



**Hochschule  
für nachhaltige Entwicklung  
Eberswalde**

Fachbereich für Wald und Umwelt

# **Bachelorarbeit**

Forstwirtschaft (B. Sc.)

Reproduzierbarkeit ausgewählter  
Fotofallenstudien zur Schätzung des  
Rotwildbestandes im Landeswaldrevier Finowtal

20.09.2025

Autor: Max Arthur Hachemeister

Matrikel-Nr.: 21213768

1. Betreuer: Prof. Dr. Siegfried Rieger
2. Betreuer: Dr. Lubomir Blasko



## Zusammenfassung

Die Dichte von Wildtierpopulationen gilt in der deutschen Forstwirtschaft als bedeutsame Einflussgröße für den Zustand heranwachsender Waldgenerationen und ist somit Richtwert für Management von Wildtieren. Dabei wird die Dichte selten quantitativ erfasst, weil entsprechende Schätzverfahren bisher meist relativ aufwändig und ungenau waren. Eine praktikable Alternative scheinen der Einsatz von Fotofallen und das dafür entwickelte Random-Encounter-Modell zu sein. Vier Studierende der „Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde“ testeten dieses Verfahren im Rahmen ihrer Bachelorarbeiten und stuften es als geeignete Informationsgrundlage zum Management von Wildtieren ein. Für die vorliegende Arbeit wurde die Reproduzierbarkeit der in den vergangenen Bachelorarbeiten geschätzten Bestandesdichte untersucht, um die Tauglichkeit des Random-Encounter-Modells weiterführend zu bewerten. Die Reproduktion scheiterte mehrheitlich, dabei hauptsächlich wegen Fehlern bei der Bild- und Datenverarbeitung. Fotofang und das Random-Encounter-Modell bedürfen in dieser Hinsicht weiterer Standardisierung, welche die Varianz menschlicher Bearbeiter: innen reduziert, oder ihr zumindest Rechnung trägt.

### Schlagwörter:

Fotofang, Random Encounter Modell, Populationsparameter, Wildtiermanagement,  
Indirektes Monitoring



## Abstract

The density of wildlife populations is considered by Germany's forestry to be a significant covariant for the condition of adolescent forest generations and is therefore point of reference for wildlife management. The density however, is rarely described in quantitative terms, because applicable estimation methods have so far mostly been ambiguous, as well as practically demanding. The deployment of camera traps and the specially devised Random-Encounter-Model are reckoned a viable alternative. Four students of the "Eberswalde University for Sustainable Development" tested this method for the purpose of their Bachelor's theses and considered it applicable for informing wildlife management decisions. For the report at hand the reproducibility of the estimated population densities from those recent studies was examined, to further evaluate the applicability of the Random-Encounter-Model. The reproduction failed for the most part, mainly due to errors from image- and data analysis. Camera trapping and the Random-Encounter-Model require further standardization in that regard, which reduces the variance of human analysts, or in any case accounts for it.

### Keywords:

Camera Trapping, Random Encounter Model, Population Parameters, Game Management, Indirect Monitoring



Max Arthur Hachemeister, 21213768

„Alles Gescheite ist schon gedacht worden, man muss nur versuchen, es noch einmal zu denken.“

- Johann Wolfgang von Goethe

"Probleme kann man niemals mit derselben Denkweise lösen, durch die sie entstanden sind."

- Albert Einstein

---

Danke, Herr Rieger, für das geduldige Vertrauen!



## Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung.....	1
1.1 Forstwirtschaft und Wildtiermanagement.....	1
1.2 Schätzmethoden für Populationsparameter.....	2
1.3 Zielsetzung dieser Arbeit.....	3
2 Material und Methoden.....	5
2.1 Theoretische Herleitung des Random-Encounter-Modells (REM)....	5
2.1.1 Grundsätzliche Definition.....	5
2.1.2 Grundannahmen.....	6
2.1.3 Mathematisches Prinzip der kinetischen Gastheorie.....	6
2.1.4 Erweiterung zum REM.....	7
2.2 Entwicklung des REM im Kontext anderer Fotofangtheorien.....	9
2.2.1 Die kinetische Gastheorie.....	9
2.2.2 Foto-Rückfang und Distance-Sampling.....	10
2.2.3 Das REM und weitere Entwicklungen.....	11
2.3 Datenverarbeitung.....	13
2.3.1 Software und Ablage.....	13
2.3.2 Urdaten.....	14
2.3.3 Datenbank.....	14
2.4 Reproduktionsverfahren.....	16
2.4.1 Definition.....	16
2.4.2 Verfahren.....	16
3 Ergebnisse.....	19
3.1 Bilddaten.....	19
3.1.1 Ordnerstruktur.....	19
3.1.2 Zeitversatz.....	19
3.1.3 Dateibenennung.....	20
3.1.4 Sichtung, Klassifizierung und Zählung.....	21



3.2 Geodaten.....	22
3.3 Reproduktion.....	23
3.3.1 Angepasstes Reproduktionsverfahren dieser Arbeit.....	23
3.3.2 Übersicht.....	24
3.3.3 REM-Dichte und Gruppenstärke.....	25
3.3.4 REM-Eingangswerte.....	26
3.3.5 Vergleich von Stichproben.....	26
4 Diskussion.....	28
4.1 Reproduzierbarkeit der Bestandesschätzungen.....	28
4.2 Das REM für Wildtierwissenschaft und -management.....	29
5 Fazit.....	31
Literaturliste.....	XII
Anhang.....	XIX
Eidesstattliche Erklärung.....	XXIII

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Reproduzierbarkeit aller Perioden.....	24
Tabelle 2: Originale REM-Eingangswerte gemäß Bachelorarbeiten.....	25
Tabelle 3: Gescheiterte Reproduktionen der Bachelorergebnisse.....	25
Tabelle 4: Gescheiterte Reproduktionen der REM-Eingangswerte.....	26
Tabelle 5: Reproduktionen mittels Stichprobenvergleich.....	27



## **Abbildungsverzeichnis**

Abbildung 1: Skizziertes Prinzip der kinetischen Gastheorie; Bild aus und Text nach Hutchinson & Waser (2007).....	7
Abbildung 2: Vereinfachtes Entity-Relationship-Diagramm der vorliegenden Arbeit.....	15
Abbildung 3: Veränderte Benennung der Kamerastandorte.....	22
Abbildung 4: Histogramme für originale und reproduzierte Individuenzahl .....	27

## **Formelverzeichnis**

Gleichung 1: Random-Encounter-Modell für Populationsdichte.....	5
---	---



# 1 Einleitung

## 1.1 Forstwirtschaft und Wildtiermanagement

In der Forstwirtschaft Deutschlands gilt das Wirken der Wildtiere, insbesondere der mittleren bis großen Pflanzenfresser, als Faktor erfolgreichen, wie gescheiterten Waldbaus. Wildtiere beeinflussen den ökonomischen und ökologischen Wert von Pflanzengesellschaften, indem sie deren Individuen als Nahrung und zur Markierung nutzen. Entsprechend sind Steuerung und Überwachung der Wildtiere in Gesetzen und Verordnungen festgelegt, sowie von Umweltverbänden und Gesellschaft gefordert (§1 Abs 2 BJagdG, 2024; §20 Abs. 3 BbgWaldG, 2004; *FSC Standard*, 2020, S. 16).

Regelmäßig wird hier die "Wilddichte" als qualitative Variable formuliert, was meint, Sie behindert, oder ermöglicht Waldbauziele. Eine hohe Zahl beeinträchtigter, oder geringe Zahl nachwachsender Pflanzen, ist demnach Folge "zu hoher" Wilddichte. Sind junge Pflanzen hingegen reichlich und gesund, lässt das auf eine "nicht zu hohe", also angepasste Wilddichte schließen.

In diesem Sinne wird Sie für die Zwecke der Forstwirtschaft im ein-, oder mehrjährigen Turnus vom Zustand der Pflanzen abgeleitet und in der Regel mittels Jagd über die Variable "Abschuss", also die Zahl getöteter Tiere gesteuert (§30 Abs. 3 BbgWaldG, 2004). Die Nachteile dieses Verfahrens sind die aufgrund des Turnus grobe Zeitskala, sowie die verzögerte Erfolgskontrolle. Weiterhin ist der räumliche Bezug durch die Variable Strecke auf die Fläche von Jagdbezirken beschränkt. Außerdem werden die wesentlichen Populationsparameter Besatz, Anzahl und Dichte, sowie deren ökologische Zusammenhänge weder statistisch erfasst, noch interpretiert. Die Dichte von Wildtierpopulationen wird also nicht quantitativ mit deren Einfluss in Waldökosystemen verknüpft.

Diese Entkopplung fußt auf der historischen Erkenntnis, dass Wildtiere im Wald korrekt zu zählen praktisch unmöglich ist (Andersen, 1953; Gruschwitz, 1957; Rottmann, 1989; Ammer et al., 2010). Jedoch sind korrekte Daten unabdingbar, um Notwendigkeit, Effekt und Effizienz von Eingriffen in Wildtierpopulationen zu bewerten (O'Connell et al., 2011, S. 45 ff.; FFH-Richtlinie, 1992).

## 1.2 Schätzmethoden für Populationsparameter

Zwar liefert die in der Ökologie etablierte Fang-Markieren-Wiederfang-Methode, kurz „Rückfang-Methode“, belastbare Aussagen zur Anzahl von Tieren (Jolly, 1965). Jedoch ist die Herleitung des Flächenbezuges und somit der Dichte fehleranfällig (O'Connell et al., 2011, S. 82 ff). Zumal bestimmte Varianten des Fangen oder Markierens heute vermehrt ethischer Rechtfertigung bedürfen (Gruber, 2023; Soulsbury et al., 2020) und wegen des hohen Arbeitsaufwandes meist auf eine einzige Art beschränkt sind.

Auf der anderen Seite gilt das Distance-Sampling im Linien-Transekt-Verfahren als der Standard zur Ermittlung von Populationsdichten (Acevedo et al., 2008; Buckland et al., 1993; Gates et al., 1981). Wobei der praktische Aufwand auch hier relativ hoch ist und heimliche Tierarten meist nur indirekt, beispielsweise über Kotzählungen, untersucht werden können.

Die genannten ethischen, sowie praktischen Schwierigkeiten werden beim Foto-Rückfang vermieden (O'Connell et al., 2011, S. 71). Dabei "fangen" Fotofallen, ausgelöst über Infrarotsensoren, Tiere auf Bildern ein und das individuelle Aussehen dient als "Markierung".

Zu jedem Bild werden außerdem Variablen wie Zeit, Koordinaten, Temperatur, et cetera gespeichert. So sind, zusammen mit den Kapazitäten moderner Strom- und Datenspeicher, mit relativ geringem

Personalaufwand dauerhafte Untersuchungen möglich, bei denen sowohl Wildtiere geschont, als auch Daten mit hoher zeitlicher Auflösung und zudem für mehrere Tierarten produziert werden.

Jedoch besteht einerseits weiterhin der schwache Flächenbezug, während andererseits insbesondere die Individuen der forstwirtschaftlich bedeutsamen Tierarten äußerlich schwer unterscheidbar sind. In diesem Fall ist Foto-Rückfang auf die Arrebene reduziert und sind Aussagen dadurch allenfalls zu Artenspektrum und Besatz, nicht aber zur Dichte möglich.

Jüngst ist daher das Random-Encounter-Modell (REM) für den Fotofang bedeutsam geworden, da mit diesem Modell die Dichte auch bei schwer unterscheidbaren Individuen statistisch solide bestimmt werden kann (Rowcliffe et al., 2008).

### **1.3 Zielsetzung dieser Arbeit**

Aufgrund der genannten Eigenschaften wurden der Fotofang und das REM zur Untersuchung der Rotwildpopulation (*Cervus elaphus*) im Revier Finowtal des „Landesbetriebs Forst Brandenburg“ gewählt.

Im Rahmen ihrer Bachelorarbeiten führten vier Studierende der „Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde“ diese Untersuchung von 2019 bis 2020 durch, um Informationen zur effektiven Kontrolle, beziehungsweise Bejagung des Rotwildes zu generieren.

Dabei stellten Sie, nebst anderen Populationsparametern, eine zu hohe Rotwilddichte fest und hielten dabei das REM als Informationsgrundlage für das Rotwildmanagement geeignet, wobei sie aber auch Schwierigkeiten bei der einheitlichen Auswertung der Daten erwähnten (Jach, 2019; Heinke, 2020; Jungius, 2021).

Weil eine zu hohe Rotwilddichte meist mittels Jagd, also dem Töten von Tieren reguliert wird und dies stets eines „vernünftigen Grundes“ bedarf (§1, TierSchG, 2022), müssen die Informationsgrundlagen entsprechender Managemententscheidungen wissenschaftlich solide sein.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es demnach, die wissenschaftliche Belastbarkeit der Bestandesschätzungen aus den vergangenen Studien in Form einer Reproduzierbarkeitsstudie zu untersuchen und zu bewerten.

Im Folgenden wird zunächst das Random-Encounter-Modell theoretisch erläutert und in den Kontext anderer Fotofangtheorien gesetzt, um die für die Reproduktion relevanten Variablen zu verdeutlichen, sowie Bezugspunkte für den späteren Diskussionsteil zu setzen.

Die weiteren Kapitel erläutern die Vorbereitung der Urdaten und das konkrete Reproduktionsverfahren. Abschließend werden die Ergebnisse der Datenverarbeitung, sowie der Reproduktion vorgestellt und anhand dessen die wissenschaftliche Güte der Bestandesschätzungen aus den vergangenen Studien, sowie das REM als Methode für Wildtierwissenschaft und -management diskutiert.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Theoretische Herleitung des Random-Encounter-Modells (REM)

Dieser Abschnitt folgt den Ausführungen Hutchinson & Waser's (2007) zur kinetischen Gastheorie als Grundlage des REM (siehe 2.2.1), sowie den Ausführungen von Rowcliffe et al. (2008) zum eigentlichen REM.

Die Formeln sind einheitlich gemäß REM notiert.

#### 2.1.1 Grundsätzliche Definition

Mit dem REM wird die Dichte ( $D$ ) von Tieren anhand von Fotofallenbildern und den Eigenschaften der Fotofallen wie folgt bestimmt:

*Gleichung 1: Random-Encounter-Modell für Populationsdichte*

$$D = \frac{y}{t} \times \frac{\pi}{vr(2+\theta)} \quad (1)$$

Dabei ist:

- |          |   |   |
|----------|---|---|
| $y$      | = | die Anzahl fotografiertener Ereignisse                |
| $t$      | = | die Anzahl aktiver Fangtage der Fotofallen            |
| $v$      | = | die geschätzte Laufstrecke (Dayrange) der Zielspezies |
| $r$      | = | der Erfassungs-Radius in dem die Fotofallen auslösen  |
| $\theta$ | = | der Erfassungs-Winkel in dem die Fotofallen auslösen  |

Tritt die Zielspezies regelmäßig in Gruppen auf, so werden Gruppen als einzelne Ereignisse gezählt und die Dichte mit der geschätzten mittleren Gruppenstärke ( $\hat{g}$ ) multipliziert.

## 2.1.2 Grundannahmen

Die Bewegung von Objekten, beziehungsweise Tieren, im Raum wird wie folgt angenommen.

Sie ist:

- zufällig, dabei statistisch modellierbar
- unabhängig von anderen Objekten
- auf gerader Linie
- mit konstanter (mittlerer) Geschwindigkeit
- in zwei Dimensionen

Alle Objekte umgibt ein kreisförmiger Detektionsbereich mit Radius ( $r$ ) und eine Begegnung (Kollision) passiert, wenn ein Objekt in den Detektionsbereich eines anderen gelangt. Begegnungen mit anderen Objekten, oder auch Raumgrenzen, haben dabei keinen Einfluss auf die Richtung, oder Geschwindigkeit der Objekte.

## 2.1.3 Mathematisches Prinzip der kinetischen Gastheorie

Folgt man stets der Bewegung eines einzelnen bestimmten Objekts, lässt sich die Bewegung der anderen Objekte als relativ dazu betrachten.

Dieses Zentralobjekt steht theoretisch still, beziehungsweise dessen Geschwindigkeit und Richtung werden denen der Peripherobjekte hinzugerechnet (Abbildung 1). Die mittlere relative Geschwindigkeit der Peripherobjekte ergibt sich somit über das Integral aller zum Zentralobjekt möglichen Bewegungsrichtungen gemäß  $4v/\pi$ .

Dabei ist  $v$  die geschätzte absolute Geschwindigkeit aller Objekte, entsprechend einer Maxwell-Boltzmann-Verteilung.

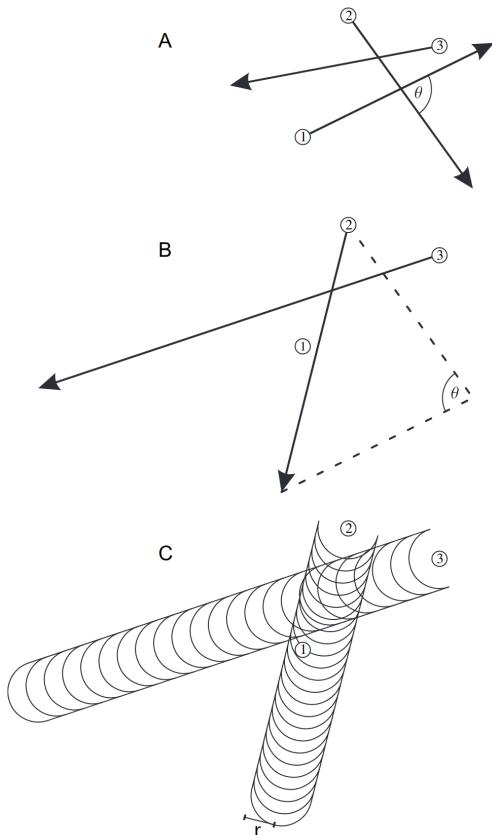


Abbildung 1: Skizziertes Prinzip der kinetischen Gastheorie; Bild aus und Text nach Hutchinson & Waser (2007)

(A) Bewegungen dreier Objekte mit gleicher Geschwindigkeit  $v$ , im Zeitraum  $t$  und einer Strecke von jeweils  $vt$ .  
 (B) Die gleichen Bewegungen wie A, aber relativ zu Objekt 1, das nun theoretisch still steht. Die gestrichelten Hilfslinien entsprechen den Vektoren zwischen 1 und 2 aus A und ergeben die relative Bewegung von 2 (schwarze Linie); Diese Strecke entspricht  $2vt \sin(\theta/2)$  (gemäß dem gleichseitigen Dreieck der Hilfslinien).  
 (C) Die Streifen der Detektionsbereiche mit Radius  $r$ , wie sie 2 und 3 relativ zu 1 abfahren. Hier wird 1 innerhalb des Abstands  $r$  von 2 passiert, aber nie so nah von 3. Die Wahrscheinlichkeit einer Begegnung für das Zentralobjekt ist abhängig von der Fläche der abgefahrenen Detektionsbereiche. 2 würde beispielsweise einen Bereich von  $2r \times 2vt \sin(\theta/2)$  durchfahren. Die mittlere Fläche eines Objekts mit zufälliger Richtung (d.h.  $\theta$  ist zufällig zwischen 0 und  $\pi$  verteilt) entspricht:  $2r \times 2vt \int_0^\pi \sin(\theta/2) d\theta / \pi = 2r \times 4vt / \pi = 8rvt / \pi$

Nach einer Zeit ( $t$ ) hat jedes Peripheriobjekt mit seinem Detektionsbereich eine Fläche abgefahren, die sich aus der zurückgelegten Strecke und dem Radius des Detektionsbereiches ( $r$ ) nach  $2r \times 4vt / \pi \times t = 8rvt / \pi$  ergibt.

Bei einer betrachteten Fläche (A) mit einer bestimmten Objektdichte ( $D$ ) befindet sich eine erwartete Anzahl von  $DA$  Objekten in der Fläche. Diese Objekte fahren eine Detektionsfläche von insgesamt  $DA \times 8rvt / \pi$  ab.

Nimmt man für die Anzahl der Begegnungen (Detektionsstreifen von denen das Zentralobjekt erfasst wurde) eine Poissonverteilung an, ergibt sich die erwartete Begegnungszahl ( $y$ ) aus der Proportion der gesamten Detektionsfläche und der Betrachtungsfläche nach:

$$y = (DA \times 8rvt / \pi) / A = 8rvtD / \pi \quad (2)$$

## 2.1.4 Erweiterung zum REM

Beim REM, beziehungsweise Fotofang, entfällt das Relativieren der Geschwindigkeiten, weil die Fotofalle (das Zentralobjekt)

stillsteht. So ergibt sich die erwartete Begegnungszahl direkt aus dem Durchmesser des Detektionsbereiches und der geschätzten mittleren Geschwindigkeit der Tiere (Peripherobjekte) nach:

$$y = 2rvD \quad (3)$$

Der Detektionsbereich von Fotofallen ist jedoch ein Kreissegment und die Breite der Detektionsstreifen somit nicht  $2r$ , sondern abhängig vom Bewegungswinkel, den die Tiere zum Kreissegment haben. Auch hier kann über alle zum Zentralobjekt möglichen Einfallswinkel integriert werden. Die mittlere Breite der Detektionsflächen ergibt sich entsprechend aus:

$$r \frac{2+\theta}{\pi} \quad (4)$$

Wobei  $r$  der Erfassungsradius und  $\theta$  der Erfassungswinkel der verwendeten Fotofallen sind. Die Begegnungszahl errechnet sich somit aus:

$$y = \frac{2+\theta}{\pi} rvtD \quad (5)$$

Im REM entspricht die Fangrate der Begegnungszahl. Die Fangrate ( $y/t$ ) ist die Anzahl der Fänge (fotografierte Ereignisse;  $y$ ) pro Zeiteinheit (Fangtage;  $t$ ). Dies wird anstelle von  $y$  eingesetzt und die Gleichung schließlich nach der Dichte zur eigentlichen Gleichung des REM umgestellt gemäß:

$$D = \frac{y}{t} \times \frac{\pi}{vr(2+\theta)} \quad (6)$$

## 2.2 Entwicklung des REM im Kontext anderer Fotofangtheorien

Im Jahr 2008 stellten Rowcliffe et al. das REM vor, anhand dessen mittels Fotofang die Populationsdichte statistisch solide bestimmt werden kann, auch ohne Individuen zu unterscheiden. Die theoretische Grundlage dieses Models, die sogenannte „kinetische Gastheorie“ (Boltzmann, 1896), wurde zwar bereits im 20. Jahrhundert für ökologische Untersuchungen genutzt, setzte sich aber letztlich nicht gegenüber den Methoden des Rückfangs und Distance-Samplings durch.

Im Folgenden werden zunächst die genannten Methoden im historischen Kontext der Ökologie und anschließend das REM im Bezug dazu, sowie dessen jüngste Entwicklungen erläutert.

### 2.2.1 Die kinetische Gastheorie

Die kinetische Gastheorie ist ein physikalisches Model, bei dem die Kollisionsrate von Molekülen eines Gases anhand deren Größe (Durchmesser), mittlerer Geschwindigkeit und Verteilung im Raum (Dichte) ermittelt wird (siehe 2.1.3).

In ihrer Übersicht zur ökologischen Anwendung dieser Theorie schrieben Hutchinson & Waser (2007), dass diese im 20. Jahrhundert meist als die Nullhypothese unabhängiger und zufälliger Bewegung von Tieren verwendet wurde. Festgestellte Abweichungen belegten demnach Verhalten wie beispielsweise Vermeidung, Aggregation, Partnersuche, oder Jagd.

Dabei wurde meist die Kollisions-, beziehungsweise Begegnungsrate betrachtet, wohingegen die Dichte entweder mit anderen Methoden geschätzt, oder als theoretischer Wert für Modelle bestimmt wurde.

Beispielsweise ließe sich so eine kritische Dichte modellieren, ab der Paarungsgelegenheiten zu selten für den Fortbestand einer Population wären, oder auch eine Beutetierdichte, bei welcher Lauern erfolgreicher wäre als Pirschen.

Dass Tiere sich, anders als die Moleküle idealer Gase, nicht stets in zufälliger und unabhängiger Richtung, oder auf gerader Linie bewegen, allein schon, weil für Erstere die Proportion von nutzbarem Raum zu möglicher Bewegung wesentlich geringer ist, war bereits damals als Schwäche solcher Modelle bekannt. Weiterhin mangelte es meist an empirischen Prüfwerten, weil Methoden für großräumige, zuverlässige Zählungen nicht ausgereift waren.

### **2.2.2 Foto-Rückfang und Distance-Sampling**

Zum Ende des 20. Jahrhunderts wurden daher stattdessen Distance-Sampling und Foto-Rückfang als direkte und robuste Schätzmethoden von Populationsdichten populär.

Dabei sind für den modernen Foto-Rückfang die Studien von Karanth und Nichols zu Meilensteinen geworden, da hier erstmals die Populationsdichten von Tigern (*Panthera tigris*) statistisch belastbar erfasst worden sind (Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998). Dies galt zuvor aufgrund der weitläufigen und heimlichen Lebensweise der Großkatzen als unmöglich und wurde von den Forschern gelöst, indem Sie die Rückfang-Theorie durch bayessche Statistik erweiterten, um so – vereinfacht gesagt – auch Tiere zu zählen, die von Fotofallen nicht entdeckt worden sind.

Diese Fortbildung der Fotofang-Methodik mündete 2011 in der Monographie “Camera Traps in Animal Ecology” (O’Connell et al., 2011).

Das Distance-Sampling wurde im ähnlichen Zeitraum durch das Buch “Estimation of density from line transect sampling of biological

"populations" (Gates et al., 1981), sowie dem Programm "TRANSECT" begründet und durch Buckland et al. (1993) mit der Maximum-Likelihood-Methode erweitert.

Daraus gingen das namensgebende Buch „Distance Sampling“ (Buckland et al., 1993) sowie die Software "Distance" (Thomas et al., 2010) als Standards der Populationsökologie hervor.

Während Foto-Rückfang also besonders für heimliche Tierarten geeignet, dabei aber auf solche mit äußereren Identitätsmerkmalen beschränkt ist, funktioniert Distance-Sampling zwar ohne diese, ist aber, weil in der Regel Menschen direkt beobachten und messen, für heimliche Tierarten, beziehungsweise bei zu wenigen Beobachtungen, ungenau und kann aufgrund des manuellen Aufwands meist nur über kurze Zeiträume realisiert werden.

### **2.2.3 Das REM und weitere Entwicklungen**

Rowcliffe et al. (2008) schlossen diese Lücke mit dem REM, bei dem sie die kinetische Gastheorie für den Fotofang wiederentdeckten.

Mit diesem Modell konnte nun die Populationsdichte anhand des Erfassungsbereiches der Fotofallen, sowie der geschätzten Gruppenstärke und im Messintervall zurückgelegten Entfernung – meist die sogenannte „Dayrange“ – der Zielarten ermittelt und dabei auf Unterscheidung von Individuen, wie für Foto-Rückfang zwingend, verzichtet werden.

Die in der kinetischen Gastheorie schwierigen Annahmen der unabhängigen sowie zufälligen Bewegung der Tiere wurden dabei zweierlei gelöst. Zum einen werden statt Tier-Tier-, Fotofalle-Tier-Begegnungen betrachtet, die selten das Verhalten der Tiere beeinflussen. Zum anderen zählen Detektionen einzelner Tiere und Gruppen gleich,

wobei die Gruppenstärke als Variable erfasst wird, was dem unterschiedlichen Sozialverhalten Rechnung trägt.

Lediglich die Dayrange musste anfänglich durch andere Methoden, zum Beispiel direkte Beobachtung oder Telemetrie, bestimmt werden und war dadurch wesentlicher Schwachpunkt des REM, bis Rowcliffe et al. (2016) zeigten, dass Geschwindigkeiten und somit die Dayrange mittels perspektivischer Vermessung direkt anhand entstandener Bildserien ermittelt werden können.

Mit der gleichen Messmethode wurde 2017 auch das „Camera Trap Distance Sampling“ aus dem Distance-Sampling entwickelt (Howe et al., 2017), welches so parallel zum REM auf die selben Daten angewandt werden kann.

Kurz darauf stellten Nakashima et al. (2018) das „Random Encounter and Staying Time Model“ vor, bei dem, statt die Dayrange anhand von Bildserien, die Verweildauer anhand von Videoclips geschätzt wird. Wobei die Dichte hier über ihren stochastischen Zusammenhang mit der Anzahl der Auslösungen und der Verweildauer ermittelt wird.

Zuletzt stellten He et al. (2024) das vREM vor, bei dem das REM für vertikal (mit Blick auf den Boden) ausgerichtete Fotofallen angepasst wurde, insbesondere um Fotofallen für Untersuchungen höher platzieren zu können. Somit werden einerseits Diebstahl und Beschädigungen verringert und andererseits erfassen die Fallen zuverlässig ein größeres Artenspektrum, weil kleine Objekte nicht mehr „unter“ der Lichtschranke entkommen.

Mit den jüngsten Vergleichsstudien von Palencia et al. (2021) sowie Miles et al. (2024) schließlich, können der Fotofang als eigene Disziplin, wie auch das REM als robuste Methode, in der Ökologie als etabliert verstanden werden.

## 2.3 Datenverarbeitung

Bei Fotofanguntersuchungen können große Datenmengen anfallen und entsprechend sind deren strukturierte und nachvollziehbare Verwaltung, Verarbeitung, sowie Auswertung wesentlicher Bestandteil wissenschaftlichen Arbeits.

Für die vorliegende Arbeit wurden die erstellten Daten der vorherigen Studien verarbeitet, sowie die ursprünglichen Bilddaten neu ausgewertet.

Im Folgenden werden die Urdaten, sowie die Werkzeuge zu deren Verarbeitung beschrieben und anschließend die Besonderheiten der für die Reproduktion erstellten Datenbank erläutert.

### 2.3.1 Software und Ablage

Zur Datenverarbeitung, statistischen Auswertung und Visualisierung wurde generell R (R Core Team, 2022) in Rstudio (Posit team, 2025) mit dem Tidyverse-Package (Wickham et al., 2019) genutzt.

Die Bilddaten wurden mit DigiKam (the digiKam Team, 2025) verwaltet, gesichtet und beschriftet. Für die Datenextraktion aus den Bildern wurde das camtrapR-Package (Niedballa et al., 2016) zusammen mit dem ExifTool (Harvey, 2018/2025) verwendet.

Die Geodaten wurden mit QGIS (QGIS Development Team, 2025) verarbeitet, womit auch die Übersichtskarte (siehe Anhang) erstellt wurde.

Die Codes, generierten Daten und weitere Erläuterungen wurden in einer Github-Ablage archiviert (siehe Anhang 2).

### 2.3.2 Urdaten

Für die früheste Periode existiere weder eine entsprechende Bachelorarbeit im System der Hochschulbibliothek, noch lagen Daten vor. Diese Periode ist daher ausgenommen und die restlichen sind von 1 anfangend gezählt.

Für Periode 1 lagen Bilddaten ( $n = 7520$ ) vermutlich für alle Spezies, sowie eine Tabellenauswertung der einzelnen Ereignisse ( $n = 140$ ) für Rotwild vor.

Für Periode 2 lagen Bilddaten ( $n = 5722$ ) vermutlich nur für Rotwild, sowie eine Tabellenauswertung der einzelnen Kamera-Positionen ( $n = 20$ ) für Rotwild vor.

Für Periode 3 lag nur eine Tabellenauswertung der einzelnen Ereignisse ( $n = 430$ ) vermutlich für alle Spezies vor.

Als Geodaten lagen die Beschreibungen in den Bachelorarbeiten, sowie die dort abgebildeten Karten vor.

### 2.3.3 Datenbank

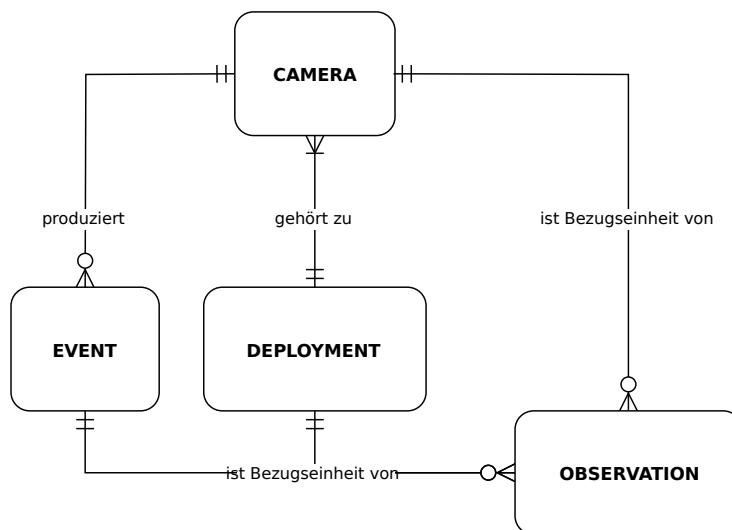
Die Tabellenauswertungen von Periode 1 und 3 wurden in einer Arbeitsmappe (Open Document Spreadsheet) im Tabellenblatt „event“ mit folgenden Änderungen gebündelt:

- Logische Fehler wurden belassen
- Von Zellen mit Formeln wurden nur die Werte übernommen
- Leere Zellen gelten als „NA“
- Die Titel aller Spalten wurden in „snake\_case“ und englisch formatiert
- Aus Periode 3 wurden Zellen mit dem Wert „. “ zu leeren Zellen konvertiert

- Die Werte der Spalte „Mondphase“ beider Perioden wurden harmonisiert
- Folgende Spalten aus Periode 3 wurden verworfen:
  - „s/w“
  - Anzahl Reh
  - Bock
  - Ricke
  - Schwarzwild
  - Sonstiges Wild
  - Mensch
- Die Spalten „Zeit Farbe“ aus Periode 1 und „Tageskategorie“ aus Periode 3 wurden in der Spalte „day\_period“ zusammengeführt und die Werte harmonisiert

Für Periode 2 lag die Auswertung nur auf Kamera-Ebene vor, daher wurden die Daten in eine eigene Datei (Comma Separated Value) exportiert.

Für die weitere Verarbeitung und Analyse wurden weiterhin die Tabellen „deployment“ und „camera“ mit den Informationen der Bachelorarbeiten als relationale Entitäten zur Arbeitsmappe gefügt (Abbildung 2).



*Abbildung 2: Vereinfachtes Entity-Relationship-Diagramm der vorliegenden Arbeit  
Die Entität OBSERVATION ist die Analyseebene für den Vergleich von originalen und reproduzierten Werten*

## 2.4 Reproduktionsverfahren

Dieser Abschnitt folgt im Wesentlichen dem Vorschlag von Dreber & Johannesson (2025). Dieses Verfahren ist eigentlich für ökonomische Untersuchungen formuliert. Die ihm zu Grunde liegenden statistischen Kennwerte werden aber gemeinhin auch in der Ökologie angewandt.

### 2.4.1 Definition

Eine Reproduktion im wissenschaftlichen Sinn ist der Versuch, anhand der Originaldaten einer Studie zu den gleichen Ergebnissen zu kommen.

Abgegrenzt dazu ist die Replikation, bei der untersucht wird, ob die Ergebnisse einer Studie mit gleichem, oder ähnlichem Versuchsaufbau, beziehungsweise an ähnlichen, oder anderen Populationen wiederholbar sind.

Eine Studie kann rechnerisch, logisch, oder kritisch reproduziert werden. Bei der rechnerischen Reproduktion wird der selbe Code auf die selben Daten angewendet. Fehlen entweder der originale Code oder die originalen Daten, kann die Studie logisch reproduziert werden, indem aus anderen Informationen der Studie die fehlenden hergeleitet werden. Weiterhin kann eine Studie kritisch reproduziert werden, indem anhand der selben Daten andere analytische Entscheidungen getroffen werden, um die gleiche These zu prüfen.

### 2.4.2 Verfahren

#### *Rechnerische Reproduzierbarkeit*

Von den drei obigen Reproduktionsarten ist die rechnerische am einfachsten zu bewerten. Sie gelingt, oder nicht. Wobei nur bedingt auf wissenschaftliche Validität geschlossen werden kann, insofern noch die statistische Erheblichkeit der falschen, wie auch korrekten Originalwerte gemäß der logischen Reproduzierbarkeit zu bewerten wären.

### ***Indikatoren für logische und kritische Reproduzierbarkeit***

Die logische und kritische Reproduzierbarkeit beziehen sich auf statistische Kennwerte, anhand derer die wissenschaftliche Validität bewertet werden kann. Dabei werden Indikatoren für Signifikanz, relative Effektstärke und Variation unterschieden.

Für diese Indikatoren gilt, dass sowohl mehrere Originalergebnisse, als auch das selbe Originalergebnis mehrfach getestet werden können.

Ergab zum Beispiel eine Fotofangstudie, dass die Rotwilddichte in Revier A signifikant höher ist als in Revier B, wobei Mittelwert und Varianz der Populationsdichten ursprünglich auf Basis aller Ereignisse insgesamt geschätzt wurde, dann könnten im Rahmen einer kritischen Reproduktion Mittelwert und Varianz jeweils auf Basis von Kameragruppen, einzelnen Kameras, wochenweisen Sub-Samples, oder Bootstrap-Resampling geschätzt und die Originalthese damit geprüft werden.

### ***Indikator für statistische Signifikanz***

Der Indikator für statistische Signifikanz ( $X/N$ ) ist dann das Verhältnis erfolgreicher Reproduktionstests ( $X$ ) zu versuchten Reproduktionstests ( $N$ ) einer einzelnen These.

Dabei gilt ein solcher Test als erfolgreich, wenn dessen Ergebnis einen Effekt in die selbe Richtung aufweist und das gleiche Signifikanzniveau einhält, wie der entsprechende Originaltest.

Würden also drei der vier oben genannten Tests die höhere Rotwilddichte von Revier A bestätigen, wäre der Indikator für Statistische Signifikanz  $X/N = 3/4 = 0,75$ . Es gilt: Je kleiner dieser Wert, desto zweifelhafter die Schlüsse der Originalstudie.

### ***Indikatoren für Effektstärke***

Da Signifikanz im eigentlichen Sinn nur einen bemerkenswerten Unterschied meint, ohne dabei das praktische Ausmaß dieses Unterschieds darzustellen, ist zusätzlich die relative Effektstärke von Interesse, die über zwei Indikatoren abgebildet werden kann.

Einerseits über  $\bar{ES}_r/ES_o$ , dem Verhältnis der mittleren Effektstärke der Reproduktionstests ( $\bar{ES}_r$ ) zur originalen Effektstärke ( $ES_o$ ) und andererseits über  $\bar{t}_r/t_o$ , dem Verhältnis des mittleren  $t$ -Wertes der Reproduktionstests ( $\bar{t}_r$ ) zum originalen  $t$ -Wert ( $t_o$ ).

Für beide Indikatoren bedeutet ein Wert  $< 1$ , dass die originale Effektstärke überschätzt wurde, was auf einen systematischen Fehler der Originalstudie schließen lässt.

### ***Indikatoren für Variation***

Mit den Indikatoren für Variation schließlich, wird speziell bei der kritischen Reproduktion die Heterogenität der Testergebnisse insgesamt bewertet.

Es wäre beispielsweise möglich, dass zwar alle Reproduktionstests der Signifikanz, sowie Effektstärke, die Schlüsse der Originalstudie bestätigen, die Ergebnisse der Reproduktionstests untereinander jedoch stärker variieren, als der originale Standardfehler, was auf größere Unsicherheit der originalen Aussagen hinwiese.

Die Variation kann sowohl über  $SA_r/SF_o$ , dem Verhältnis der Standardabweichung der Effektstärke aller Reproduktionstests ( $SA_r$ ) zum originalen Standardfehler ( $SF_o$ ), als auch einfach über die Standardabweichung des  $t$ -Wertes aller Reproduktionstests ( $SAt_r$ ) abgebildet werden. In beiden Fällen weist ein Wert  $> 1$  auf größere Unsicherheit, beziehungsweise geringere Belastbarkeit der Originalergebnisse hin.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Bilddaten

Die Bilddaten wurden grundsätzlich nach dem Arbeitsablauf des CamtrapR-Paketes (Niedballa et al., 2016) verarbeitet, wobei die folgenden Abschnitte auf die wesentlichen Arbeitsschritte beschränkt sind.

#### 3.1.1 Ordnerstruktur

Zunächst wurde eine Ordnerstruktur anhand der „camera“-Tabelle erzeugt und die Bilder entsprechend hinein kopiert. Die einzelnen Kameraordner sind dabei ihrer Gruppe untergeordnet, wie zum Beispiel :

- Gruppe a/
  - Kamera a1/, Kamera a2/, [...]
- Gruppe b/
  - Kamera b1/, Kamera b2/, [...]
- [...]

#### 3.1.2 Zeitversatz

Laut den Bachelorarbeiten hatten mehrere Kameras unterschiedlichen Zeitversatz folgender Art:

- Vertauschte Tageshälften (AM <=> PM)
- Normalzeit, statt Sommerzeit
- Monat versetzt
- Mehrere Monate und Tage versetzt

Dies wurde anhand der Bilder und deren Metadaten geprüft, als Information der „camera“-Tabelle hinzugefügt und der Zeitversatz im Erstellungsdatum der Bilder anschließend in deren Metadaten korrigiert.

Die Bilder mit vertauschten Tageshälften wurden in die Zeiträume „00:00 – 11:59 Uhr“ und „12:00 – 23:59 Uhr“ eingeteilt und jeweils gegenläufig korrigiert, da der Tag automatisch gewechselt wird, wenn die Korrektur über Mitternacht hinaus geht.

Würde beispielsweise das Datum aller Bilder mit vertauschter Tageshälfte pauschal plus zwölf Stunden verschoben, so fiele das Datum „23.06.2019 - 11:37 Uhr“ zwar korrekt in die Nacht „23.06.2019 - 23:37 Uhr“, das Datum „23.06.2019 - 23:47 Uhr“ jedoch fälschlich in den nächsten Tag, also „24.06.2019 - 11:47 Uhr“.

Für Versatz von mehr als einem Monat wurde die Differenz in Tagen berechnet und dementsprechend korrigiert, da bei einfaches Umschreiben des Monats sonst logisch falsche Daten, wie zum Beispiel „31.02.“ aus „31.03.“, entstünden.

### **3.1.3 Dateibenennung**

Die Bilder wurden anhand der korrigierten Metadaten und der Ordnerstruktur nach folgendem Schema umbenannt:

Gruppe\_\_Kamera\_\_Datum\_\_Zeit\_\_(NR.).JPG

Dabei ist „NR.“ die laufende Nummer für mehrere Bilder der selben Sekunde.

### **3.1.4 Sichtung, Klassifizierung und Zählung**

Anschließend wurden die Bilder gesichtet, die Spezies, sowie Individuenzahl erfasst und diese Informationen als Metadaten-Tag geschrieben.

Die Individuen wurden jeweils für ein Ereignis gezählt. In den Bachelorarbeiten ist ein Ereignis grundsätzlich folgendermaßen definiert worden:

- Mehrere Bilder
- Selbe Spezies
- $\leq 30$  Minuten Zeitunterschied zwischen den Bildern

In den Bachelorarbeiten zu Periode 1 und 3 ist außerdem festgelegt worden, dass Bilder mit mehr als 30 Minuten Zeitunterschied zu einem Ereignis zu zählen sind, wenn auf die selben Individuen geschlossen werden kann. In der Bachelorarbeit zu Periode 2 ist dem nicht gefolgt und statt dessen bestimmt worden, dass Bilder mit weniger als 30 Minuten Zeitunterschied in mehrere Ereignisse zu unterteilen sind, wenn auf unterschiedliche Individuen geschlossen werden kann.

Für die vorliegende Arbeit wurde die Grenze von nicht mehr als 30 Minuten Zeitunterschied ausnahmslos beibehalten.

Generell gilt für Ereignisse, dass mehr Individuen gezählt werden können, als jemals zur gleichen Zeit in einem einzelnen Bild sichtbar sind.

Ist beispielsweise ein Rudel aus 15 Tieren erkennbar, dass in Gruppen aus  $3 \times 5$  Tieren an einer Kamera vorbei zog, so werden alle Bilder dieser Serie mit der Anzahl 15 beschriftet.

## 3.2 Geodaten

Die Geodaten des Untersuchungsgebietes und der Kamerastandorte wurden anhand der Kartenabbildungen und Beschreibungen der Bachelorarbeiten nachvollzogen.

Das Untersuchungsgebiet ist sowohl innerhalb, als auch zwischen den einzelnen Arbeiten unterschiedlich definiert worden.

Für diese Arbeit umfasst das Untersuchungsgebiet die Forstabteilungen 157 – 162, 194 – 198, 229 – 231 und 259, an der Autobahn A11, südlich des Ortes Finowfurt, im Bundesland Brandenburg, Deutschland (siehe Anhang).

Wie Abbildung 3 zeigt, wurden die Kamerastandorte zur Übersichtlichkeit in den Arbeitsdaten nach Gruppen und darin topologisch von West nach Ost im Schema „a1, a2, [...], b1, b2, [...], c1, c2, [...]“ neu benannt, wobei die originalen Namen als eigene Spalte bewahrt wurden.

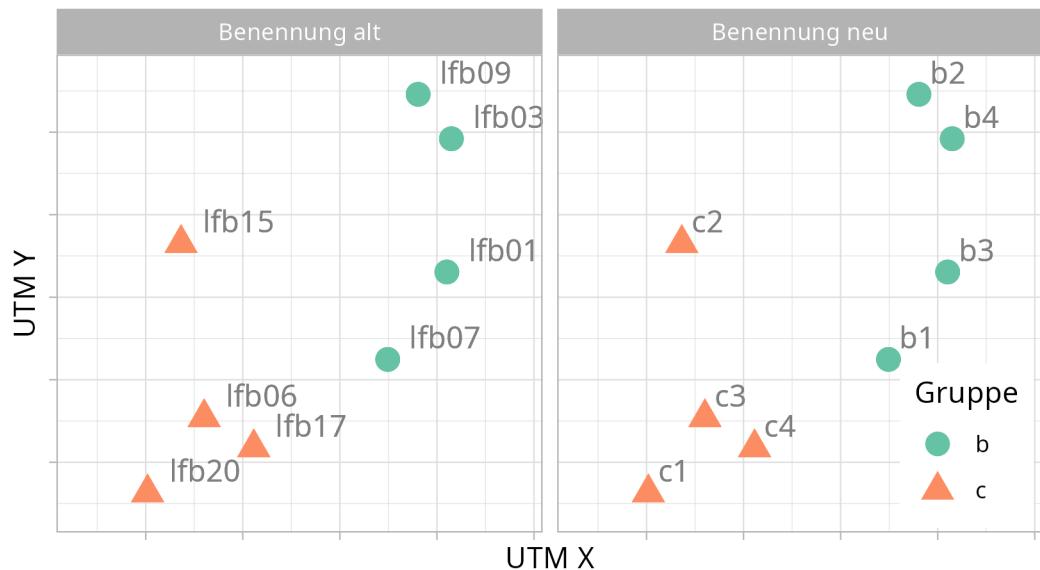


Abbildung 3: Veränderte Benennung der Kamerastandorte  
Skizziert für die Gruppen „b“ und „c“

### 3.3 Reproduktion

#### 3.3.1 Angepasstes Reproduktionsverfahren dieser Arbeit

Für die vorliegende Arbeit wurde das in Abschnitt 2.4.2 erläuterte Reproduktionsverfahren insofern angepasst, als in den Originalstudien weder Thesen konkret formuliert, oder getestet, noch statistische Kennwerte wie Varianz, Verteilungsfunktion und Mittelwert bestimmt worden sind.

Die oben beschriebenen Indikatoren für kritische Reproduzierbarkeit konnten daher nicht genutzt werden und so wurde für diese Arbeit ein allgemeiner Indikator der Reproduzierbarkeit, angelehnt am Indikator für statistische Signifikanz, wie folgt formuliert:

$$\text{Reproduzierbarkeit} = \frac{X}{N} \quad (7)$$

Dabei ist  $N$  die Anzahl aller Reproduktionstests und  $X$  die Anzahl derer, die erfolgreich waren. Wenn möglich, wurden Werte rechnerisch reproduziert und ansonsten als zwei unabhängige Stichproben mit einander verglichen.

Für alle Tests galt grundsätzlich die Nullhypothese ( $H_0$ ), dass sich Originalwert ( $X_o$ ) und Reproduktion ( $X_r$ ) nicht unterscheiden:

$$H_0: X_r = X_o \quad (8)$$

Als Alternativhypothese ( $H_1$ ) galt, dass die Reproduktion in eine beliebige Richtung vom Originalwert abweicht:

$$H_1: X_r \neq X_o = X_r < X_o > X_r \quad (9)$$

Für rechnerische Reproduktionen wurde die Nullhypothese bei jeglicher Abweichung zwischen originalen und reproduzierten Werten abgelehnt. Dabei wurden jeweils im letzten Rechenschritt die reproduzierten Werte zur Dezimalstelle der Originalwerte natürlich gerundet.

Für den Vergleich von Stichproben wurde das Signifikanzniveau  $\alpha=0,9$  festgelegt. Dieses ist dabei so zu verstehen, dass eine Reproduktion dann erfolgreich ist, wenn ihre Werte mit mindestens 90% Wahrscheinlichkeit der Verteilung der originalen Werte entstammen könnten. P-Werte  $\geq 0,9$  gelten also als erfolgreiche Reproduktion.

Hierbei soll explizit nicht auf empirische Zusammenhänge geschlossen, sondern lediglich der Varianz verschiedener Bildauswerter: innen Rechnung getragen werden.

### 3.3.2 Übersicht

Insgesamt wurden 22 Reproduktionstests durchgeführt von denen zehn erfolgreich waren, was gemäß dem angepassten Verfahren eine Reproduzierbarkeit von 0,45 ergibt. Dabei zeigt Tabelle 1, dass für Periode 3 trotz weniger Tests anteilig mehr Reproduktionen scheiterten, als für die anderen Perioden.

In den folgenden Abschnitten sind die Ergebnisse der einzelnen Reproduktionsarten weiter ausgeführt. Zur Übersichtlichkeit wurden die Variablen ausgeschrieben, statt laut REM (Gleichung 1) notiert.

*Tabelle 1: Reproduzierbarkeit aller Perioden*

Periode	Anzahl Tests	Anzahl erfolgreich	Reproduzierbarkeit
1	8	4	0,50
2	8	4	0,50
3	6	2	0,33
Gesamt	22	10	0,45

### 3.3.3 REM-Dichte und Gruppenstärke

Für alle Perioden wurden die Gesamtergebnisse der Dichte ( $n/km^2$ ), sowie Gruppenstärke, wie sie in den Bachelorarbeiten stehen, anhand der dort ebenfalls notierten Eingangswerte (Tabelle 2) rechnerisch reproduziert.

*Tabelle 2: Originale REM-Eingangswerte gemäß Bachelorarbeiten*

Periode	Ereignisse	Individuen	Fangtage	Gruppenstärke
1	140	748	729	5.34
2	268	661	1311	2.47
3	322	932	1036	2.95

Die Dichte ist in den Originalarbeiten in zwei Varianten berechnet worden. Für Variante 1 sind  $Radius=15\text{ m}$  und  $Winkel=48^\circ$ , sowie für Variante 2,  $Radius=30\text{ m}$  und  $Winkel=55^\circ$  notiert. Es wurden für diese Arbeit beide Varianten reproduziert, weil beim Datenimport bereits heterogene Abweichungen erkennbar gewesen sind.

Wie Tabelle 3 verdeutlicht, waren alle Reproduktionen für Periode 1 erfolgreich, während für Periode 2 zwar die Gruppenstärke, aber keine Variante der Dichte reproduziert wurde. Für Periode 3 hingegen wurde die Dichte in einer Variante erfolgreich reproduziert, obwohl die Reproduktion in der Anderen, sowie der Gruppenstärke scheiterten.

*Tabelle 3: Gescheiterte Reproduktionen der Bachelorergebnisse*

Periode	Variable	Original	Reprodukt
2	Dichte v1	13,77	13,80
	Dichte v2	6,61	6,62
3	Dichte v1	25,05	25,06
	Gruppenstärke	2,95	2,89

### 3.3.4 REM-Eingangswerte

Weiterhin wurden für alle Perioden die Gesamtwerte der Variablen Ereignisse, Individuen und Fangtage durch summieren der Tabellenwerte reproduziert. Tabelle 4 zeigt, dass bei allen Perioden mindestens eine Reproduktion scheiterte. Besonders fällt auf, dass die Variable Fangtage stets, aber in verschiedene Richtungen abweicht.

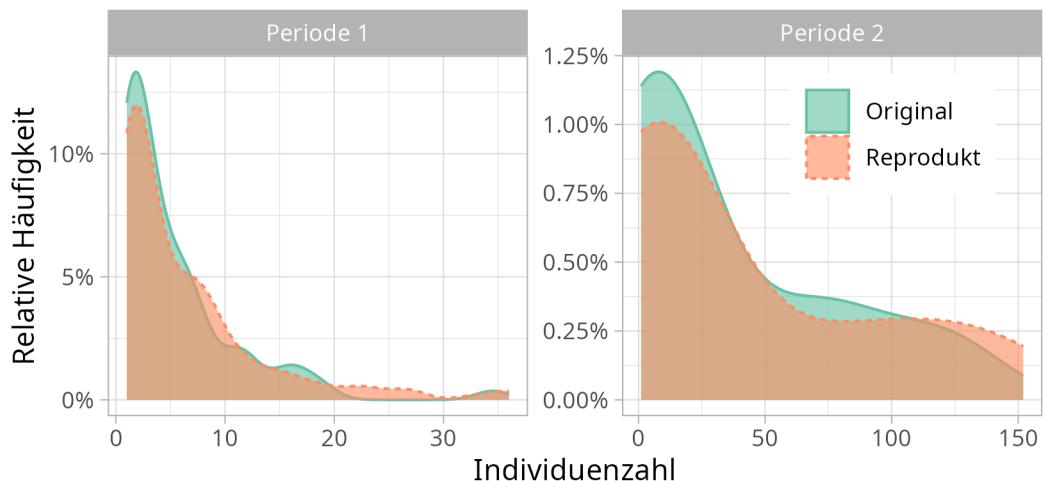
*Tabelle 4: Gescheiterte Reproduktionen der REM-Eingangswerte*

Periode	Variable	Original	Reprodukt
1			
	Individuen	748	744
	Fangtage	729	618
2			
	Fangtage	1.311	1.764
3			
	Ereignisse	322	236
	Fangtage	1.036	1.104

### 3.3.5 Vergleich von Stichproben

Zuletzt wurden die Variablen Individuenzahl und Ereigniszahl für Periode 1 und 2 auf der jeweils kleinstmöglichen Bezugseinheit (siehe 2.3.2) reproduziert und mit den Originaldaten als Zwei-Stichproben-Test verglichen.

Für die Individuenzahl zeigt Abbildung 4 sowohl die Differenzen zwischen den Verteilungen, als auch deren Abweichung von der Normalverteilung, was auch Shapiro-Wilks-Tests (Anhang 1) bestätigten. Entsprechend wurden die Stichproben dieser Variable mit dem Wilcoxon-Rangsummen-Test verglichen.



*Abbildung 4: Histogramme für originale und reproduzierte Individuenzahl  
 Periode 1 ist bezogen auf Ereignisse und hergeleitet aus den Bilddaten  
 Periode 2 ist bezogen auf Kameras und hergeleitet aus den Tabellendaten*

Die Stichproben der Variable Ereigniszahl wurden als Poissonraten mit einander verglichen, weil für diese Variable auch im REM eine Poissonverteilung angenommen wird (siehe 2.1.3).

Im Ergebnis zeigt Tabelle 5, dass nur die Reproduktion der Individuenzahl für Periode 2 mit einem P-Wert von ca. 0,91 erfolgreich war, wobei der im Verhältnis dazu geringe, sowie auch insgesamt geringste P-Wert für die Ereigniszahl der selben Periode auffällt.

*Tabelle 5: Reproduktionen mittels Stichprobenvergleich*

Periode	Variable	Testverfahren	Teststatistik	P-Wert	reproduziert
1	Individuenzahl	Wilcoxon rank sum test with continuity correction	11.233	0,3498925	FALSE
	Ereigniszahl	Comparison of Poisson rates	140	0,5578088	FALSE
2	Individuenzahl	Wilcoxon rank sum test with continuity correction	185	0,9065504	TRUE
	Ereigniszahl	Comparison of Poisson rates	268	0,2555576	FALSE

## 4 Diskussion

### 4.1 Reproduzierbarkeit der Bestandesschätzungen

Die Bestandesschätzungen der Vergangenen Studien haben laut dem oben genannten Verfahren (siehe 3.3.1) einen Reproduzierbarkeitsindikator von 0,45. Die Zahl gescheiterter Tests überwiegt also.

Darüber hinausgehende Schlüsse anhand dieses Indikators wären unqualifiziert, da unabhängige Vergleichswerte fehlen. Zumal das Reproduktionsverfahren für diese Arbeit angepasst wurde und ohnehin für sich steht.

Unabhängig davon ist das Verfahren insofern informativ, als sich die einzelnen, wie systematischen Schwierigkeiten der untersuchten Bestandesschätzungen zeigen.

Bereits die in jeweiligen Arbeiten beschriebenen Ergebnisse konnten nicht anhand der daneben stehenden Eingangswerte nachvollzogen werden. Auch wenn die Abweichungen dabei „nur“ dezimal sind und als „Rundungsfehler“ erklärt werden könnten (siehe 3.3.3).

Wesentlich auffälliger sind jedoch die Abweichungen zwischen den berichteten Fangtagen und den Summen der entsprechenden Tabellendaten, die teilweise hunderte Tage betragen (siehe 3.3.4). Hier kann auf erhebliche Fehler in der Auswertung geschlossen werden, die bekanntermaßen mit der Nutzung von Tabellenkalkulationsprogrammen einhergehen (Broman & and Woo, 2018; EuSpRiG, 2025; Panko, 2008), wie es für alle drei Arbeiten der Fall ist.

Der Vergleich der Stichproben ist zwar aufgrund des beliebig gewählten Signifikanzniveaus wissenschaftlich schwach (siehe 3.3.5), macht aber

dennoch nicht unerhebliche Abweichungen zwischen den originalen und den für diese Arbeit wiederholten Auswertungen deutlich.

Zwar ließen sich die Abweichungen der Variable Ereigniszahl allein anhand der jeweils unterschiedlichen Definitionen von Ereignis erklären (siehe 3.1.4). Die Unterschiede bei der Anzahl der Individuen sind jedoch kritisch zu würdigen, bedenkt man, dass die Wildtiere von Fachleuten, anhand von Standbildern, beziehungsweise Bildserien (also mit ausreichend Zeit und technischen Hilfsmitteln) gezählt wurden. Dies zeigt letztlich, dass bei der Auswertung von Fotofang-Daten selbst unter besten Bedingungen Unsicherheiten verbleiben und hier das Vier-Augen-Prinzip, also zwei unabhängige Auswertungen Standard sein sollte.

Insgesamt also, ist die rein faktische Reproduzierbarkeit der Bestandesschätzungen, angesichts der Rundungsfehler, der eher schwer nachvollziehbaren Tabellenkalkulationen und den divergenten Bildauswertungen tendenziell gering.

## **4.2 Das REM für Wildtierwissenschaft und -management**

Das REM hebt sich zunächst von anderen Fotofangtheorien durch seine überschaubare Gleichung ab und ist darüber hinaus durch den Zielparameter „Populationsdichte“, sowie der Anwendbarkeit für Arten ohne Identitätsmerkmale insbesondere für Untersuchungen forstwirtschaftlich bedeutsamer Wildtierarten interessant.

Jedoch entbehrt die einfache Gleichung nicht der Anwendung erweiterter Statistik, da mit dieser die Grundannahmen des Models formuliert sind (siehe 2.1).

So sind im einfachsten Fall die Verteilungsfunktionen der Dayrange und Gruppenstärke unabhängig, also in gesonderten Verfahren, zu schätzen, sowie in der Ergebnisdarstellung entsprechend zu würdigen.

Während die Dayrange mittlerweile direkt aus Fotofang-Daten zuverlässig geschätzt wird (Miles et al., 2024; Palencia et al., 2023), hat sich für die Gruppenstärke bisher keine robuste Schätzmethode etabliert. Hier wird zumeist entweder okular im Feld, oder zunehmend maschinell anhand von Bilddaten gezählt, wobei entsprechende Ungenauigkeiten aktuell noch geduldet werden (Reiczigel et al., 2008; Thomas et al., 2010; Zero et al., 2013; He et al., 2024; Wohlfahrt et al., 2025).

Auch der Detektionsbereich der Kameras wird mehrheitlich statistisch erfasst und abgebildet, wobei teilweise ganze Zeitschriftenartikel allein dieses Thema behandeln (Carswell et al., 2024; Hofmeester et al., 2017; Marcus Rowcliffe et al., 2011).

Die Populationsdichte – als Zielparameter des REM – ergibt sich also aus einer Vielzahl unterschiedlicher Variablen mit entsprechenden Verteilungsfunktionen und kann somit im Sinne verantwortlicher Wissenschaft und Management nicht ohne Weiteres als einzelner Wert ausgedrückt werden, der beispielsweise „zu hoch“ und „angepasst“ trennt (vgl. 1.1). Zumal den diversen Herleitungsmöglichkeiten der Eingangswerte besonders Rechnung zu tragen ist, sollen anhand mehrerer Untersuchungen übergreifende Schlüsse gezogen werden.

Letztlich ist das REM ähnlich komplex und aufwändig wie andere Fotofangtheorien und somit nicht mehr, oder weniger für Wildtierwissenschaft und -management geeignet. Betrachtet man vielmehr, dass zum Zeitpunkt dieser Arbeit dem Autoren keine großräumigen Fotofangstudien zum konkreten Zusammenhang der Beeinträchtigung junger Waldpflanzen und der Dichte großer Pflanzenfresser bekannt sind, scheint die Frage nach der verlässlichsten Schätzmethode für Populationsdichte jener, nach einem verlässlichen prädiktiven Indikator für Wildeinfluss überhaupt, nachgestellt.

## 5 Fazit

Mit etablierten Fotofang-Methoden, sowie moderner Technik können Wildtierpopulationen ethisch unbedenklich und mit relativ geringem Aufwand, dabei hoher raum-zeitlicher Auflösung untersucht werden.

Die vorliegende Arbeit zeigt jedoch, dass die Güte und Validität solcher Untersuchungen von der Sorgfalt bei Planung, Methodenwahl und Ausführung des Fotofangs abhängen.

Aussagen über Parameter von Wildtierpopulationen und deren Zusammenhang mit dem Zustand der Waldvegetation sind daher meist nur im jeweiligen Kontext einzelner Untersuchungen und wenig darüber hinaus bedeutsam. Um demnach Methoden und Verfahren des Fotofangs gewissenhaft für Wildtiermanagement zu nutzen, bedarf es weiterer Standardisierung (Bubnicki et al., 2024).

Die theoretischen Modelle der Fotofang-Methoden sind zwar mittlerweile wissenschaftlich ausreichend abgesichert (siehe 1.2). Wie jedoch die geringe Reproduzierbarkeit der hier untersuchten Bestandesschätzungen zeigt, sollten zukünftig einerseits die Varianz und Genauigkeit menschlicher, sowie maschineller Bildauswertung und andererseits der Zusammenhang zwischen Parametern der Wildtierpopulationen und Waldvegetation mit validen Methoden untersucht werden.

Letztlich stellen die demonstrierten Abweichungen bei der Zählung von Individuen in Standbildern (Bildserien) historische, wie gegenwärtige Erkenntnisse aus Wildtierstudien in Frage, die lediglich auf okularer ad hoc Zählung fußen.

## Literaturliste

- Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., Vicente, J., Reyes-García, A. R., Alzaga, V., & Gortázar, C. (2008). Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology*, 276(1), 37–47. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00464.x>
- Ammer, C., Vor, T., Knoke, T., & Wagner, S. (2010). *Der Wald-Wild-Konflikt*. <https://doi.org/10.17875/gup2010-280>
- Andersen, J. (1953). Analysis of a Danish Roe-deer Population (Caperolus Caperolus (L.)): Based Upon the Extermination of the Total Stock. *Vildbiologisk Station Kalø*.
- Boltzmann, L. (1896). *Vorlesungen über Gasttheorie* (1. Auflage). Barth.
- Broman, K. W., & and Woo, K. H. (2018). Data Organization in Spreadsheets. *The American Statistician*, 72(1), 2–10. <https://doi.org/10.1080/00031305.2017.1375989>
- Bubnicki, J. W., Norton, B., Baskauf, S. J., Bruce, T., Cagnacci, F., Casaer, J., Churski, M., Cromsigt, J. P. G. M., Farra, S. D., Fiderer, C., Forrester, T. D., Hendry, H., Heurich, M., Hofmeester, T. R., Jansen, P. A., Kays, R., Kuijper, D. P. J., Liefting, Y., Linnell, J. D. C., ... Desmet, P. (2024). Camtrap DP: An open standard for the FAIR exchange and archiving of camera trap data. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 10(3), 283–295. <https://doi.org/10.1002/rse2.374>
- Buckland, S. T., Anderson, D., Burnham, K., & Laake, J. (1993). *Distance Sampling—Estimating abundance of biological populations* (1st Aufl.). Chapman & Hall.  
<https://distancesampling.org/downloads/distancebook1993/index.html>

Max Arthur Hachemeister, 21213768

Bundesjagdgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 29. September 1976 (BGBl. I S.2849), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 25. Oktober 2024 (BGBl. 2024 I NR. 332) geändert worden ist (2024).  
<https://www.gesetze-im-internet.de/bjagdg/BJNR007800952.html#BJNR007800952BJNG000100325>

Carswell, B. M., Avgar, T., Street, G. M., Boyle, S. P., & Wal, E. V. (2024). *Dead zones, obstructions, and missed captures: A novel approach for determining the Effective Capture Area for remote camera traps* (S. 2024.05.09.593241). bioRxiv.  
<https://doi.org/10.1101/2024.05.09.593241>

*Deutscher FSC-Standard 3-0* (No. F000213; Version 3). (2020). FSC Deutschland - Verein für Verantwortungsvolle Waldwirtschaft e.V.  
[https://www.fsc-deutschland.de/wp-content/uploads/2020-02-04-Deutscher-FSC-Standard\\_3-0.pdf](https://www.fsc-deutschland.de/wp-content/uploads/2020-02-04-Deutscher-FSC-Standard_3-0.pdf)

Dreber, A., & Johannesson, M. (2025). A framework for evaluating reproducibility and replicability in economics. *Economic Inquiry*, 63(2), 338–356. <https://doi.org/10.1111/ecin.13244>

EuSpRiG. (2025, August 2). *European Spreadsheet Risk Interest Group* [Homepage]. Research and Best Practice. <https://eusprig.org/research-info/research-and-best-practice/>

Gates, C. E., Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Laake, J. L. (1981). Estimation of Density from Line Transect Sampling of Biological Populations. *Biometrics*, 37(2), 413. <https://doi.org/10.2307/2530429>

Gruber, T. (2023). An ethical assessment of the use of old and new methods to study sociality in wild animals. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(8), 1842–1851. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13988>

Gruschwitz, U. (1957). Abschußplanung für Rehwild. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 3(1), 1–24. <https://doi.org/10.1007/BF01998852>

Harvey, P. (2025). *ExifTool* (Version 13.25) [Perl]. ExifTool by Phil Harvey.  
<https://exiftool.org/> (Ursprünglich erschienen 2018)

- He, S., Rowcliffe, J. M., Lin, H., Carbone, C., Liefting, Y., Thapa, S. K., Shrestha, B. P., & Jansen, P. A. (2024). A random encounter model for wildlife density estimation with vertically oriented camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, n/a(n/a). <https://doi.org/10.1002/rse2.427>
- Heinke, M. (2020). *Aktivitätsanalyse der Wildtierart Rotwild mittels Fotofallenmonitoring im Zeitraum vom 19. Juli bis 23. Oktober 2019* [Bachelor]. Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- Hofmeester, T. R., Rowcliffe, J. M., & Jansen, P. A. (2017). A simple method for estimating the effective detection distance of camera traps. In *REMOTE SENSING IN ECOLOGY AND CONSERVATION* (Bd. 3, Nummer 2, S. 81–89). WILEY. <https://doi.org/10.1002/rse2.25>
- Howe, E. J., Buckland, S. T., Després-Einspenner, M.-L., & Kühl, H. S. (2017). Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1558–1565. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12790>
- Hutchinson, J. M. C., & Waser, P. M. (2007). Use, misuse and extensions of “ideal gas” models of animal encounter. *Biological Reviews*, 82(3), 335–359. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00014.x>
- Jach, E. (2019). *Fotofallenmonitoring als Methode zur Ermittlung der Bestandesdichte der Wildart Rotwild (Cervus elaphus)* [Bachelor]. Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- Jolly, G. M. (1965). Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika*, 52(1–2), 225–248. <https://doi.org/10.1093/biomet/52.1-2.225>
- Jungius, N. (2021). *Entwicklung der Rotwildpopulation im Jahresverlauf im Landeswald-Revier Finowtal* [Bachelor]. Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.
- Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—Recapture models. *Biological Conservation*, 71(3), 333–338. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W)

- Karanth, K. U., & Nichols, J. D. (1998). Estimation of Tiger Densities in India Using Photographic Captures and Recaptures. *Ecology*, 79(8), 2852–2862. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079%255B2852:EOTDII%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079%255B2852:EOTDII%255D2.0.CO;2)
- Marcus Rowcliffe, J., Carbone, C., Jansen, P. A., Kays, R., & Kranstauber, B. (2011). Quantifying the sensitivity of camera traps: An adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(5), 464–476. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00094.x>
- Miles, V., Woodroffe, R., Donnelly, C. A., Brotherton, P. N. M., Ham, C., Astley, K., Aurélio, J., & Rowcliffe, M. (2024). Evaluating camera-based methods for estimating badger (*Meles meles*) density: Implications for wildlife management. *Ecological Solutions and Evidence*, 5(3), e12378. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12378>
- Nakashima, Y., Fukasawa, K., & Samejima, H. (2018). Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 735–744. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13059>
- Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A., & Wilting, A. (2016). camtrapR: An R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1457–1462. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600>
- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (Hrsg.). (2011). *Camera traps in animal ecology: Methods and analyses / Allan F. O'Connell, James D. Nichols, K. Ullas Karanth, editors*. International Mammalogical Conference, Tokyo ; New York. Springer.
- Palencia, P., Acevedo, P., Hofmeester, T. R., Sereno-Cadierno, J., & Vicente, J. (2023). Inter-population variability in movement parameters: Practical implications for population density estimation. *The Journal of Wildlife Management*, 87(8), e22473. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22473>

- Palencia, P., Rowcliffe, J. M., Vicente, J., & Acevedo, P. (2021). Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology*, 58(8), 1583–1592. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13913>
- Panko, R. R. (2008). *Spreadsheet Errors: What We Know. What We Think We Can Do* (No. arXiv:0802.3457). arXiv. <https://doi.org/10.48550/arXiv.0802.3457>
- Posit team. (2025). *RStudio: Integrated development environment for R* [Manual]. Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/>
- QGIS Development Team. (2025). *QGIS geographic information system* [Manual]. QGIS Association. <https://www.qgis.org>
- R Core Team. (2022). *R: a language and environment for statistical computing* [Manual]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reiczigel, J., Lang, Z., Rózsa, L., & Tóthmérész, B. (2008). Measures of sociality: Two different views of group size. *Animal Behaviour*, 75(2), 715–721. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.05.020>
- Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, 92 /34 / EWG, CONSIL, 206 OJ L (1992). <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj/deu>
- Rottmann, M. (1989). Schälschäden durch Rotwild im oberbayerischen Alpenraum. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 108(1), 144–149. <https://doi.org/10.1007/BF02741403>
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228–1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>

- Rowcliffe, J. M., Jansen, P. A., Kays, R., Kranstauber, B., & Carbone, C. (2016). Wildlife speed cameras: Measuring animal travel speed and day range using camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(2), 84–94. <https://doi.org/10.1002/rse2.17>
- Soulsbury, C. D., Gray, H. E., Smith, L. M., Braithwaite, V., Cotter, S. C., Elwood, R. W., Wilkinson, A., & Collins, L. M. (2020). The welfare and ethics of research involving wild animals: A primer. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(10), 1164–1181. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13435>
- the digiKam Team. (2025). *DigiKam* (Version 8.7.0) [C++, C]. the digiKam team. <https://www.digikam.org/>
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A., & Burnham, K. P. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 5–14. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x>
- Tierschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 18. Mai 2006 (BGBl. I S. 1206, 1313), das zuletzt durch Artikel 2 Absatz 20 des Gesetzes vom 20. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2752) geändert worden ist (2022). <https://www.gesetze-im-internet.de/tierschg/TierSchG.pdf>
- Waldgesetz des Landes Brandenburg (2004).
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

Wohlfahrt, S., Balkenhol, N., Edelhoff, H., Anderwald, P., Signer, J., Leitner, H., Klück, P., Schueler, S., Langmaier, M., Kohlross, H., & Hackländer, K. (2025). Exploring the use of REM in compact hunting grounds comparing site specific to average parameters. *European Journal of Wildlife Research*, 71(2), 34. <https://doi.org/10.1007/s10344-025-01913-8>

Zero, V. H., Sundaresan, S. R., O'Brien, T. G., & Kinnaird, M. F. (2013). Monitoring an Endangered savannah ungulate, Grevy's zebra *Equus grevyi*: Choosing a method for estimating population densities. *Oryx*, 47(3), 410–419. <https://doi.org/10.1017/S0030605312000324>

## Anhang

*Anhang 1: Shapiro-Wilks-Normalitäts-Tests der originalen und reproduzierten Häufigkeitsverteilungen der Individuenzahl*

Periode	Art	Statistik	P-Wert
1			
	original	0,7281277	8,646e-15
	repro	0,7383543	4,260e-15
2			
	original	0,7721233	4,624e-04
	repro	0,7636019	3,543e-04

*Anhang 2: Ablage der Codes und Daten sowie weiterer Erläuterungen*

[https://github.com/TyrannosaurusSnacks/bachelor\\_thesis](https://github.com/TyrannosaurusSnacks/bachelor_thesis)



# Untersuchungsgebiet der Fotofangstudien

Die markierte Fläche ist ein Teilbereich des Landeswaldreviers Finowtal. Finow und Eberswalde liegen im Nord-Osten.

EPSG:3857  
Datum: 17.09.2025  
Quellen: OpenStreetMap, Landesbetrieb Forst - Geoportal



## Legende

### Kameragruppe

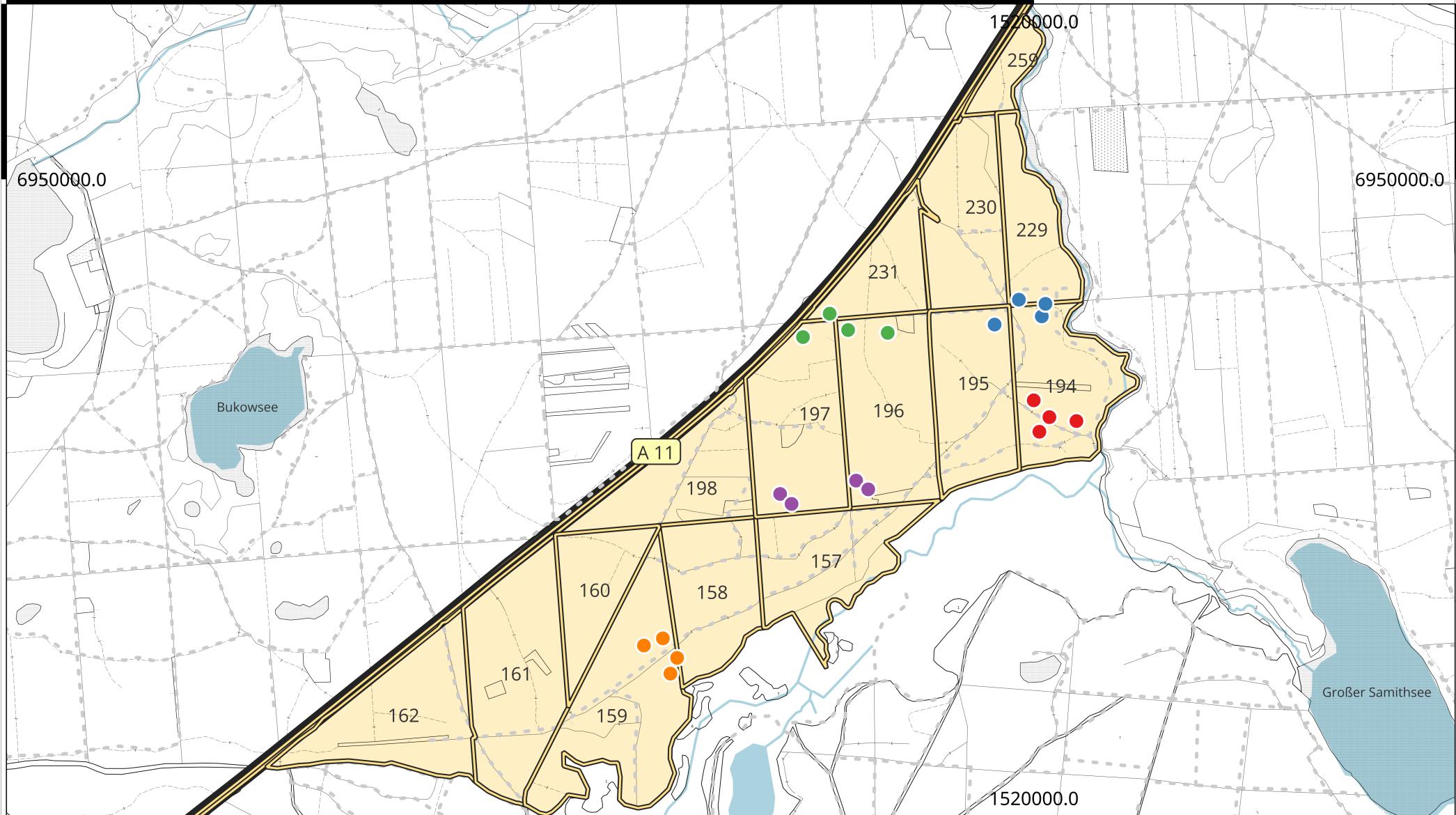
- A
- B
- C
- D
- E

- Autobahn
- Weg
- Forstabteilung
- Fließgewässer
- Wasserkörper

1:34.000



Max Hachemeister  
HNE Eberswalde  
Alfred-Möller-Str. 1  
D-16225 Eberswalde





## Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass die vorliegende Bachelorarbeit - „Reproduzierbarkeit ausgewählter Fotofallenstudien zur Schätzung des Rotwildbestandes im Landeswaldrevier Finowtal“ zur Erlangung des Grades „Bachelor of Science“ selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt wurden. Die Stellen der Bachelorarbeit, die anderen Quellen im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen wurden, sind durch Angaben der Herkunft kenntlich gemacht. Dies gilt auch für Zeichnungen, Skizzen, bildliche Darstellungen sowie für Quellen aus dem Internet. Außerdem versichere ich ausdrücklich, dass die gedruckte und die digitale Fassung der vorliegenden Arbeit identisch sind. Ist dies nicht der Fall, wird sie mit 5,0 bewertet. Sollte sich zu einem späteren Zeitpunkt herausstellen, dass die Fassungen nicht identisch sind und ist die Abschlussarbeit bereits bestanden und die damit verbundene Qualifikation erlangt, können diese nachträglich aberkannt werden.



---

Eberswalde, den 20.09.2025

Max Arthur Hachemeister