: Übersicht über die bei Rotmilanen untersuchten und nachgewiesenen Substanzgruppen.

Individuum	Schwermetalle	Rodentizide	Weichmacher	Veterinär Pharmazeutika	Pflanzen-schutzmittel
1	-	-	-	-	-
2	-	+	-	-	-
3	-	+	-	-	-
4	-	-	-	-	+
5	-	+	-	-	-
6	-	+	-	+	-
7	-	+	-	-	-
8	-	+	-	-	-
9	-	+	-	-	-
10	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-
12	-	-	-	-	-
13	-	+	-	-	+
14	-	+	-	-	-
15	-	+	-	-	-
16	-	-	-	-	-

Veterinär Pharmazeutika wurden nur in einem Rotmilan mit zwei Antibiotika (Ciprofloxacin und Endrofloxacin) nachgewiesen. Insgesamt wurde bei zwei untersuchten Tieren Pflanzenschutzmittel (PSM) nachgewiesen. In einem Fall wurde Dichlordiphenylchlorethen (DDE) in einer tödlichen Dosis nachgewiesen. In diesem Fall ist von einer gezielten (illegalen) Nachstellung von Greifvögeln durch Ausbringung der Substanz auszugehen. Neben DDE wurden vier weitere PSM nachgewiesen: Clothianidin, Difenoconazole, Dimethoat und Imidacloprid. Bei beiden Tieren lag eine Doppelbelastung mit Clothianidin und Imidacloprid bzw. Difenoconazol und Dimethoat vor.

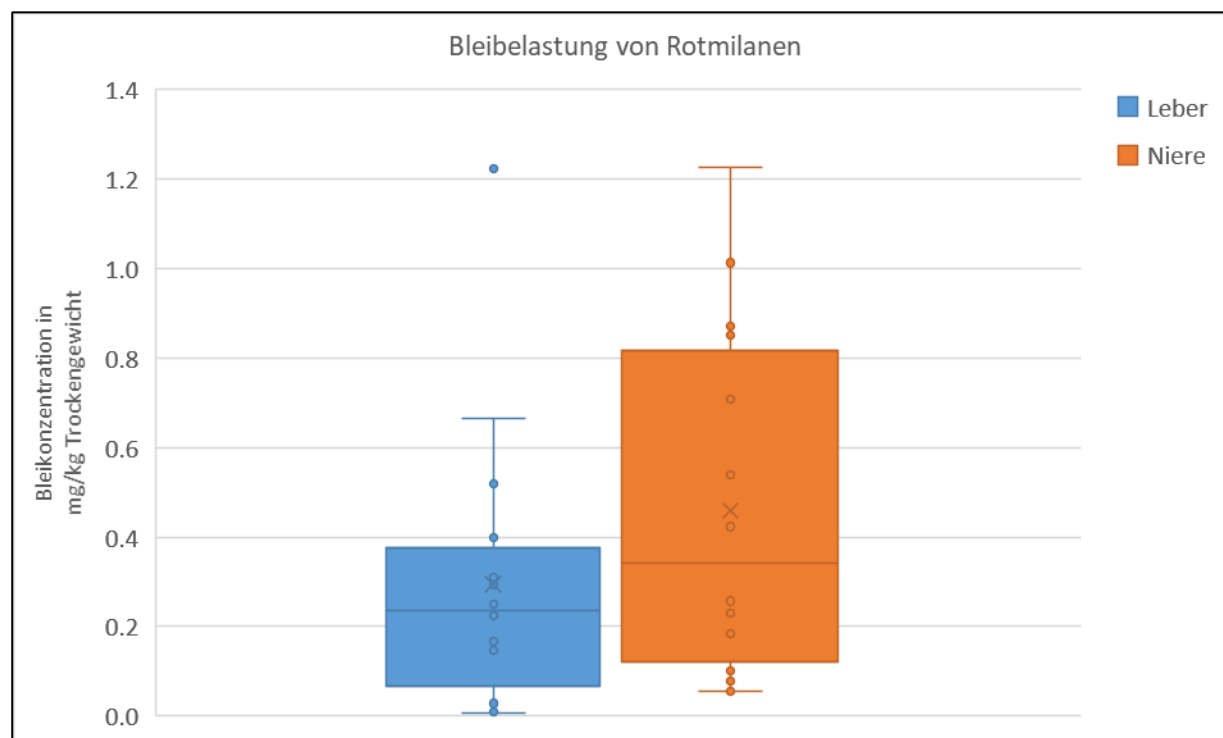


Abbildung 8: Bleibelastung von tot gefundenen Rotmilanen.

Es konnten weder Weichmacher (von Mülldeponien und Kompostieranlagen) noch Schmerzmittel oder Infektionshemmer (aus der Tierhaltung) in den untersuchten Tieren nachgewiesen werden. Schwermetalle konnten zwar nachgewiesen werden, lagen aber bei allen untersuchten Tieren unterhalb einer problematischen Konzentration von 6 mg/kg Trockengewicht (Leber) bzw. 8 mg/kg Trockengewicht (Niere) (Abbildung 8).

BIOTOP- & NUTZUNGSTYPEN

Das Projektgebiet wird mit einem Anteil von ca. 76,5 % an der Gesamtfläche durch „Landwirtschaftliche Flächen“ (Kartiereinheit A) dominiert. Mit ca. 7,9 % stellt die Einheit „Krautige Vegetation“ (K) den nächsthöheren Flächenanteil, gefolgt von „Bebautem Bereich“ (B) mit ca. 7 % und „Wald“ (W) mit etwa 5,6 %. Die Flächenanteile der weiteren Kartiereinheiten „Gehölze“ (H), „Gewässer“ (G) und „Vegetationsfreie Flächen“ (F) liegen deutlich unter 5 % (vgl. Tabelle 15).

Wie die Tabelle 15 zeigt, sind die Ackerflächen (A) in allen MTBQ flächenmäßig am stärksten vertreten. Bei den Flächenanteilen der Kartiereinheit „Bebauter Bereich“ (B) spiegelt sich die Lage der größeren Ortschaften im Projektgebiet wider. So sind auf den Quadranten 4032/3 und 4132/1 die Stadt Halberstadt und auf dem Quadranten 3933/3 die Stadt Oschersleben enthalten. Die Vegetationsfreien Flächen (F) nehmen auf allen MTBQ nur einen geringen Anteil von maximal 1,35 % der Gesamtfläche ein. Ebenso sind Gewässer (G) auf den meisten MTBQ flächenmäßig nur gering vertreten. Lediglich auf dem MTBQ 4134/3 nehmen sie mit ca. 17 % den drittgrößten Anteil der Fläche des Quadranten ein. Hierbei handelt es sich um den Concordia See sowie den Königsauer See bei Nachterstedt. Die Gehölze (H) nehmen ebenfalls in den meisten Quadranten eine eher unterrepräsentierte Stellung ein. Die im Gebiet vorhandenen Gehölze bestehen überwiegend aus verschiedenen Sukzessionsstufen von Trockenstandorten oder anderen landwirtschaftlich nicht genutzten Flächen. Auf dem MTBQ 4032/1 stellen die verbuschten Trockenrasenbereiche nordöstlich des Huy mit 3,86 % den größten Flächenanteil an Gehölzen eines MTBQ.

Tabelle 15: Prozentuale Flächenanteile der Biotoptypen-Kartiereinheiten an der Gesamtfläche der einzelnen Messtischblattquadranten (A: Landwirtschaftliche Flächen; B: Bebauter Bereich; F: Vegetationsfreie Fläche; G: Gewässer; H: Gehölz; K: krautige Vegetation; W: Wald)

MTBQ	A	B	F	G	H	K	W
3932/3	69,58	3,68	0,58	0,32	1,00	24,39	0,44
3932/4	68,48	3,76	0,02	0,25	0,70	25,52	1,27
3933/3	67,36	17,68	0,17	0,63	2,12	11,41	0,62
3933/4	81,37	8,30	0,35	0,72	0,88	7,32	1,06
4031/2	55,43	5,63	0,04	0,09	1,67	3,24	33,91
4031/4	82,45	5,47	0,17	0,03	3,55	3,54	4,80
4032/1	68,99	3,00	0,33	0,05	3,86	5,96	17,82
4032/2	87,83	5,98	0,01	0,17	1,16	3,33	1,51
4032/3	77,51	16,60	0,06	0,18	1,03	4,32	0,30
4032/4	80,74	6,42	1,10	3,13	1,20	6,91	0,50
4033/1	82,95	6,08	0,63	1,05	2,00	5,88	1,41
4033/2	86,83	6,52	1,13	0,26	0,52	4,00	0,74
4033/3	80,86	6,73	0,41	1,24	1,09	8,31	1,36
4033/4	88,57	4,47	0,47	0,14	1,58	2,76	2,00

MTBQ	A	B	F	G	H	K	W
4034/3	89,42	2,84	0,08	0,11	1,25	4,11	2,19
4132/1	37,86	27,82	0,56	0,01	2,53	16,57	14,66
4132/2	85,88	6,03	0,07	0,87	0,43	5,06	1,66
4132/4	76,52	3,09	0,52	0,02	0,72	9,00	10,13
4133/1	78,47	6,72	0,89	1,22	1,93	9,54	1,23
4133/2	73,47	3,79	0,00	0,01	0,75	1,49	20,49
4133/3	76,94	6,51	0,67	1,91	1,36	11,03	1,59
4133/4	79,03	9,92	0,22	0,23	1,11	8,25	1,24
4134/1	70,38	3,38	0,00	0,00	1,18	5,53	19,52
4134/2	82,22	8,10	1,28	0,04	1,51	6,67	0,19
4134/3	41,56	5,22	1,35	17,08	2,05	18,79	13,96
4134/4	94,21	3,06	0,28	0,23	0,41	1,37	0,45
4233/1	87,47	5,83	0,18	0,06	1,43	3,79	1,25
4233/2	89,46	5,75	0,59	0,05	0,55	3,16	0,44
Anteile Gesamtgebiet	76,50	7,08	0,43	1,08	1,41	7,90	5,60

Auf den Quadranten in denen die Krautige Vegetation (K) mehr als 10 % des Flächenanteils einnimmt, bestehen diese Flächen überwiegend aus Grünland wie im Bereich des Großen Bruchs nördlich des Huy (3933/3 & 3933/4) oder aus Trockenrasen (4132/1) bzw. aus weiteren lückigen Vegetationsformen, wie im MTBQ 4134/3. Hier wurden die Bereiche um die beiden oben genannten Gewässer bei Nachterstedt dieser Kartiereinheit zugeordnet. Ebenso wie bei den Bebauten Bereichen treten auch bei der Kategorie Wälder (W) die im Projektgebiet liegenden Waldbereich aus der Tabelle hervor. So befindet sich der Huywald überwiegend auf den MTBQ 4031/2 und 4032/1, der Hakelwald überwiegend auf den MTBQ 4133/2 und 4134/1. Der große Waldanteil am Quadranten 4134/3 besteht aus den Baumbeständen auf den Halden des ehemaligen Tagebaues bei Nachterstedt und die Waldbereiche auf den Quadranten 4132/1 und 4132/3 finden sich auf den Kuppen südlich von Halberstadt im Bereich der Klusberge und des Steinhölzes.

Tabelle 16: Anteile Kartiereinheiten in % im 1.500 m Radius zu den Horststandorten in den Jahren 2018 - 2021.
(A: Landwirtschaftliche Flächen; B: Bebaute Bereich; F: Vegetationsfreie Fläche; G: Gewässer; H: Gehölz; K: Krautige Vegetation; W: Wald)

	A	B	F	G	H	K	W
Gesamtuntersuchungsgebiet	76,50	7,08	0,43	1,08	1,41	7,90	5,60
% Flächenanteil 2018	68,33	12,64	0,60	0,96	1,83	11,94	3,71
% Flächenanteil 2019	75,25	9,14	0,45	1,00	1,25	8,67	4,24
% Flächenanteil 2020	76,45	8,34	0,40	0,93	1,29	8,94	3,65
% Flächenanteil 2021	76,91	7,59	0,45	0,85	1,13	9,40	3,68
Anteil Gesamt 2018 - 2021	74,46	9,29	0,47	0,93	1,36	9,69	3,81

Betrachtet man die Gesamtfläche aller Horstradien (1.500 m um das Nest) aus dem Projektzeitraum so dominieren landwirtschaftliche Flächen mit über 74 % an der Zusammensetzung der Biotop- und Nutzungstypen. Krautige Vegetation (9,69 %) und Bebaute Fläche (9,29 %) besitzen die weiteren höheren Flächenanteile. Die übrigen Biotoptypen sind mit deutlich geringen Anteilen innerhalb der Radien vertreten. Die Dominanz der Landwirtschaftlichen Flächen liegt in dem generell hohen Anteil, mit dem dieser Biotoptyp im Projektgebiet vertreten ist. Im Vergleich zur Gesamtfläche des Projektgebietes besitzen lediglich die Biotoptypen Bebaute Bereiche und Krautige Vegetation nennenswert höhere Anteile an der Zusammensetzung innerhalb der 1.500 m-Radien gegenüber der Gesamtfläche. Die weiteren Biotoptypen nehmen

gegenüber den Vorkommen im Gesamtprojektgebiet einen prozentual geringeren Anteil an der Zusammensetzung innerhalb der Radien ein.

Insgesamt betrachtet spiegelt die flächenmäßige Zusammensetzung von Biotoptypen innerhalb der Radien die Verteilung innerhalb des gesamten Projektgebietes wider (vgl. Tabelle 16).

Die statistische Auswertung, bei der die Bruterfolge pro Brutplatz in Zusammenhang mit den Gesamtflächen der einzelnen Biotop- und Nutzungstypen im 1.500 m-Radius um die Horste betrachtet wurden, zeigten, dass die Flächenanzahl der verschiedenen Biotop- und Nutzungstypen weder einen Einfluss auf die Anzahl der Horste mit Reproduktion ($p=0.492$) noch auf die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel hat ($p=0.805$).

Ebenso konnte kein Einfluss der Flächenanteile der einzelnen Biotop- und Nutzungstypen auf die Anzahl der geschlüpften Jungvögel ($p = 0.295$) oder die Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel ($p=0.588$) nachgewiesen werden. Die Ergebnisse der statistischen Überprüfung werden in der Tabelle 17 zusammenfassend dargestellt

Tabelle 17: Ergebnisse der statistischen Prüfung des Einflusses von BTNT in den Horstradien auf Anzahl geschlüpfter und ausgeflogener Juv. (Signifikanzniveau= 0,05)

Kartiereinheit	p-Wert Anteil Fläche ~ geschlüpfte Juv	p-Wert Anteil Fläche ~ ausgeflogenen Juv	p-Wert Flächenanzahl ~ geschlüpften Juv	p-Wert Flächenanzahl ~ ausgeflogenen Juv
K	0,708	0,342	0,759	0,341
A	0,712	0,225	0,141	0,225
B	0,861	0,711	0,704	0,713
H	0,867	0,252	0,777	0,251
W	0,841	0,211	0,203	0,211
G	0,643	0,913	0,804	0,913
F	0,657	0,794	0,486	0,794
Gesamtbetrachtung	0,295	0,588	0,492	0,805

INVEKOS-DATEN

Auf Grund individueller Förderanträge der einzelnen Bewirtschafter, sowie der Begrenzung auf landwirtschaftliche Flächen können sich die Ergebnisse zu Anbaukulturen nur auf die Flächen beziehen, zu denen Daten vorliegen. Eine vollflächige Auswertung ist daher nicht möglich. In die nachfolgende Auswertung der Feldfruchtkulturen wurden insgesamt 615 Horstradien einbezogen.

Die Zusammensetzung der Anbaukulturen innerhalb des Projektgebietes wurden in den Jahren 2018 bis 2021 stark von „Wintergetreide“ mit einem Flächenanteil von jährlich über 50 % dominiert (vgl. Tabelle 18). Den zweitgrößten Flächenanteil (bis auf das Jahr 2019) nahm Raps mit mehr als 12 % ein, gefolgt von Mais mit jährlich über 11 % (Ausnahme 2018 mit 9,7 %). Rüben wurden in den Jahren 2018 bis 2021 auf zwischen 8 % und 7 % der Fläche angebaut. Die jährlichen Flächenanteile von Kartoffeln und Sommergetreide lagen zwischen knapp 2 % und 5,5 %. Kulturen der Kategorie 1 (Blühflächen/ Brachen) sowie der Kategorie 10 (Klee, Luzerne inkl. Gemische, Grünland, Deiche etc.) stellen jährlich ca. 2 % bzw. ca. 5,5 % der Flächen innerhalb des Projektgebietes. Bei diesen handelt es sich überwiegend um Dauer- oder mehrjährige Kulturen. Daher ist es nicht verwunderlich, dass die Flächenanteile der beiden Kategorien an der Gesamtfläche über den gesamten Projektzeitraum zwischen den Jahren nur schwach schwanken.

Die Kulturen der weiteren Kategorien nahmen jährlich weniger als 1 % der Gesamtfläche landwirtschaftlicher Flächen im Projektgebiet ein.

Tabelle 18: Zusammensetzung der Anbaukulturen im Projektgebiet (in %, nach Kategorien)

	2018	2019	2020	2021	Gesamt
Blühflächen / Brachen (Kat 1)	1,98	1,88	1,73	1,64	1,80
Sommergetreide (Kat 2)	1,72	2,53	2,14	1,70	1,99
Wintergetreide (Kat 3)	50,59	56,20	50,30	51,50	51,95
Sonstiges Getreide (Kat 4)	0,01	0,10	0,02	0,06	0,05
Sonderkulturen (Kat 5)	0,65	0,82	1,05	1,20	0,94
Mais (Kat 6)	9,70	11,34	12,17	11,22	11,10
Hülsenfrüchte (Kat 7)	1,88	2,5	3,24	3,53	2,81
Raps (Kat 8)	16,15	7,44	12,79	12,98	12,58
Rüben (Kat 9)	8,2	7,47	6,98	7,27	7,48
Klee, Luzerne, Grünland, Deiche (Kat 10)	5,56	5,55	5,5	5,32	5,48
Kartoffeln (Kat 11)	2,66	3,51	3,28	2,87	3,06
Gemüse (Kat 12)	0,16	0,00	0,03	0,03	0,06
Kräuter (Kat 13)	0,12	0,12	0,2	0,14	0,15

Bei der Betrachtung der Kulturen innerhalb der 1.500 m-Radien um die Horststandorte (Tabelle 19) spiegeln sich die Flächenanteile der verschiedenen Kulturen bzw. Kategorien aus dem gesamten Projektgebiet wider.

Tabelle 19: Zusammensetzung der Anbaukulturen (nach Kategorien) innerhalb der Horstradien in %

Kulturen 1.500m	2018	2019	2020	2021	Gesamt
Blühflächen / Brachen (Kat 1)	1,8	1,53	1,52	1,71	1,64
Sommergetreide (Kat 2)	1,75	3,15	1,84	1,4	1,96
Wintergetreide (Kat 3)	48,8	53,94	49,01	47,47	49,53
Sonstiges Getreide (Kat 4)	0	0,07	0,03	0,05	0,04
Sonderkulturen (Kat 5)	0,23	0,81	0,94	0,86	0,75
Mais (Kat 6)	11,38	12,65	12,92	12,07	12,27
Hülsenfrüchte (Kat 7)	1,9	2,95	3,39	3,82	3,16
Raps (Kat 8)	14,3	6,04	11,76	13,57	11,60
Rüben (Kat 9)	8,15	7,97	6,63	6,63	7,22
Klee, Luzerne, Grünland, Deiche (Kat 10)	8,43	7,08	7,49	9,81	8,38
Kartoffeln (Kat 11)	2,62	3,62	3,75	1,89	2,86
Gemüse (Kat 12)	0,19	0,01	0,05	0,05	0,07
Kräuter (Kat 13)	0,08	0,18	0,14	0,11	0,12

Ebenso wie im Gesamtgebiet sind in den Radien die Kategorien Wintergetreide, Raps und Mais deutlich stärker vertreten als die weiteren Feldfrüchte. Im Vergleich zu den prozentualen Anteilen von Klee, Luzerne etc. (Kategorie 10) im Gesamtgebiet, besitzen diese Kulturen innerhalb der Radien einen etwas höheren Anteil, während alle weiteren Kulturen bzw. Kategorien innerhalb der

Radien nahezu die gleichen prozentualen Anteile an der Fläche besitzen wie im Gesamtgebiet (vgl. Abbildung 9).

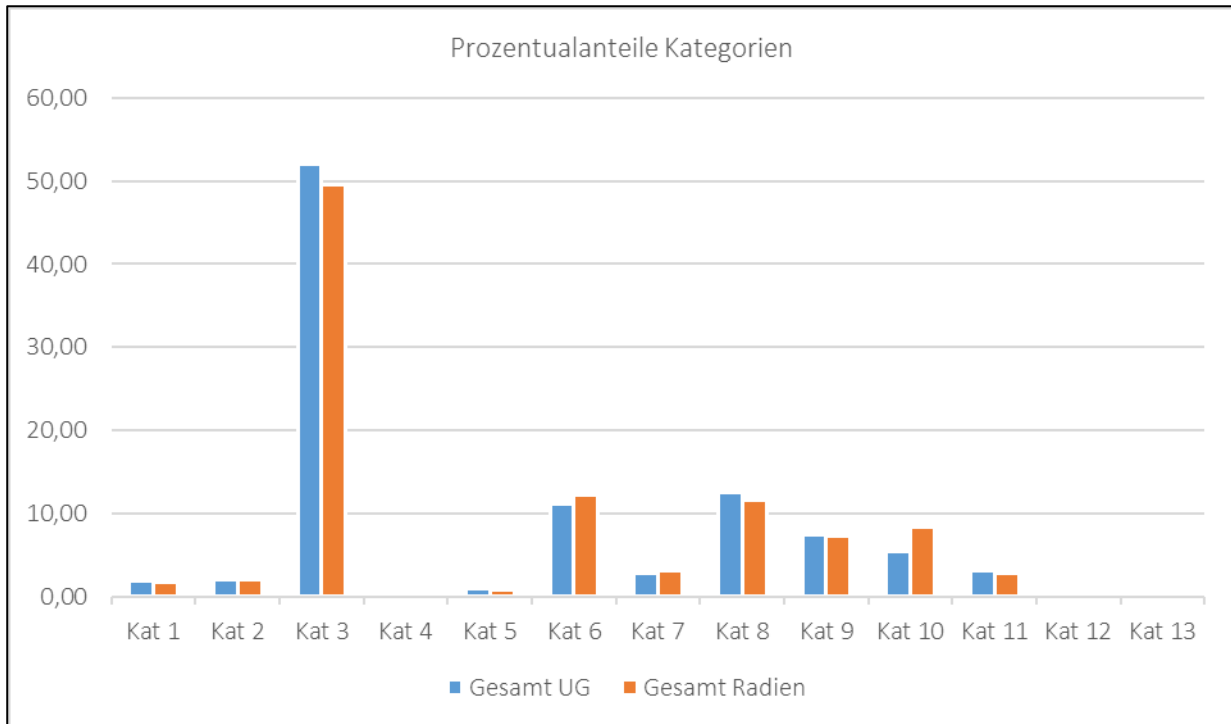


Abbildung 9: Prozentuale Gesamtanteile der Feldkulturen nach Kategorien am Projektgebiet und an den Horstradien der Jahre 2018 bis 2021

Die Betrachtung der einzelnen Feldfrüchte zeigte, dass weder die Größe der Flächenanteile der einzelnen Kategorien ($p = 0.295$) noch deren Anzahl an Flächen ($p = 0.588$) im 1.500 m-Radius einen Einfluss auf die Anzahl geschlüpfter oder ausgeflogener Jungvögel besitzt.

In der Tabelle 20 werden die Ergebnisse der Prüfung auf Einflüsse der Feldfruchtkategorien innerhalb der Horstradien auf die Anzahl der geschlüpften und ausgeflogenen Jungvögel dargestellt.

Tabelle 20: Ergebnisse der statistischen Prüfung des Einflusses von Feldfrucht-Kategorien innerhalb der Horstradien auf die Anzahl geschlüpfter und ausgeflogener Juv. (Signifikanzniveau = 0,05)

Kategorie	p-Wert Fl.-Größe ~ geschlüpfte Juv.	p-Wert Fl.-Größe ~ ausgeflogenen Juv.	p-Wert Fl.-Anzahl ~ geschlüpfte Juv.	p-Wert Fl.-Anzahl ~ ausgeflogenen Juv.
1	0,219	0,106	0,101	0,380
2	0,863	0,823	0,184	0,087
3	0,200	0,259	0,496	0,940
4	0,137	0,123	0,482	0,596
5	0,904	0,642	0,440	0,864
6	0,594	0,961	0,379	0,237
7	0,630	0,210	0,564	0,500
8	0,459	0,642	0,092	0,276
9	0,994	0,730	0,991	0,814
10	0,156	0,106	0,336	0,359
11	0,089	0,221	0,247	0,289
12	0,650	0,960	0,417	0,342
13	0,682	0,487	0,757	0,460

Wie aus der Tabelle 20 ersichtlich sind auch in Bezug auf die Flächengrößen (Flächenanteil der einzelnen Kategorie am 1.500 m-Radius) sowie der Anzahl der Flächen keine signifikanten Einflüsse auf die Anzahl der geschlüpften oder ausgeflogenen Jungvögel pro Horst zu erkennen. Dieses schließt auch die Kategorien 1 und 10, in denen die Flächen der „Greening-Maßnahmen“ eingebettet sind, ein. Jedoch konnte ermittelt werden, dass die Flächengröße der Kategorie 11 (Kartoffeln) sowie die Anzahl an Flächen mit Raps (Kategorie 8) eventuell einen positiven Einfluss auf die Anzahl der geschlüpften Jungvögel besitzen ($p=0,089$ bzw. $p=0,092$) haben. Ebenso zeigt sich zwischen der Anzahl ausgeflogener Jungvögel und der Anzahl der Schläge mit Feldfrüchten der Kategorie 2 (Sommergetreide) eine positive Korrelation mit beginnender Signifikanz ($p=0,087$). Dies bedeutet, dass auch in diesem Zusammenhang ein möglicher Einfluss bestehen könnte. Für eine tiefergehende Analyse auf tatsächlich vorhandene positive Einflüsse dieser Kategorien bzw. Feldfrüchte bedarf es jedoch weiterer detaillierter Untersuchungen mit konkreten Versuchsaufbauten. Vertiefende Aussagen sind auf Basis der vorliegenden Daten leider nicht möglich.

DIVERSITÄT

Zur näheren Untersuchung möglicher Einflüsse der Diversität der landwirtschaftlichen Flächen auf dem MTBQ bzw. innerhalb der Horstradien, wurde bei der Berechnung der Diversitäts-Indizes (H) die Flächengröße (g) sowie die jeweilige Anzahl von Flächen (s) einer Kultur genutzt. Hierbei bedeutet: je höher der Indexwert ist, desto höher ist die Variabilität innerhalb einer Fläche. Insgesamt fließen Daten zu 616 Brutnachweisen (2018: 127; 2019: 150, 2020: 156; 2021: 183), für die eine ausreichende Datengrundlage vorliegt, in die Auswertung ein. Die im Jahr 2018 nicht bearbeiteten Messtischblattquadranten werden hierbei nicht beachtet.

Die Medianwerte der Diversität an Flächengrößen (Hg) variierten auf der Projektfläche jährlich zwischen 1,62 (2021) und 2,24 (2020). Ebenso schwankten die Medianwerte der Flächenanzahl (Hs) in den Jahren zwischen 1,59 (2020) und 2,75 (2021) (vgl. Tabelle 21).

Tabelle 21: Diversitätsindizes der Feldkulturen nach Flächengrößen (Hg) und Flächenanzahl (Hs) im gesamten Projektgebiet nach Jahren

Jahr	Hg Median	Hg max	Hg min	Hs Median	Hs max	Hs Min
2018	1,91	2,34	1,57	2,69	2,90	2,23
2019	2,00	2,73	1,57	2,74	2,90	2,29
2020	2,24	2,46	2,03	1,59	1,80	1,10
2021	1,62	1,89	1,13	2,75	2,94	2,46

In der Abbildung 10 werden die Diversitätsindizes der Messtischblattquadranten des Projektgebietes nach Flächengröße (Hg) und Flächenanzahl (Hs) der Feldfruchtkulturen pro Jahr dargestellt.

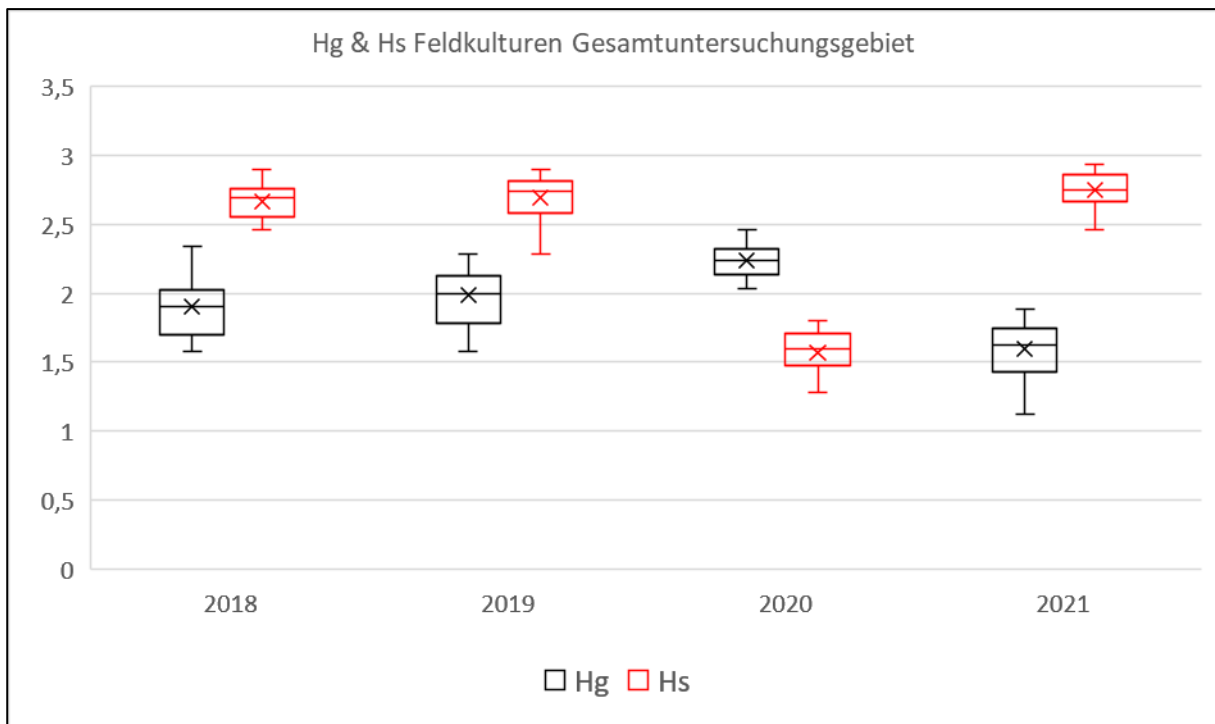


Abbildung 10: Diversitätsindizes der Feldfruchtvorkommen nach Flächengröße (Hg) und Flächenanzahl der einzelnen Kulturen (Hs) innerhalb des Projektgebietes im Projektzeitraum

Es lässt sich aus der Abbildung ableiten, dass in den Jahren 2018, 2019 und 2021 eine deutlich höhere Diversität innerhalb der angebauten Feldfrüchte (Hs) gegenüber dem Jahr 2020 bestand. Wo hingegen die Flächengrößen (Hg) der unterschiedlichen Kulturen im Jahr 2020 eine höhere Vielfalt aufweist. Auch zeigt die Abbildung, dass im Jahr 2021 ein geringer Unterschied zwischen den Größen der einzelnen Anbaukulturen gegenüber den Vorjahren bestand, die Vielfalt der angebauten Feldfrüchte jedoch geringfügig höher war als in den Jahren 2018 bis 2020.

In der Abbildung 11 sind die durchschnittlichen jährlichen Diversitätswerte in Bezug auf die Flächengrößen und Flächenanzahlen der einzelnen Kulturen im Projektgebiet sowie die ermittelten Rotmilandichten (BP/100 km²) aufgetragen. Ein Einfluss der mittleren jährlichen Diversität auf die Brutpaardichte ist nicht erkennbar.

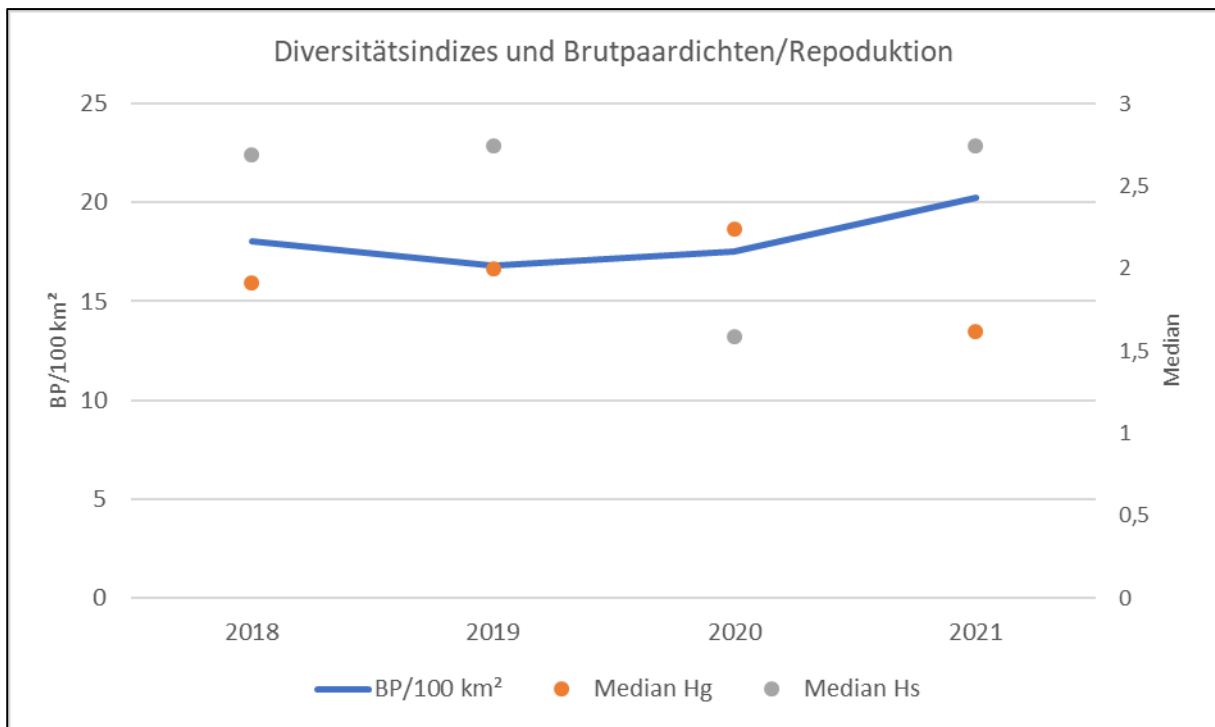


Abbildung 11: Mittlere Diversitätsindizes und Brutpaardichten im gesamten Projektgebiet im Laufe des Projektzeitraumes

Betrachtet man die Reproduktionsparameter (FPFZ, REPZ, BRGR) im Zusammenhang mit den durchschnittlichen Diversitätsindizes der Flächengröße und Flächenanzahlen der einzelnen Kulturen (Abbildung 12) so sind auch hier keine Einflüsse der Diversität auf die jährlich im Gebiet ermittelten Werte der Messgrößen zu erkennen.

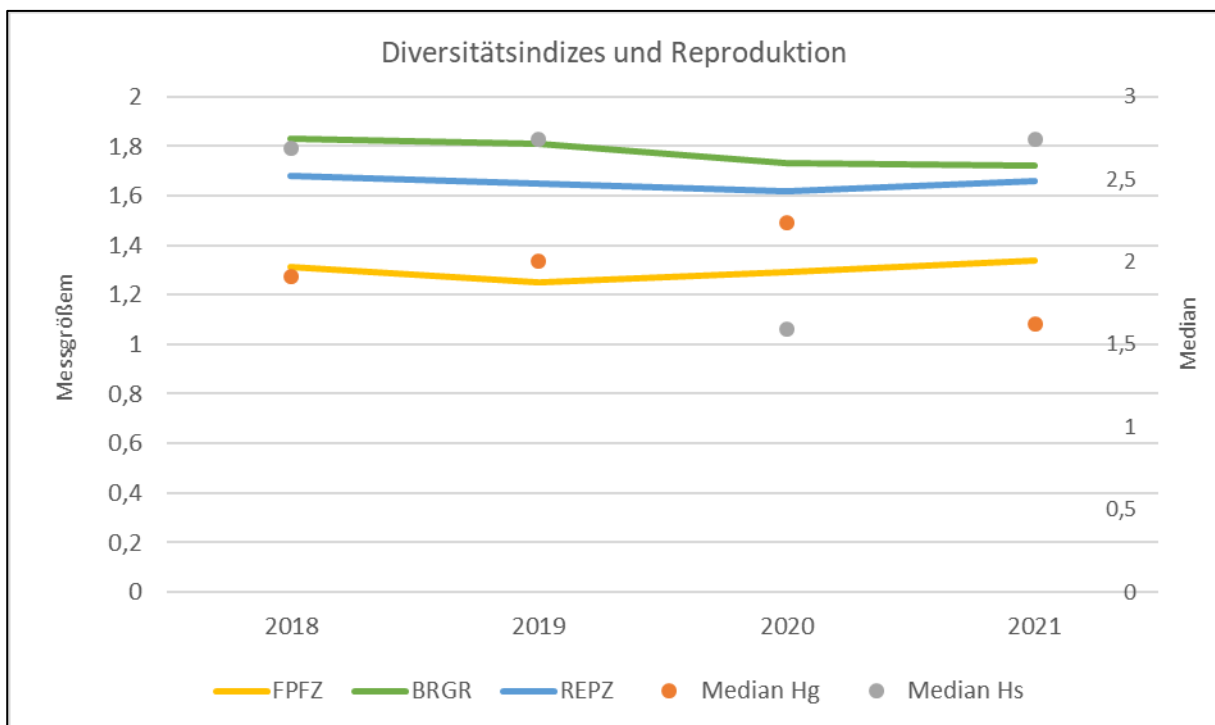


Abbildung 12: Mittlere Diversitätsindizes und Reproduktionsparameter

Betrachtet man die Messtischblattquadranten mit den höchsten Brutpaarzahlen, mindestens 50 % des höchsten Bestandes eines MTBQ des jeweiligen Jahres, in Zusammenhang mit den Diversitätsindizes der Kulturen auf dem jeweiligen Messtischblatt (Tabelle 21) so zeigt sich, dass

KAPITEL 4

Ergebnisse

nicht alle Messtischblätter mit hohen Brutpaarzahlen auch eine hohe Diversität aufweisen (Tabelle 22).

Mit Ausnahme des Jahres 2021, liegen die Diversitätsindizes der Messtischblätter mit den höchsten Brutpaarzahlen unter dem Median der Indizes des jeweiligen Jahres.. Im Jahr 2020 lag die Diversität der Flächengrößen (Hg) bei sämtlichen MTBQ mit hohen Brutpaarzahlen unter dem mittleren Jahreswert von 2,24. Insgesamt betrachtet besteht somit kein Zusammenhang zwischen der Diversität der Anbaukulturen auf einem MTBQ und der Anzahl der dort nachgewiesenen Brutpaare.

Tabelle 22: Messtischblattquadranten mit den höchsten Brutpaarnachweisen je Jahr (Flächen mit überdurchschnittlicher Diversität des Jahres sind farblich hervorgehoben)

Jahr	MTBQ	BP	Hg	Hs
2018	4032/3	17	1,59	2,51
2018	3932/3	10	2,06	2,86
2018	4033/1	9	1,77	2,48
2018	4133/3	8	2,24	2,89
2018	4134/1	8	1,91	2,61
2019	4032/3	12	1,78	2,45
2019	3932/3	11	2,09	2,78
2019	4132/1	10	2,28	2,79
2019	4133/3	9	2,12	2,90
2019	4033/2	8	2,10	2,81
2019	4033/3	8	1,92	2,72
2019	4133/1	8	2,16	2,80
2019	4032/4	7	1,73	2,42
2019	4033/1	7	1,77	2,43
2019	4134/1	7	1,68	2,69
2019	4233/1	7	2,07	2,87
2019	4034/3	6	2,06	2,81
2020	4032/3	15	2,13	1,42
2020	3932/3	14	2,21	1,71
2020	4132/1	10	2,23	1,58
2020	4033/2	9	2,22	1,61
2020	4033/3	9	2,22	1,51
2020	4033/1	8	2,05	1,76
2021	3932/3	14	1,78	2,80
2021	4032/3	13	1,50	2,57
2021	4132/1	10	1,41	2,81
2021	3932/4	10	1,74	2,69
2021	4033/1	9	1,54	2,66
2021	4033/2	9	1,74	2,69
2021	4033/3	9	1,79	2,76
2021	4134/1	8	1,40	2,90
2021	4134/2	8	1,54	2,72
2021	4233/1	8	1,59	2,89
2021	4133/3	8	1,63	2,90
2021	4132/4	8	1,66	2,94
2021	4031/2	7	1,13	2,89
2021	3933/4	7	1,70	2,86
2021	4133/1	7	1,74	2,86

Betrachtet man die prozentualen Anteile der Messtischblätter mit überdurchschnittlichen Diversitätsindizes auf denen mehr als die Hälfte der maximalen Brutpaarzahlen des jeweiligen Jahres nachgewiesen wurden, so zeigen sich deutlich geringere Anteile. Auf jährlich zwischen keinem (0,00 %) und maximal ca. 4,7 % der Messtischblätter mit einer hohen Vielfalt an Flächengrößen der einzelnen Kulturen wurden überdurchschnittlichen Brutpaarzahlen nachgewiesen. Auch in Bezug auf die Diversität der Flächenanzahlen der Kulturen, nahm der Anteil der Messtischblätter mit einer hohen Vielfalt und einer hohen Brutpaaranzahl maximal nur rund 5,5 % (2021) ein (vgl. Tabelle 23).

Auf Basis der in der Tabelle 23 zusammenfassend dargestellten Werte lassen sich keine Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen der Varietät von Flächengrößen und Flächenhäufigkeiten von Feldkulturen auf die Anzahl der Brutpaare ableiten.

Tabelle 23: Anteile Brutvorkommen auf MTBQ mit überdurchschnittlicher Diversität sowie Anteile MTBQ mit mehr als 50 % der jährlichen maximalen Brutpaarzahl eines MTBQ

	Hg	Hs		Hg	Hs
	Anteil Brutpaare auf MTBQ mit hoher Diversität (in %)	Anteil Brutpaare auf MTBQ mit hoher Diversität (in %)		Anteil MTBQ mit hohen BP-Zahlen und hoher Diversität (in %)	Anteil MTBQ mit hohen BP-Zahlen und hoher Diversität (in %)
2018	54,55	44,88		1,57	1,57
2019	52,00	54,00		4,67	4,67
2020	39,10	53,21		0,00	1,92
2021	51,91	50,27		4,37	5,46

Die Diversitätsindizes der Flächengrößen, der Flächenzahlen sowie deren jeweilige Verteilung (Evenness gem. Shannon-Index) der einzelnen Feldkulturen innerhalb der Messtischblattquadranten wurden auf Hinblick möglicher Einflüsse auf die Anzahl der Brutpaare statistisch näher untersucht. Ebenso erfolgte eine statistische Prüfung der Diversitätsindizes von Flächengröße, Flächenzahlen und deren Verteilung auf Basis der zusammenfassenden Kategorien innerhalb der MTBQ. Hierbei wurden neben den Daten des jeweils aktuellen Brutjahres auch die Daten der Kulturen des vorangegangenen Jahres betrachtet.

Die statistische Analyse (siehe Kap 3) erbrachte keine Hinweise auf mögliche Zusammenhänge von aktuellen Feldkulturen bzw. Kulturen der InVeKos-Daten und der Anzahl von Brutpaaren auf den einzelnen MTBQ. Auch die These, dass die Feldkulturen einen möglichen Einfluss auf die Brutanzahl des Folgejahres haben, konnte anhand der vorliegenden Daten nicht bestätigt werden.

Betrachtet man die Diversität innerhalb der einzelnen Horstradien so zeigen sich hier deutlich geringere mittlere Diversitätsindizes als im gesamten Projektgebiet (vgl. Tabelle 24), was vermutlich auf den kleineren Betrachtungsraum zurückzuführen ist.

Tabelle 24: Diversitätsindizes der Feldkulturen nach Flächengröße (Hg) und Flächenhäufigkeit (Hs) in den Horstradien nach Jahren

Jahr	Hg Median	Mg max	Hg min	Hs Median	Hs max	Hs Min
2018	1,68	2,27	0,58	2,33	2,79	1,33
2019	0,72	1,07	0,16	1,85	2,29	1,36
2020	1,69	2,49	0,93	2,33	2,91	1,65
2021	1,74	2,30	0,63	2,64	3,01	1,39

Die mittleren Diversitätsindizes in Bezug auf die Flächengrößen der Kulturen innerhalb aller Horstradien lagen in den Erfassungsjahren zwischen 0,72 (2019) und 1,74 (2021). In Bezug auf die Flächenanzahlen der einzelnen Kulturen lag sie zwischen 1,85 (2019) und 2,64 (2021).

Im Vergleich zwischen den Diversitätsindizes des gesamten Untersuchungsgebietes (Abbildung 10) und den Indizes der Horstradien (Abbildung 13) zeigen sich die Unterschiede insbesondere in den Jahren 2019 und 2020. Während die Werte im gesamten Projektgebiet im Jahr 2019 ähnlich verteilt liegen wie im Jahr 2018, wiesen sie in den Horstradien eine deutlich höhere Homogenität innerhalb der Flächengrößen und Häufigkeit der Feldfrüchte auf als in den anderen Jahren. Ebenso ist ein deutlicher Unterschied im Jahr 2020 zu erkennen. Hier war die Vielfalt an Flächengrößen sowie die Diversität an Kulturen innerhalb der Radien ähnlich der Mannigfaltigkeit der Jahre 2018 und 2021, während die Werte zur Vielfalt an Kulturen im Gesamtgebiet deutlich unter den Werten der anderen Erfassungsjahre lagen (vgl. Abbildung 13).

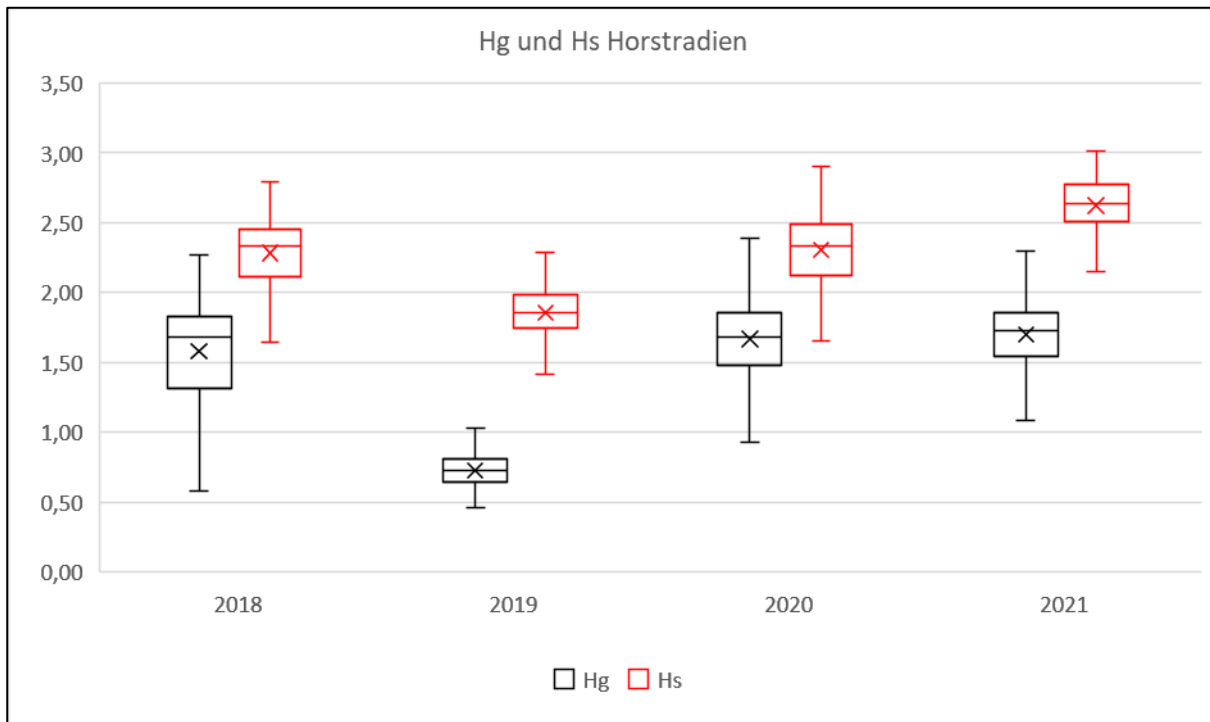


Abbildung 13: Diversitätsindizes der Feldfruchtvorkommen nach Flächengröße (Hg) und Flächenanzahl (Hs) der einzelnen Kulturen innerhalb der Brutplatzradien im Projektzeitraum

Bei der Betrachtung des jährlichen prozentualen Anteils von Horsten mit überdurchschnittlichen Diversitätsindizes für Flächengrößen und Flächenanzahl der einzelnen Feldkulturen in Verbindung mit Reproduktionsklassen zeigen sich, dass diese weder zwischen den Diversitätsindizes der Jahre noch zwischen den Indizes je Reproduktionsklassen, starke Unterschiede zeigen (Tabelle 25).

Tabelle 25: Prozentuale Anteile der Horste mit überdurchschnittlichen Diversitätsindizes im Horstumfeld (1.500 m) nach Reproduktionsklassen

	Hg 2018	Hg 2019	Hg 2020	Hg 2021	Hs 2018	Hs 2019	Hs 2020	Hs 2021
1 Juv	38,46	52,50	46,51	45,83	69,23	57,50	46,51	41,67
2 Juv	54,76	40,43	50,00	52,31	45,24	53,19	51,85	41,54
3 Juv	45,45	62,50	62,50	47,06	45,45	43,75	56,25	76,47
4 Juv	-	-	0,00	-	-	-	0,00	-
Gesamtanteil	50,77	52,20	51,23	49,78	47,69	50,00	50,74	49,34

Trotz der jährlichen Schwankungen der Anteile der Reproduktionsklassen (vgl. Tabelle 7) kann anhand der Werte kein eindeutiger Rückschluss auf einen Zusammenhang zwischen der Höhe der Vielfalt im 1.500 m-Radius um die Horste und der Anzahl Jungvögel pro Horst gezogen werden. In der Abbildung 14 werden die Diversitätsindizes der Flächengrößen und Flächenzahlen der Feldfrüchte in den Horstradien sortiert nach der Anzahl nachgewiesener Jungvögel aufgetragen.

Die Abbildung zeigt die nahezu identischen Verteilungen der Indizes der Vielfältigkeit innerhalb der Horstradien.

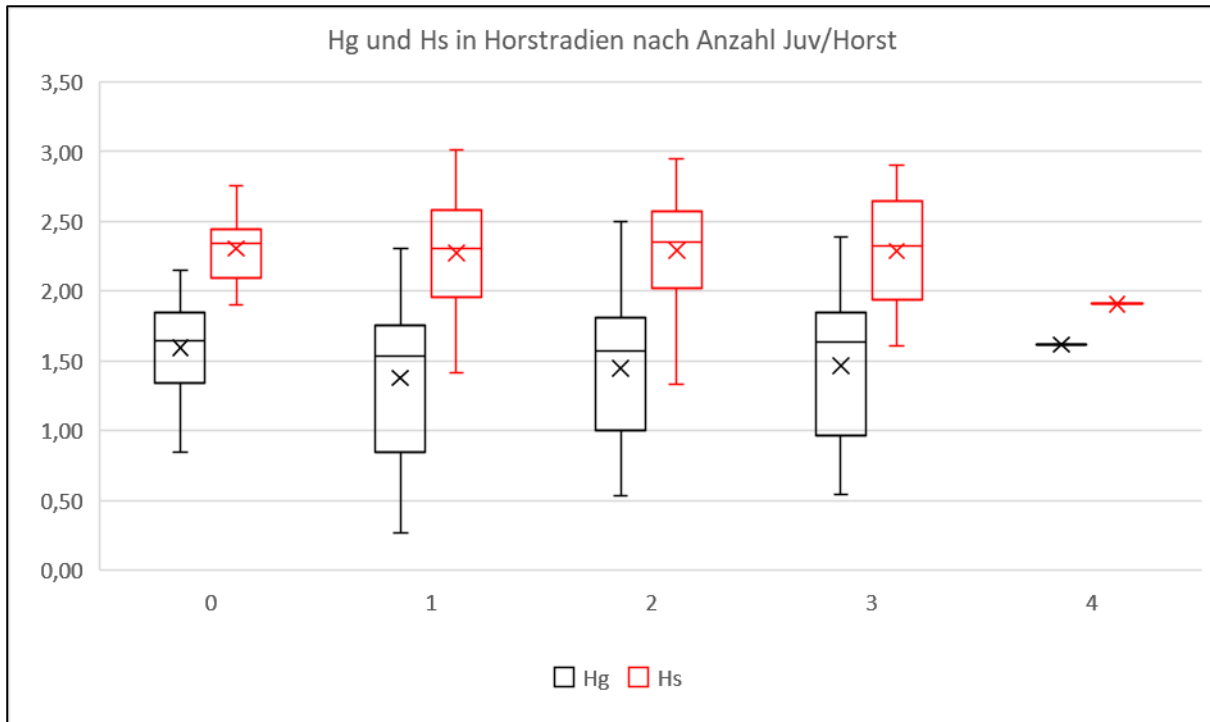


Abbildung 14: Diversitätsindizes der Flächengröße (Hg) und der Anzahl Flächen pro Feldkultur (Hs) in den Horstradien nach Anzahl der Juv. pro Horst

Ebenso wie die Diversität der MTBQ wurden die Diversitätsindizes der Horstradien statistisch auf einen möglichen Zusammenhang bzw. Einfluss auf die Anzahl der Jungvögel eines Horstes geprüft. Diese Prüfung erbrachte keine Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen den Flächengrößen, Flächenanzahl sowie der Verteilung der einzelnen Feldkulturen innerhalb der Radien. Diese Prüfungen wurden ebenfalls für die Diversitäts-Werte der kategorisierten Feldfrüchte durchgeführt. Auch hier konnten keine Hinweise auf einen Zusammenhang ermittelt werden.

Diskussion

BRUTBESTAND UND MÖGLICHE EINFLÜSSE VON FELDKULTUREN

Rotmilanbestände unterliegen jährlichen natürlichen Schwankungen, deren Ursachen von einer Vielzahl von Faktoren abhängig sein können. Die Kenntnislage über diese Ursachen ist als defizitär zu bezeichnen. Neben offensichtlichen Veränderungen, wie z.B. der Verlust von Horstbäumen, können die Ursachen, warum von einem zum anderen Jahr Unterschiede in den Brutpaarzahlen eines Gebietes auftreten, meist nicht bestimmt werden. So wurde während des Projektzeitraumes jährliche eine Zunahme an Brutvorkommen des Rotmilans im Projektgebiet verzeichnet (vgl. Kap. 3). Da es im Rahmen des Projektes zu keiner Veränderung in der Bearbeitungsweise und dem Bearbeitungsumfang auf einer oder mehreren Flächen gekommen ist, kann dieses als Ursache der unterschiedlichen Brutbestände ausgeschlossen werden. Rotmilane besitzen i. d. R. so genannte Wechselhorste welche ungleichmäßig genutzt werden können. Daher kann nicht ausgeschlossen werden, dass ein Teil der „Neuansiedlungen“ durch die Besetzung solcher Horste entstanden und die besetzten Horste der Vorjahre sich knapp außerhalb des Projektgebietes befanden. Diese sogenannten Randeffekte würden jedoch gewisse evtl. nicht unbedeutende Rückgänge der Brutpaare in angrenzenden Gebieten bedeuten.

Da die Differenzen in den jährlichen Brutpaarzahlen jedoch nicht nur auf die Außenbereiche des Projektgebiets beschränkt sind, ist anzunehmen, dass es sich bei den meisten „Neuansiedlungen“ im Projektgebiet um Brutpaare handelt, welche bisher entweder nicht gebrütet haben oder aus weiter entfernten Gebieten stammen.

Die Zuwachsraten zwischen den Jahren 2018 bis 2019 sind als relativ gering zu bezeichnen und könnten zumindest in Einzelfällen auf lokale Brutplatzverschiebungen zurückzuführen sein. Der deutliche Zuwachs an Brutpaaren im Jahr 2021 (vgl. Tabelle 2) kann jedoch nicht durch kleinräumige Brutplatzverschiebungen erklärt werden. Wie die Betrachtung der Verteilung von Brutvorkommen im Projektgebiet zeigt, kam es innerhalb des Projektzeitraumes auch zu Bestandsschwankungen auf jedem MTBQ. Trotz der steigenden Brutpaarzahlen wurde auf keinem MTBQ eine kontinuierliche Zunahme an Brutpaaren nachgewiesen (vgl. Tabelle 3).

Im Projektgebiet konnten im Zeitraum 2018 bis 2021 keine offensichtlichen Veränderungen festgestellt werden, welche auf eine mögliche Ursache für die nachgewiesenen Schwankungen hindeuten.

Als ein möglicher Einflussfaktor für die Besiedlung durch den Rotmilan wurde die Zusammensetzung der Landschaft näher betrachtet. Das Projektgebiet sowie die Umfelder der einzelnen Horste (Horstradien) werden überwiegend von landwirtschaftlichen Flächen dominiert (vgl. Kap. 4, Biotop- und Nutzungstypen). Hierdurch wird die Vegetationsstruktur im Projektgebiet großflächig durch die jährlich angebauten Feldfrüchte bestimmt. Zur Prüfung der These von Einflüssen der Vegetationsstrukturen auf die Siedlungsdichte und die Anzahl von Jungvögeln pro Horst wurden die BTNT sowie die angebauten Feldkulturen näher betrachtet. Bei dieser Betrachtung auf Basis der MTBQ des Projektgebiets konnten keine Hinweise ermittelt werden, welche auf einen Einfluss der einzelnen BTNT oder Feldfrüchte auf die Brutpaarzahlen hinweisen (vgl. Kap. 4). Ebenso wurden keine potenziellen Einflüsse der Feldfruchtkategorien (vgl. Kap. 4 InVeKosdaten) ermittelt. Eine statistische Prüfung der Diversität von Feldfruchtflächengrößen, Anzahl der Feldfruchtflächen (je Kultur und je Kategorie) sowie deren Verteilung (Evenness) auf den MTBQ erbrag ebenfalls keine Hinweise auf Zusammenhänge zwischen der Vielfaltigkeit eines Gebietes und der Brutpaarzahl innerhalb des Gebietes. Insbesondere konnten keine Hinweise

eines Zusammenhanges zwischen den Feldfrüchten (InVeKos-Daten) und dem sprunghaften Anstieg der nachgewiesenen Brutpaarzahlen im Jahr 2021 ermittelt werden.

Parallel wurde die These eines Einflusses der Feldfrüchte und der Biotop- und Nutzungstypen auf die Anzahl Jungvögel pro Brutpaar anhand der Daten aus den 1.500 m Radien der Brutstandorte geprüft. Ebenso wie in Bezug auf die Brutpaarzahlen konnten weder bei der Prüfung der BTNT-Zusammensetzung oder den jährlichen Anbaukulturen und deren Zusammensetzung (Diversität) innerhalb der einzelnen Radien Hinweise auf Einflüsse auf die Reproduktionszahlen der einzelnen Horste ermittelt werden.

Im Zusammenhang mit den sogenannten „Greening-Flächen“ ist zu sagen, dass diese Flächen im Projektgebiet nur einen sehr kleinen Flächenanteil einnehmen (vgl. Kap 3). Wie bei allen anderen Kulturen konnten auch ihnen keine Bedeutung für den Rotmilan im Zusammenhang mit Brutpaaren oder Reproduktionszahlen nachgewiesen werden. Dennoch ist eine Bedeutung als Nahrungshabitat generell sehr wahrscheinlich (KARTHÄUSER et al. 2019). Welchen Stellenwert diese Bedeutung bzw. diese Flächen hierbei einnehmen, kann anhand der vorliegenden Daten nicht abgeschätzt werden. Hierzu sind spezielle Untersuchungen zur Raumnutzung der Rotmilan-Brutpaare notwendig.

Zusammenfassend ist zu sagen, dass die landwirtschaftlichen Kulturen, allein schon wegen der Dominanz innerhalb des Lebensraumes einen Einfluss auf den Rotmilan und die Reproduktionszahlen der Arten haben müssen. Im Rahmen des Projektes konnte dieser Einfluss jedoch nicht ermittelt werden.

Gegenwärtig ist der generelle Kenntnisstand über mögliche Bedeutungen von Feldkulturen oder anderen Vegetationszusammensetzungen für die Revierbesetzung und die Anzahl der Jungvögel pro Horst noch sehr gering. Bei der hier vorliegenden Auswertung handelt es sich nicht um einen abschließenden Ausschluss möglicher Verbindungen zwischen Feldfrüchten und Brutdichten bzw. Reproduktionszahlen. Auf Grund der Datenlage sind tiefergehende Untersuchungen zur möglichen Bedeutung beispielsweise von bestimmten Kombinationen von Feldfrüchten, Fruchtfolgen, Anbauweisen, die Bedeutung von Randstrukturen usw. nicht möglich. Ebenso ist nicht auszuschließen, dass die in diesem Projekt gewählte pauschale Flächenabgrenzung von 1.500 Metern um jeden Horst zu ungenau ist und andere Abgrenzungen z.B. anhand von Telemetry-Daten oder Raumnutzungsbeobachtungen, andere und detailliertere Aussagen zum Einfluss der Anbaukulturen auf den Rotmilan zulassen könnten. Ebenso ist eine Einbeziehung der Nahrungsverfügbarkeit in zukünftigen Studien ratsam.

REPRODUKTION

Die Anteile der jährlichen Verteilung von Reproduktionsklassen (Anzahl Jungvögel im Horst) weisen gewisse marginale Schwankungen auf. Insgesamt sind die Verhältnisse der prozentualen Anteile der Klassen innerhalb der einzelnen Jahre jedoch nahezu gleich (vgl. Tabelle 7). Diese Verteilung deckt sich mit den aus der Literatur bekannten Angaben zu Jungenzahlen in Rotmilanhorsten (z.B. AEBISCHER 2009)

Ebenso sind bei den Werten der Messgrößen, welche sich auf die durchschnittliche Anzahl Jungvögel pro Horst (vgl. Tabelle 10) beziehen, zwischen den Jahren keine auffälligen Unterschiede zu erkennen. Trotz der z.T. deutlich unterschiedlichen Anzahl von Brutvorkommen bleiben die

ermittelten Werte sowohl in Bezug auf nachgewiesene Jungvögel als auch auf ausgeflogene Jungvögel nahezu konstant.

Die von GEDEON (1994) definierten Messgrößen Fortpflanzungsziffer und Brutgröße wurden für die Auswertung von z.T. uneinheitlichen Monitoring-Daten bestimmt, bei deren (überwiegend ehrenamtlichen) Erhebung der hohe Aufwand zur Ermittlung von Verlusten nicht erbracht werden kann. Dieses hat zur Folge, dass die Anzahl der Jungvögel bzw. beringten Jungvögel z.T. ungeachtet späterer Verluste als ausgeflogen gewertet werden. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde spezielle Untersuchungen zu Verlusten durchgeführt, wodurch detailliertere Daten vorliegen. Bei der Ermittlung der oben genannten Größen wurde der Definition von GEDEON (1994) gefolgt, wodurch die Werte der angegebenen Messgrößen an Vergleichbarkeit verlieren. Daher wurden für die vorliegenden Daten weitere Messgrößen bestimmt (vgl. Kap. 3). So sind die Werte der eingeführten Reproduktionsziffer (REPZ) mit den Werten der Fortpflanzungsziffer (FPFZ) aus der Literatur gleichzustellen. Im Rahmen des Projektes wurde eine durchschnittliche FPFZ von 1,30 und eine durchschnittliche REPZ von 1,40 ermittelt. Die jährlichen Unterschiede zwischen den beiden Größen variieren zwischen 0,12 und 0,07 (vgl. Tabelle 10). Diese Differenzen zwischen der Fortpflanzungsziffer (FPFZ) und der Reproduktionsziffer (REPZ) stellen die durchschnittliche Anzahl nachgewiesener Individuenverluste pro näher betrachteten Horst dar. Somit kam es pro einbezogenen Horst im Projektgebiet zu Verlusten von zwischen 0,12 und 0,07 Jungvögeln in den Jahren 2018 und 2021.

Aus der Literatur werden durchschnittliche generelle FPFZ für den Rotmilan genannt. So nennen z.B. MAMMEN et al. (2014) einen Wert von 2,0 (+/- 0,2), nach MEBS & SCHMIDT (2014) liegt sie bei 1,8. Regional können diese Werte jedoch abweichen und jahrweise stark schwanken. So schwankten die jährlichen Medianwerte, welche von KOLBE (2017) aus dem Zeitraum 1988 bis 2009 ausgewertet wurden, zwischen ca. 1,2 und knapp 2,0. Im Projektzeitraum wurde (mit Ausnahme in 2019) jährlich ein Wert von 1,42 der vergleichbaren Reproduktionsziffer ermittelt, welcher damit etwa im mittleren Bereich der bei KOLBE (2017) berücksichtigten Werte liegt. Daten aus dem Stadtbereich Halle (Saale) und dem Saalekreis (basierend auf SCHÖNBRODT & STEINBORN unveröff.) weisen aus den Jahren 1999 bis 2020 mit einer durchschnittlichen Fortpflanzungsziffer von 1,47 einen ähnlichen Mittelwert auf, wobei die Werte aus den Jahren 2018 bis 2020 bei durchschnittlich 1,36 lagen.

Die beiden Messgrößen Brutgröße (BRGR) und die neu definierte Reproduktionsgröße (REGR) sind jedoch nicht gleichzusetzen. Mit der Brutgröße, welche sich ausschließlich auf Horste mit erfolgreichen Ausflügen bezieht, wird die maximale Anzahl von ausgeflogenen Jungvögeln pro Horst, an dem mindestens ein Jungvogel ausgeflogen ist, innerhalb eines Betrachtungsraumes dargestellt (GEDEON 1994).

Bei der REGR werden (im Gegensatz zur BRGR) alle Horste mit Reproduktionsnachweisen (unabhängig ob diese als erfolgreich ausgeflogen gewertet werden) einbezogen. Das bedeutet, dass mit der Reproduktionsgröße die maximale potentielle Reproduktion (pro Horst), innerhalb eines Betrachtungs(-zeit) raumes, ermittelbar ist.

An dieser Stelle sei angemerkt, dass auch die im Rahmen des vorliegenden Projektes ermittelten Werte erfolgreich ausgeflogener Jungvögel nur eine Annäherung an die wahre Ausflugsrate darstellen können, da ein sicherer Nachweis über das Verlassen eines Horstes nur mit einer kontinuierlichen Überwachung z.B. durch Video oder Satelliten-Telemetrie erfolgen kann.

Betrachtet man die durchschnittliche Reproduktionsgröße (REGR), so wäre im Erfassungszeitraum der erfolgreiche Ausflug von 1,65 Jungvögel pro Horst im Projektgebiet möglich gewesen. Hierbei wurden zwischen den Jahren eine nur minimale Schwankung der Werte von maximal 0,03 ermittelt. In Anbetracht der jährlichen Veränderung der Brutpaare, besonders im Jahr 2021, konnte im Rahmen des Projektes keine deutliche Abhängigkeit zwischen der Anzahl der Brutpaare und dieser Größe ermittelt werden. Aus dem Großraum Halle (Saale) wurde aus dem Zeitraum 2018 bis 2020 eine REGR von durchschnittlich 1,58 ermittelt (basierend auf SCHÖNBRODT & STEINBORN unveröff.), welcher damit ähnlich dem der Projektfläche ist. Jedoch beinhaltet dieser Wert höhere Schwankungen zwischen den Jahren als auf der hiesigen Projektfläche. Vergleichbare Daten aus weiteren Gebieten liegen derzeit nicht vor, so dass keine Vergleiche oder Ableitungen dieser Werte gemacht werden können. Dementsprechend können die bisher ermittelten Zahlen dieser Messgröße nicht weiter diskutiert werden. Hierzu bedarf es weiterer Untersuchungen und ggf. Berechnungen vorhandener Daten. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Ergebnisse dieser Berechnungen in die Ermittlung und Bewertung der Lebensraumkapazitäten für den Rotmilan einbezogen werden können.

Nach NICOLAI & WEIHE (2001) betrugen die Brutgrößen (BRGR) der Rotmilane auf einer insgesamt ca. 440 km² großen Monitoringfläche bei Halberstadt, welche Teilflächen des Projektgebietes sind, in den Jahren 1978 – 1989 bei 2,29 und in den Jahren 1990 – 2001 bei 1,78 (+/- 0,29).

KOLBE & NICOLAI (2016) ermittelten im Jahr 2016 auf dieser Monitoringfläche eine Brutgröße von 1,60. Mit einer durchschnittlichen Brutgröße von 1,76 wurde im Rahmen des vorliegenden Projektes damit ein ähnlicher Wert wie bei NICOLAI & WEIHE (2001) und ein leicht höherer als im Jahr 2016 nachgewiesen.

Nach Angabe der oben genannten Autoren fand, zumindest ab 1978, eine Abnahme der Brutgrößen im nördlichen Harzvorland statt. Eine solche Abnahme ist auch im Bereich um die Stadt Halle (Sachsen-Anhalt) ermittelt worden. Lagen die durchschnittlichen Brutgrößen der Jahre 1991 – 1998 noch bei 2,13 (SCHÖNBRODT & TAUCHNITZ 2000) so variierten sie in den Folgejahren bis 2010 zwischen 2,05 und 1,62. Im Mittel lag die Brutgröße im Zeitraum 1999 – 2010 bei 1,87, im Zeitraum 2011 bis 2020 nahm die Brutgröße weiter ab und erreichte einen Mittelwert von 1,68 (basierend auf SCHÖNBRODT & STEINBORN unveröff.).

In Anbetracht normaler jährlicher Schwankungen, sowie der seit Jahren rückläufigen Werte sind die im Projektzeitraum nahezu gleichbleibenden Brutgrößen erwähnenswert. Eine Erklärung für diese, über den Projektzeitraum nahezu konstanten Werte kann im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht abgegeben werden. Bei Sichtung der Daten aus dem Großraum Halle ist auch in diesem Teil Sachsen-Anhalts ab dem Jahr 2016 eine gewisse Abnahme der jährlichen Schwankungen zu erkennen (basierend auf SCHÖNBRODT und STEINBORN unveröff.).

VERLUSTE UND REY-MANSCHETTEN

Immer wieder wird in der Literatur der Waschbär als Prädator von Rotmilanen hervorgehoben (TOLKMITT et al. 2012, GLEICHNER & GLEICHNER 2013, SCHÖNBRODT 2015) aber auch andere Raubtiere wie Marder und vor allem Greifvögel wie z.B. Uhu, Habicht und Seeadler sind als Feinde von Greifvögeln bekannt (z.B. GRÜNKORN 2016, GOTTSCHALK et al. 2019).

Die Rate der jährlichen Individuenverluste im Projektgebiet lagen zwischen 5 % und 9 % der Gesamtzahl nachgewiesener Jungvögel (vgl. Tabelle 8). Bei den im Rahmen der Untersuchungen ermittelten Verluste von Rotmilan-Nestlingen konnten nur an acht von 36 Standorten mit

Verlusten, eine Prädation bestätigt werden. An zwei dieser acht Standorte wurden die Jungvögel nachweislich vom Habicht prädiert, bei den weiteren drei Standorten wiesen Kletterspuren und/oder Rissfunde auf eine Prädation durch Raubsäuger hin, ob es sich bei diesen Fällen um eine Tötung der Individuen durch den Räuber handelte, oder das Tier bereits tot aufgefunden und dann gerissen wurde, konnte nicht ermittelt werden.

Bei den 36 weiteren Standorten ist die Verlustursache ungeklärt.

Zur näheren Untersuchung von Verlustursachen bei Rotmilan-Nestlingen wurden im Rahmen des Projektes u. a. sogenannte Rey-Manschetten an Rotmilan-Horstbäumen montiert (vgl. Kap 2). Verschiedene Untersuchungen weisen darauf hin, dass das Anbringen von Horstbaum-Manschetten einen positiven Effekt auf den Reproduktionserfolg haben kann. So wurde z.B. bei Untersuchungen in der Elbaue und Saaleaue ein positiver Effekt von Manschetten auf den Bruterfolg bei Rotmilanen nachgewiesen (SCHÜTZ et al. 2020). Auch NACHTIGALL et al. (2020) stellten bei Untersuchungen einen größeren Bruterfolg bei geschützten Horsten fest.

Allgemein sind die Kenntnisse über die aktuellen Einflüsse von Waschbären und anderen Landraubsäugern auf Greifvogelbestände derzeit noch defizitär. Generell ist der Waschbär ein Allesfresser, welcher über sehr gute Kletterkünste verfügt und damit eine potenzielle Gefahr für Rotmilan-Nestlinge darstellt.

Im vorliegenden Projekt wurde kein spezieller Versuchsaufbau hinsichtlich einer Untersuchung von Effekten eines Horstbaumschutzes in Bezug auf Waschbären vorgenommen. So erfolgte das Anbringen der Manschetten weder in speziell dafür ausgewählten Gebieten oder Biotoptypen noch an dafür ausgewählten Horststandorten. Ebenso wurden keine vertiefenden Erfassungen, wie z.B. bei SCHÜTZ et al. (2020), hinsichtlich Verluste in benachbarten Greifvogelhorsten, durchgeführt. Im vorliegenden Projekt wurden lediglich die Daten von manschettierten und ungeschützten Horsten gegenübergestellt. Ob es auf Grund dieser Gegenüberstellung zu Unschärfen in Bezug auf lokale Effekte von Manschetten kommt, konnte nicht ermittelt werden. Die Ergebnisse aus dem Projektzeitraum (2018 bis 2021) weisen generell auf keine eindeutig positiven Effekte des Horstschutzes durch Rey-Manschetten auf den Bruterfolg oder die Anzahl der erfolgreich ausgeflogenen Jungvögel hin. Zwar lag der Anteil vorzeitiger Brutaufgaben (vor dem Nachweis einer Reproduktion) an ungeschützten Horsten im Vergleich zu geschützten Horsten deutlich höher, doch konnten die Ursachen dieser Brutaufgaben nicht ermittelt werden. Im weiteren Verlauf der Brutzeit bestätigten sich die anfänglich positiven Auswirkungen nicht. So lagen die Anzahl der Individuenverluste bei geschützten Horsten höher als bei ungeschützten Horsten. Paradoxe Weise war auch die Anzahl der von Verlusten betroffenen Standorte bei geschützten Nestern höher als bei ungeschützten.

Insgesamt betrachtet sind die Unterschiede jedoch sehr gering und ein merklich positiver Effekt der Manschetten kann, im Gegensatz zu den Ergebnissen von NACHTIGALL et al. (2020), nicht abgeleitet werden.

Dennoch können anhand dieser Daten Rückschlüsse auf die Effektivität von Manschetten besonders auf die Verlustursachen aus dem Projektgebiet gezogen werden.

An ca. 12 % der Standorte mit Manschetten und ca. 7 % an Standorte ohne Manschette wurden Individuenverluste verzeichnet (vgl. Tabelle 13), deren Ursachen nicht ermittelt werden konnten. Auf Grund der Schutzmaßnahmen kann bei den Verlusten an Standorten mit Manschetten der Waschbär ausgeschlossen werden. Daher sind weitere mögliche Ursachen zu betrachten.

Im Rahmen einer Videoüberwachung eines Mäusebussardhorstes konnte eine versuchte Prädation des Jungvogels durch einen Schwarzmilan dokumentiert werden (eigene Untersuchungen des

Rotmilanzentrums). Ebenso wurde im Rahmen eines anderen Projektes des Rotmilanzentrums ein Mäusebussardnestling unter einem Rotmilanhorst aufgefunden, was auf eine mögliche Prädation des Mäusebussards durch den Rotmilan schließen lässt.

Aber es kommt nicht nur durch Fremdeinwirkungen zu Verlusten. So wurde, wie bereits erwähnt, der Tod von zwei Jungvögeln ohne Fremdeinwirkungen dokumentiert. In einem Fall konnte auch das Verfüttern des verstorbenen Jungvogels an die Nestgeschwister dokumentiert werden. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden zudem mehrfach Jungvogelreste in Horsten mit weiteren lebenden Jungvögeln nachgewiesen, was darauf schließen lässt, dass die dokumentierte Verfütterung des zu Tode gekommenen Nestlings an die übrigen Jungvögel kein Einzelfall darstellt (GOTTSCHALK et al. 2019).

Bisher besteht, zumindest aus dem Projektgebiet, noch ein Wissensdefizit darüber, in welchem Umfang Prädation durch andere Greifvögel einen Einfluss auf die Anzahl der ausfliegenden Rotmilan-Nestlinge besitzt. Ebenso ist unbekannt, wie hoch der Anteil von im Horst ohne Fremdeinwirkung versterbender Jungvögel ist. Mit den aktuellen Beobachtungen des Verfütterns verstorbener Jungvögel an die Nestgeschwister kommt ein bisher unbekannter Faktor bei der Betrachtung und Untersuchung von Verlustursachen hinzu.

Vielfach wird von einer Prädation durch Waschbären ausgegangen, da diese bei Erfassungen regelmäßig in Horsten oder Astgabeln nachgewiesen wurden. Ebenso werden anhand von im Horst oder im Umfeld des Horstes vorgefundenen Überresten von Jungvögeln oder anderen Nachweisen (teilweise eventuell etwas vorschnell) von einer Prädation durch Waschbären ausgegangen. Belegbare Nachweise von Prädationen an Greifvogelnestern durch Waschbären sind jedoch in den seltensten Fällen vorhanden. Ebenso weisen die Funde von Überresten junger Rotmilane in Horsten mit weiterem Nachwuchs darauf hin, dass nicht jedes Verschwinden eines Jungvogels auf eine Prädation zurückzuführen ist. Was erneut die Frage aufwirft, in welchem Umfang junge Rotmilane im Horst ohne Fremdeinwirkung oder z.B. durch Sturz aus dem Horst versterben und ggf. im Anschluss durch den Waschbären oder andere Raubtiere am Boden gefressen werden.

Da bei den mit Manschette geschützten Horsten eine Prädation durch den Waschbären ausgeschlossen werden kann, ist an diesen Standorten neben nicht fremdverschuldeter Todesursachen die Prädation durch andere Greifvögel als Ursache der ermittelten Verluste anzunehmen. In welchem Umfang hier wirklich eine Prädation durch andere Greifvögel erfolgte oder die Jungvögel eines „natürlichen Todes“ starben bleibt jedoch ungeklärt. Bisher ist über den Einfluss von Prädation durch Greifvögel an Rotmilanbrutvorkommen wenig bekannt.

TODESURSACHEN

Die im Rahmen der Obduktionen festgestellten Todesursachen weichen stark von den bisher bekannten und regelmäßig nachgewiesenen Verlustursachen bei Rotmilanen (LANGGEMACH et al. 2010, KOLBE et al. 2019) ab. So wurden z.B. keine Kollisionen mit Windenergieanlagen nachgewiesen, welche von KOLBE et al (2019) als Haupttodesursache ermittelt wurde. Das liegt einerseits daran, dass der überwiegende Teil des Projektgebietes frei von Windenergieanlagen sind und dass die Anlagen im Untersuchungsgebiet zusätzlich nicht regelmäßig kontrolliert wurden. Jedoch wurden Fälle von illegaler Nachstellung (Vergiftung, Abschuss) nachgewiesen, welche ohne die speziellen Untersuchungen im Rahmen des Projektes nicht offenbart worden wären. Besonders interessant, sind die natürlichen Todesursachen, da diese ohne Obduktion kaum

nachweisbar sind. Anhand der vorliegenden Daten lässt sich vermuten., dass Fälle von Infektionen (bakteriell, viral oder mykotisch) in der Natur scheinbar regelmäßig auftreten, in der Vergangenheit jedoch nicht als solche identifiziert wurden. Es ist davon auszugehen, dass in solchen Fällen als Todesursache „unbekannt“ angegeben wurde. Die gleiche Vermutung trifft wohl auch in Bezug auf die beiden Fälle von Prädation zu, die wahrscheinlich durch freilaufende Hunde verursacht wurden. Im Falle des adulten Rotmilan bleibt jedoch die Frage offen, ob er durch die Belastung mit dem Rodentizid Bromadiolon derart vorgeschädigt war, dass er nicht mehr flüchten konnte. Dennoch wären ohne die Obduktion die Blutergüsse und die genannte Vorbelastung nicht erkennbar gewesen.

SCHADSTOFFE

Entgegen den Erwartungen konnten Schwermetalle, insbesondere Blei, nicht in problematischen Konzentrationen in den Lebern und Nieren der untersuchten Rotmilane nachgewiesen werden. Blei wird regelmäßig bei Greifvögeln nachgewiesen, insbesondere bei Aasfressern, die mit der Nahrung Rückstände bleihaltiger Munition aufnehmen (MONCLÚS et al. 2020). Auch beim Rotmilan wurden Belastungen mit Blei nachgewiesen, zum Teil in lebensbedrohlichen Dosen (CARDIEL et al. 2011). Dass die untersuchten Rotmilane keine erhöhten Bleiwerte aufwiesen, ist ein gutes Zeichen und zeigt, dass Blei zumindest im Projektgebiet für den Rotmilan kein Problem darstellen. Weichmacher, die bei der Nahrungssuche an Mülldeponien und Kompostieranlagen aufgenommen werden können, konnten ebenso nicht in den untersuchten Tieren nachgewiesen werden und stellen damit für den Rotmilan scheinbar ebenfalls im Projektgebiet kein Problem dar. Durch verendete und nicht entsprechend den Verordnungen der Veterinärhygiene beseitigten Tierkörper können Veterinärpharmazeutika in die Umwelt gelangen. Da in den untersuchten Kadavern keine Schmerzmittel und Entzündungshemmer und nur bei einem Tier zwei verschiedene Antibiotika nachgewiesen wurden, kann angenommen werden, dass zumindest gegenwärtig diese Stoffe keine bedeutsamen Probleme für die Rotmilane im Projektgebiet darstellen.

Pflanzenschutzmittel (Insektizide, Herbizide und Fungizide) werden in der konventionellen Landwirtschaft regelmäßig und mehrmals jährlich eingesetzt. Insbesondere die Gruppe der Neonicotinoide kann für Vögel ein Problem darstellen, da die Substanzen selbst bei geringer Konzentration giftig wirken. Der relativ seltene Nachweis von Neonicotinoiden bei den toten Rotmilanen (1 von 16 Tieren) deutet daraufhin, dass von dieser PSM-Gruppe momentan eine eher als gering einzustufende Gefahr für Rotmilane ausgeht. Bei dem anderen Tier mit dem Nachweis einer Pflanzenschutzmittel-Belastung handelte es sich zum einen um das Insektizid (Dimethoat) aus der Stoffgruppe der Organophosphate und zum anderen um ein Fungizid (Difenoconazol). Insgesamt betrachtet spielen die PSM (Insektizide, Herbizide und Fungizide) bei der Schadstoffbelastung von Rotmilanen wohl nur eine untergeordnete Rolle.

Im Gegensatz zu den anderen Substanzgruppen zeigt sich jedoch deutlich, dass ein massives Problem hinsichtlich der Ausbringung bzw. der Verwendung von Rodentiziden besteht. Die im Rahmen des Projektes untersuchten Rodentizide wirken als sogenannte Blutgerinnungshemmer (Antikoagulanzen) und werden in der Substanz-Gruppe Antikoagulanzen der 2. Generation (SGAR, Second Generation Anticoagulant Rodenticide) zusammengefasst. Diese SGARs besitzen in der EU und in Deutschland zurzeit eine Zulassung als Köder zur Bekämpfung von Schädigern. Allerdings ist die Verwendung stark reglementiert und für den Gebrauch auf landwirtschaftlichen Flächen bzw. im Ackerbau nicht mehr zugelassen. Die momentan einzige zulässige Anwendung dieser

Rodentizide ist in Köderboxen in und an Gebäuden. So soll das Risiko von Sekundärvergiftungen bei Nicht-Ziel-Arten (wie z.B. dem Rotmilan) bei der Bekämpfung von Nagetieren minimiert werden. Die Risiken von SGARs sind für Greifvögel in der Literatur weitreichend beschrieben und bekannt (SHORE et al. 2018, WALKER et al. 2019). Ausgehend von der vorgeschriebenen Anwendung und Ausbringung dieser Mäusegifte, dürften diese für Rotmilane eigentlich keine Gefahr darstellen. Aus einer aktuellen Studie von WALTHER et al. (2021) geht jedoch hervor, dass Kleinvögel die Köderboxen aufsuchen und die Giftköder ebenfalls als Nahrung aufnehmen. Dies könnte dazu führen, dass sich die Blutgerinnungshemmer trotz der strikten Anwendungsregularien in die Umwelt und die Nahrungsketten gelangen. Beim Rotmilan als Top-Prädator könnte es zudem zu einer Akkumulation dieser Substanzen kommen (SCHMOLZ et al. 2014). Basierend auf den Ergebnissen der langjährigen Erfassung im Harzvorland (KOLBE & NICOLAI 2017) ist bekannt, dass Rotmilane zunehmend in Siedlungsnähe brüten. Es ist durchaus möglich, dass hierdurch eine Anpassung hinsichtlich der Nahrungsverfügbarkeit erfolgt bzw. erfolgt ist. Hierdurch ist jedoch auch wiederum eine Kontamination der Rotmilane mit Substanzen möglich, die in der offenen Landschaft nicht angewendet werden (dürfen). Diese These wird zum Beispiel durch eine Arbeit von BADRY et al. (2021) gestützt, der bei einer Auswertung von über 40 untersuchten Rotmilanen, darunter auch aus dem vorliegenden Projekt, ermittelte, dass die Konzentration von SGARs in Greifvögeln in der Umgebung von Siedlungen höher ist, gegenüber Greifvögeln welche weiter von Siedlungen aufgelesen wurden.

Fazit

Da landwirtschaftliche Flächen einen sehr großen Anteil an den Nahrungsgebieten der Rotmilane darstellen, ist von einer Bedeutung dieser Flächen für die Reproduktion auszugehen. Allerdings konnten im Rahmen dieses Projektes keine direkten Verbindungen von Anbaukulturen und der Brutpaardichte oder der Höhe von Reproduktionen innerhalb eines Horstes oder Gebietes ermittelt werden. So konnten die, im Rahmen des Projektes nachgewiesenen Schwankungen in den jährlichen Brutpaarzahlen nicht mit den vorliegenden Daten zu den Biotop- und Nutzungstypen oder den Daten zu Feldkulturen der jeweiligen Jahre in Zusammenhang gebracht werden. Insgesamt konnten keine Hinweise ermittelt werden, welche auf einen Einfluss der Zusammensetzung der BTNT, der Zusammensetzung sowie der Größe angebaute Feldkulturen auf die Anzahl Brutvorkommen pro Messtischblattquadrant schließen lassen. Ebenso konnten keine Hinweise einer Bedeutung der Zusammensetzung, der Größe der Feldfruchtschläge sowie der BTNT innerhalb des 1.500 m Horst-Radius auf die Anzahl der Jungvögel pro Horst ermittelt werden. Damit scheinen die landwirtschaftlichen Kulturen (zumindest im betrachteten Gebiet und Zeitraum) keinen nachweisbaren Einfluss auf die Revierbesetzung und die Anzahl von Jungvögel pro Horst zu besitzen.

Im vorliegenden Projekt wurden indirekte Einflüsse, wie z.B. die Bedeutung der Feldfrüchte als Nahrung für Beutetiere aber auch die allgemeine Nahrungsverfügbarkeit und die Nahrungsverfügbarkeit auf Flächen der einzelnen Kulturen nicht untersucht. Ebenso konnte die reale Raumnutzung der Rotmilane nicht in die Auswertung einbezogen werden. So liegen keine Kenntnisse darüber vor, ob und wie die Tiere sich in dem betrachteten Raum bewegten und ob sie wirklich primär den 1.500 m Radius zur Nahrungssuche nutzten. Um die Bedeutung von Nahrungsflächen bzw. ggf. Feldfruchtkulturen näher zu untersuchen Bedarf es tiefergehende Untersuchungen, welche Untersuchungen zu Nahrungsverfügbarkeit, Nahrungserreichbarkeiten sowie die reale Raumnutzung der Brutvögel (z.B. mittels Satellitentelemetrie) einbeziehen.

Insgesamt konnte im vorliegenden Projekt kein deutlicher positiver Effekt von Rey-Manschetten nachgewiesen werden. Dennoch verhindern Manschetten bei sachgerechter Anwendung das Ersteigen der Horstbäume durch Landraubsäuger (vor allem des Waschbären) und leisten damit einen Schutzbeitrag zum Erhalt des Rotmilans. Prädation durch Beutegreifer aus der Luft wie z.B. Habicht, Uhu können mit Ihnen jedoch nicht verhindert werden. NACHTIGALL et al. (2020) konnten in ihrer Untersuchung feststellen, dass die Nähe zum nächsten Rotmilanbrutplatz deutlich bedeutsamer für den Erfolg einer Rotmilan-Brut als der Horstschutz ist und stellen daher die Kosten-Nutzen einer Manschettierung von Horstbäumen in der Normallandschaft in Frage. Daher sollte vor einer „Plakatierung“ der Landschaft mit Rey-Manschetten besonnen auf die möglichen Verlustursachen neben dem Waschbären und besonders auf die lokalen Bestände des Waschbären geschaut werden.

DANKSAGUNG

Eine solche intensive und systematische Erfassung des Rotmilanbestandes auf einer Flächengröße wie es im Rahmen dieses Projektes geschehen, sowie die gesamte Umsetzung des Projektes wäre nicht ohne Unterstützung möglich gewesen. Daher möchten wir hier Danke sagen.

Den Herren Hellmann, M., Herrmann, S., Holz, R., Kartheuser, E., Kluschke, U., Kratzsch, L., Mammen, U., Nicolai, B., Nielitz, U., Schweigert, R., Seelig, K.-J., Teulecke, H. (+), Wadewitz, M., & Weihe, F. danken wir für die Möglichkeiten verlässliche jährliche Daten aus dem Projektgebiet auswerten zu können. Herrn Torsten Süß denken wir für das vorsichtige und verlässliche abseilen der Jungvögel und für die Geduld, wenn das Bodenpersonal mal etwas länger brauchte. Ebenso gilt unser Dank Frau M. Emmerich für die gute Zusammenarbeit mit dem LvWA.

QUELLENVERZEICHNIS

- AEBISCHER A. (2009): Der Rotmilan – Ein faszinierender Greifvogel. Haupt Verlag Bern Stuttgart Wien
- BADRY, A., D. SCHENKE, G. TREU & O. KRONE (2021): Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environmental Research* 193, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110602>
- BAIERLEIN, F., J. DIRSCHKE, V. DIRSCHKE, V. SALEWSKI, O. GEITER, K. HÜPPOP, U. KÖPPEN & W. FIEDLER (2014): Atlas des Vogelzugs Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. 1. Auflage. AULA-Verlag Wiesbelsheim
- CARDIEL, I.E., M.A. TAGGART & R. MATEO (2011): Using Pb–Al ratios to discriminate between internal and external deposition of Pb in feathers. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74, 911 – 917.
- GEDEON K. (1994): Monitoring Greifvögel und Eulen. Grundlagen und Möglichkeiten einer langfristigen Überwachung von Bestandsgrößen und Reproduktionsdaten. – Jahresbericht Monitoring und Greifvögel und Eulen Europas, 1. Ergebnisband 1-118; (zit. in KOLBE 2017)
- GEDEON, K., C. GRÜNEBERG, A. MISCHKE, C. SUDFELDT, W. EIKHORST, S. FISCHER, M. FLADE, S. FRICK, I. GEIERSBERGER, B. KOOP, M. KRAMER, T. KRÜGER, N. ROTH, T. RYSLAVY, S. STÜBING, S. R. SUDMANN, R. STEFFENS, F. VÖKLER & K. WITT (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten. Münster.
- GLEICHNER W. & F. GLEICHNER (2013): Aktiver Horstschutz durch das Ummanteln von Horstbäumen im Altkreis Bernburg von 2009 bis 2012. *Ornithologische Mitteilungen*, 65(9/10): 239-246.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMAN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsrate von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D
- GOTTSCHALK, E., R. BAYOH, M. KAMRAD & N. WASMUND (2019): Sterblichkeit junger Rotmilane *Milvus milvus* Im Nest – Ausmaß und Ursachen. *Vogelwelt* 139: 155 – 160 (2019).
- KARTHÄUSER, J., J. KATZENBERGER & C. SUDFELD (2019): Evaluation von Maßnahmen zur Verbesserung des Nahrungsangebotes für den Rotmilan *Milvus milvus* in intensiv genutzten Agrarlandschaften; *Vogelwelt* 139, S. 71 - 86
- KOLBE M. (2017): Bestands- und Reproduktionsentwicklung ausgewählter Greifvogel- und Eulenarten in Deutschland. *Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten Band 7*, S. 29 - 138
- KOLBE, M. & B. NICOLAI (2017): Der Rotmilan *Milvus milvus* und andere Greifvögel (Accipitridae) im nördlichen Harzvorland – Situation 2016. *Ornithol. Jber. Mus. Heineanum* 34, 1-22.
- KOLBE, M., B. NICOLAI, R. WINKELMANN & E. STEINBORN (2019): Totfundstatistik und Verlustursachen beim Rotmilan *Milvus milvus* in Sachsen-Anhalt. *Vogelwelt* 139, 141–153.

Quellenverzeichnis

- LANGGEMACH, T., O. KRONE, P. SÖMMER, A. AUE & U. WITTSTATT (2010): Verlustursachen bei Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilan (*Milvus migrans*) im Land Brandenburg. *Vogel Umwelt* 18, 85–101.
- MAMMEN, U., B. NICOLAI, J. BÖHNER, K. MAMMEN, J. WEHRMANN, S. FISCHER & G. DORNBUSCH (2014): Artenhilfsprogramm Rotmilan des Landes Sachsen-Anhalt. Ber. d. Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 5.
- MATTSSON, M.J., P. MATEO-TOMÁS, A. AEBISCHER, S. RÖSNER, F. KUNZ, E.M. SCHÖLL, S. ÅKESSON, D. DE ROSA, D. ORR-EWING, D. DE LA BODEGA, M. FERRER, C. GELPKE, J. KATZENBERGER, G. MACIOROWSKI, U. MAMMEN, M. KOLBE, A. MILLON, A. MIONNET, J. DE LA PUENTE, R. RAAB, S. VYHNAL, G. CECCOLINI, A. GODINO, G. CRESPO-LUENGO, J.A. SANCHEZ-AGUDO, J. MARTÍNEZ, J.J. IGLESIAS-LEBRIJA, E. GINÉS, M. CORTÉS, J.I. DEÁN, R. G. CALMAESTRA, M. DOSTÁL, E. STEINBORN & J. VIÑUELA (in prep.): Enhancing monitoring and transboundary collaboration for conserving migratory species under global change: the priority case of the red kite.
- MEBS T. UND D. SCHMIDT (2014): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. 2. Auflage Franckh-Kosmos Verlag Stuttgart.
- MONCLÚS, L., R.F. SHORE & O. KRONE (2020): Lead contamination in raptors in Europe: A systematic review and meta-analysis. *Science of the total Env.* 748, 141437.
- NACHTIGALL, W. (2018): Nestbaumschutz bei Rotmilan (*Milvus milvus*) und Schwarzmilan (*Milvus migrans*) – Notwendigkeit oder Illusion? Vortrag auf dem 9. Internationalen Symposium „Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten 2018“. Halberstadt.
- PETERSEN J. UND U. LANGNER (1992): Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt. Ber. d. Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 4.
- R CORE TEAM (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computin, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- SCHÖNBRODT, R. (2015): Waschbären können alles, außer Rey-Manschetten überklettern und fliegen. *Apus* 20: 84-89.
- SCHÖNBRODT R. UND STEINBORN E.: unveröffentlichte Datenbank langjähriger Beringungstätigkeiten und systematischer Bestandserfassungen im Großraum Halle.
- SCHÜTZ, T., M. KOLBE, E. STEINBORN & B. NICOLAI (2020): Effizienzkontrolle von Baummanschetten zum Schutz von Brutten des Rotmilans *Milvus milvus* und anderen Greifvögel vor Prädation durch Waschbären *Pocyon lotor*. *Vogelwelt* 140, 93-d102.
- SCHMOLZ, E., S. WIECK & A. FRIESEN (2014): Nagetierbekämpfung mit Antikoagulanzen – Was ändert sich durch die Biozid-Zulassung für die Praxis? *Umwelt und Mensch – Informationsdienst* 2/2014, 79-86.
- SHORE, R.F., E.D. POTTER, L.A. WALKER, M.G. PEREIRA, J.S. CHAPLOW, J.E. JAFFE, A.W. SAINSBURY, E.A. BARNETT, S. CHARMAN, , A. JONES, A. GIELA, C. SENIOR & E.A. SHARP (2018): The Relative Importance of Different Trophic Pathways for Secondary Exposure to Anticoagulant Rodenticides. *Proc. Vertebr. Pest Conf.* 28, 322–328.
- SIMON JACKMAN (2020). pscl: Classes and Methods for R developed in the Political Science Computational Laborarory. Unites States Studies Centre, University of Sydney. Sydney, New South Wales, Australia. Ra package version 1.5.5. URL <https://github.com/atahk/pscl/>

Quellenverzeichnis

- SÜDBECK, P., ANDREZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T. SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell
- TOLKMITT, D., D. BECKER, M. HELLMANN, E. GÜNTHER, F. WEIHE, H. ZANG & B. NICOLAI (2012): Einfluss des Waschbären *Procyon lotor* auf die Siedlungsdichte und Bruterfolg von Vogelarten – Fallbeispiele aus dem Harz und seinem nördlichen Vorland. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum Halberstadt, 30: 17-46
- WALTHER, B., A. GEDUHN, D. SCHENKE & J. JACOB (2021): Exposure of passerine birds to brodifacoum during *management* of Norway rats on farms. Science of the total Env. 762, 144160.
- WALKER, L.A., JAFFE, J.E., BARNETT, E.A., CHAPLOW, J.S., CHARMAN, S., GIELA, A., HUNT A.G., JONES, A., PEREIRA, M.G., POTTER, E.D., SAINSBURY, A.W., SLEEP, D., SENIOR, C., SHARP, E.A., VYAS, D.S., SHORE, R.F. (2019) Anticoagulant rodenticides in red kites (*Milvus milvus*) in Britain in 2017 and 2018. Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster, UK.
- WEBER, M. (2002): Untersuchungen zu Greifvogelbestand, Habitatstruktur und Habitatveränderungen in ausgewählten Gebieten von Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern. Jahresbericht Monitoring Greifvögel und Eulen Europas 3, Ergebnisband 1-114

Anhang

Tabelle: „Feldkulturen“ nach Flächencode mit zugeordneten Kategorien

CODE_Zahl	CODE_BEZ	Kategorie
1	Hecken oder Knicks (> 20m) CC	0
2	Baumreihen (> 50m) CC	0
3	Feldgehölze (50 - 2.000m²) CC	0
4	Feuchtgebiete (< 2.000m²) CC	0
5	Einzelbäume CC	0
11	Naturstein- o. Trockenmauern, Lesesteinwälle	0
12	Fels- u. Steinriegel, naturversteinte Fl.	0
13	Feldraine	1
15	Blühsplitterfläche bis max. 2,5 ha (MSL-Maßnahme)	1
50	Mischkulturen mit Saatgutmischung	1
51	Mischkulturen in Reihenanbau	1
54	Streifen am Waldrand (ohne Produktion) ÖVF	1
56	Pufferstreifen ÖVF DGL	1
57	Feldrand / Pufferstreifen ÖVF DGL	1
58	Feldrand / Pufferstreifen ÖVF AL	1
62	Brache ohne Erzeugung ÖVF	1
112	Winterhartweizen/Durum	3
113	Sommerhartweizen/Durum	2
114	Winter-Dinkel	3
115	Winterweichweizen	3
116	Sommerweichweizen	2
118	Winter-Emmer/-Einkorn	3
121	Winterroggen, Winter-Waldstaudenroggen	3
125	Wintermenggetreide	3
131	Wintergerste	3
132	Sommergerste	2
142	Winterhafer	3
143	Sommerhafer	2
144	Sommernenggetreide	2
156	Wintertriticale	3
157	Sommertriticale	2
171	Mais (ohne Silomais NC 411)	6
172	Mais (Biogas)	6
177	Mais mit Blü- und/oder Bejagungsschnesen	6
181	Rispenhirse	4
182	Buchweizen	5
183	Mohren-/Zuckerhirse (ohne Sudangras NC 803)	6
210	Erbsen (Mark-, Schal-, Zucker-, Futtererbse, Peluschke)	7
211	Gemüseerbse (Markerbse, Schalerbse, Zuckerbse)	7
220	Ackerbohne/Puffbohne/Pferdebohne/Dicke Bohne	7
221	Wicken (Pannonische Wicke, Zottelwicke, Saatwicke)	5
230	Lupinen (Süßlupine, weiße Lupine, ...)	5
240	Erbsen/Bohnen	7
250	Gemenge Leguminosen/Getreide	4
292	Linsen	5
311	Winterraps	8
320	Sonnenblumen	5
330	Sojabohnen	5
341	Lein, Flachs	5
390	Ölfrucht einer Gattung/Art, die in der akt. Liste fehlt	5
411	Silomais (als Hauptfutter)	6
413	Futterrübe/Runkelrübe	9
421	Klee: Rot/Weiß/Alexandrinier/Inkarnat/Erd/Schweden/Persischer	10
422	Kleegras	10

Anhang

CODE_Zahl	CODE_BEZ	Kategorie
423	Luzerne, Hopfenklee/Gelbklee, Bastardluzerne/Sandluzerne	10
424	Ackergras	10
425	Klee-Luzerne-Gemisch	10
433	Luzerne-Gras	10
451	Wiesen	10
452	Mähweiden	10
453	Weiden und Almen	10
454	Hutungen	10
458	Streuwiesen	10
459	Grünland	10
480	Streuobstfläche mit Grünlandnutzung	0
481	Streuobstfläche ohne Grünlandnutzung	0
492	DGL unter etablierten lok. Prakt. (Z.B. Heide)	10
574	Blühstreifen (MSL-Maßnahme)	1
575	Blühfläche (MSL-Maßnahme)	1
576	Schutzstreifen Erosion	1
583	Naturschutzfl., 2008 beihilfef./Art.32(2b(i)) VO 1307/2013	1
590	Brache mit jährlicher Einsaat von Blühmischungen	1
591	AL a. d. Erzeug. gen. iSd. Art. 4 Abs. 1 c) ii) VO 1307/2013	1
592	DGL a. d. Erzeug. gen. iSd. Art. 4 Abs. 1 c) ii) VO 1307/2013	1
594	Honigpfl. genu. brachl. Fl. (pollen-u. nektarr. Arten)-einj.	1
595	Honigpfl. genu. brachl. Fl. (pollen-u. nektarr. Arten)-mehrf.	1
601	Stärkekartoffeln	11
602	Kartoffeln (Speise)	11
603	Zuckerrüben	9
606	Pflanzkartoffeln	11
610	Gemüse	12
617	Gartenkresse	5
619	Weißer Senf, Gelber Senf	5
629	Riesenkürbis (Riesenkürbis, Hokkaidokürbis)	5
633	Lauch (Speise-Zwiebel, Schalotte ... Bärlauch)	5
634	Möhre (Möhre/Karotte, Futtermöhre)	5
635	Gartenbohne (Gartenbohne/Buschbohne/.../Prunkbohne)	7
638	Spinat	5
643	Pastinaken	5
645	Kichererbsen	5
648	Fenchel (Gemüsefenchel, Körnerfenchel)	5
650	Küchenkräuter/Heil- und Gewürzpflanzen	13
654	Kümmel	13
664	Oregano (Echter Majoran, Oregano/Dost/Wilder Majoran)	13
668	Lavendel (Echter Lavendel, Speik-Lavendel, Hybrid-Lavendel)	13
669	Thymian	13
674	Ringelblumen (Garten-Ringelblume)	5
686	Malven (Wilde Malve)	5
701	Hanf	5
703	Färber-Waid	9
706	Mohn (Schlafmohn, Backmohn)	5
707	Erdbeeren	5
720	Zierpflanzen	5
777	Phacelia (als Hauptkultur z.B. Saatgutvermehrung)	5
802	Silphium (Durchwachsene Silphie, Becherpflanze)	5
803	Sudangras	0
825	Kernobst, z.B. Äpfel, Birnen	0
826	Steinobst, z. B. Kirschen, Pflaumen	0
827	Beerenobst, z.B. Johannis-, Stachel-, Himbeeren	0



Anhang

CODE_Zahl	CODE_BEZ	Kategorie
829	Sonstige Obstlagen z.B. Holunder, Aronia, Maulbeeren	0
834	Walnüsse	0
838	Baumschulen, nicht für Beerenobst	0
841	KUP lt. Direktzahlungsdurchführungsverordnung	0
850	Sonstige Dauerkulturen	0
852	Chinaschilf/Miscanthus	0
860	Spargel	5
865	Trüffel	0
910	Wildäsungsfläche	1
911	(Beta-)Rübensamenvermehrung	9
912	Grassamenvermehrung	10
914	Versuchsflächen mit mehreren beihilfefähigen Kulturarten	5
960	Dämme und Deiche	11
961	Pflege aufgegebener Flächen im Rahmen VNS-Maßnahmen	1
983	Weihnachtsbäume	0
990	Alle anderen Flächen (keine LF)	0
999	Ackerkultur einer Gattung/Art, die in der akt. Liste fehlt	5

KONTAKT:

Kolbe, Martin
Steinborn, Eike
Am Koster 1
38820 Halberstadt
Tel: +49 3941 58337437
info@rotmilanzentrum.de
www.rotmilanzentrum.de



SACHSEN-ANHALT



EUROPÄISCHE UNION

ELER

Europäischer Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des ländlichen Raums

**HIER INVESTIERT EUROPA
IN DIE LÄNDLICHEN GEBIETE.**

www.europa.sachsen-anhalt.de