Ermittlung der Populationsdichte von Rotwild und Rehwild mittels distance sampling Verfahren im Bereich der Rotwildhegegemeinschaft Ziegelrodaer Forst und Evaluierung der Methode

Foto: © V. Meißner-Hylanová

Abschlussbericht

Juni 2020

Vendula Meißner-Hylanová, Veit Müller, Norman Stier & Mechthild Roth

finanziell unterstützt aus Mitteln der Jagdabgabe des Landes Sachsen-Anhalt

TU Dresden – Professur für Forstzoologie
AG Wildtierforschung
Pienner Str. 7
01737 Tharandt

Forstzoologie Tharandt
AG Wildtierforschung

Zitiervorschlag:

MEIßNER-HYLANOVÁ V., MÜLLER V., STIER N. & ROTH M. (2020): Ermittlung der Populationsdichte von Rotwild und Rehwild mittels distance sampling Verfahren im Bereich der Rotwildhegegemeinschaft Ziegelrodaer Forst und Evaluierung der Methode. Abschlussbericht 2020, 25pp.

Bearbeiter

Vendula Meißner-Hylanová vendula.meissner-hylanova@tu-dresden.de
Dr. Norman Stier normanstier@t-online.de

Professur für Forstzoologie
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie
Technische Universität Dresden

Die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie

Die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie (Leitung. Prof. Dr. Mechthild Roth) widmet sich in Lehre und Forschung der Ökologie wildlebender Säugetiere und Vögel. Besonderes Augenmerk gilt den Schalenwildarten (z.B. Dam-, Rot, Muffel- und Schwarzwild) sowie den Raubsäugern; einheimischen (z.B. Wildkatze, Baummarder, Steinmarder, Iltis, Hermelin, Mauswiesel, Dachs, Fuchs, Fischotter), eingebürgerten/wiederkehrenden (z.B. Wolf, Luchs) als auch gebietsfremden (z.B. Waschbär, Marderhund, Mink). Im Mittelpunkt der europaweiten Forschungsvorhaben steht insbesondere die Ermittlung des Raum-Zeit-Musters der Tierarten, basierend auf dem methodischen Konzept der Radiotelemetrie.

Nahrungsökologische Studien durch beispielsweise Mageninhalt- und Losungsanalysen geben Aufschluss über die trophische Einnischung der Arten und dienen vor allem der Ermittlung nahrungsressourcenabhängiger Interaktionen innerhalb der Lebensgemeinschaften. So galt in den letzten Jahren insbesondere bei den gebietsfremden Tierarten (Neozoen) und den wiederkehrenden Großraubsäugern das Interesse dem Einfluss dieser Prädatoren auf ihre Beutetiere. Reproduktionsbiologische Studien, beispielsweise durch die Videoüberwachung von Wurfbauten und die Ermittlung populationsökologischer Merkmale (z.B. Altersstruktur durch Zahnschnitte) vorwiegend anhand der Sektion von Totfunden (z.B. Verkehrsopfer) ergänzen die Datengrundlage für die Entwicklung von Managementkonzepten zum Schutz der Artenvielfalt. Die Arbeitsgruppe ist unter anderem zuständig für das Luchsmonitoring in Sachsen (www.luchs-sachsen.de), das Elchmonitoring in Sachsen (www.elch-sachsen.de) und das Wolfsmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern (www.wolf-mv.de).

TU Dresden • Professur für Forstzoologie • Pienner Str. 7 • D-01737 Tharandt
• Telefon: 0351-463-38-31371 • http://tu-dresden.de/forst/zoologie

1 EINLEITUNG 1
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET ZIEGELRODAER FORST 2
3 MATERIAL UND METHODEN 5
4 ERGEBNISSE DES DISTANCE SAMPLING 8
4.1 Distance sampling Transektdesign 8
4.2 Distance sampling „Rotwild“ 9
4.3 Distance sampling „Rehwild“ 13
4.4 Distance sampling „Schwarzwild“ 17
5 ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION & EMPFEHLUNGEN 20
6 ZUSAMMENFASSUNG 23
7 LITERATUR 24

1 Einleitung

Im Jahr 2018 wurde durch die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie an der TU Dresden im UG „Ziegelrodaer Forst“ eine Erfassung der Schalenwildbestände durchgeführt. Damals wurde ein geringer Rotwildbestand von 135 Stück mit einem deutlich zugunsten des weiblichen Wildes verschobenen Geschlechterverhältnis sowie dessen schlechte räumliche Verteilung ermittelt (MEIßNER-HYLANOVÁ et al. 2018).

Daraufhin wurden zwischen der Rotwildhegegemeinschaft und dem Forstbetrieb Süd mehrere Maßnahmen vereinbart, um die Situation des Rotwildes im Ziegelrodaer Forst zu verbessern. Im aktuellen Vorhaben soll nach 2 Jahren evaluiert werden, in wie weit sich diese Maßnahmen positiv auf die Rotwildpopulation ausgewirkt haben.

Bei zahlreichen Schalenwildarten hat sich in vielen Regionen Europas in den letzten Jahren das *distance sampling* Verfahren mittels Wärmebildkameraerhebungen als verlässliche Methode zur Erfassung von Bestandesgrößen bewährt (VARMAN & SUKUMAR 1995, GILL et al. 1997, FOCARDI et al. 2001, SMART et al. 2004, WARD et al. 2004, HASKELL 2007, HEMAMI et al. 2007, LIU et al. 2008, MARINI et al. 2009). Neben Daten zur Populationsdichte liefert das Verfahren teilweise auch Informationen zur Struktur von Populationen (z.B. Alters- und Geschlechterverteilung). Da es sich bei diesem Verfahren um eine nicht-selektive Methode handelt, werden - abgesehen von den Zielarten (Rot- und Rehwild) auch populatonsökologische Daten zu anderen im Gebiet vorhandenen Schalenwildarten bereitgestellt.

Mittels *distance sampling* Verfahren erhobene Daten zur Populationshöhe des Rot- und Rehwildbestandes (Schwarzwildbestandes) im UG „Ziegelrodaer Forst“ sollen als Grundlage für Bewirtschaftungsempfehlungen dienen.

Das Projekt wurde dankenswerter Weise mit Mitteln der Jagdabgabe des Landes Sachsen-Anhalt gefördert und durch den Forstbetrieb Süd in Sachsen-Anhalt unterstützt. Weitere organisatorische Hilfestellung erfolgte durch die HG Ziegelrodaer Forst. Besonderer Dank gilt hier Herrn Holger Koth, Marco Rapp & Dirk Wladkowski (Forstbetrieb Süd) und Herrn Udo Clemens (HG Ziegelrodaer Forst), sowie allen Personen die das Projekt in irgendeiner Form unterstützt haben. Dazu zählten ohne Zweifel die Jäger und Förster aus dem Untersuchungsgebiet. Ohne ihre Mitarbeit hätte dieses Vorhaben nicht erfolgreich durchgeführt werden können.

2 Untersuchungsgebiet Ziegelrodaer Forst

Das Untersuchungsgebiet liegt im südwestlichen Teil des Landes Sachsen-Anhalt und wird im Norden durch Allstedt, im Osten durch Querfurt und im Süden durch Nebra abgegrenzt. Nach Westen hin endet das UG an der Bundeslandgrenze zu Thüringen (Abb. 1). Die Auswahl der Beprobungsflächen erfolgte bereits 2017 in Absprache mit der Oberen Jagdbehörde, der HG Ziegelrodaer Forst sowie dem Forstbetrieb Süd.

Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet „Ziegelrodaer Forst“ zur Erfassung der Populationsdichte von Rot- und Rehwild.

Das UG „Ziegelrodaer Forst“ ist ein ca. 5.900 ha großes Waldgebiet. Zusätzlich wurden noch umliegende landwirtschaftliche Nutzflächen (ca. 4.200 ha) beprobt. Das Untersuchungsgebiet umfasste somit insgesamt eine Fläche von ca. 10.100 ha.

In der Mitte wird das Gebiet durch die Landesstrasse L172 geteilt. Während im südlichen Teil das Verhältnis Wald zu Offenland (Abb. 2) ausgeglichen ist, überwiegt im nördlichen Teil mit 66 % die Waldfläche.

Der überwiegende Teil des Gebietes ist Bestandteil des Naturparkes Saale-Unstrut-Triasland. Die wellige, von Taleinschnitten durchzogene Landschaft erreicht Höhen bis 298,4 m über NN. Am Südrand, wie z. B. im Naturschutzgebiet „Steinklöbe“ fällt das Gelände steil zum Tal der Unstrut bis auf eine Höhe von 120 m über NN ab. Der Baumbestand besteht zu etwa 80 % aus Laubwald (Traubeneichen und Rot-Buchen). Das kontinental getönte Klima des Ziegelrodaer Forstes mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von +8,6°C und einem Jahres-Niederschlag von 550 mm wird durch seine Lage im Regenschatten des Harzes bestimmt.

Abb. 2: Das Offenland im Untersuchungsgebiet „Ziegelrodaer Forst“ zur Erfassung der Populationsdichte von Rot- und Rehwild (Foto: © D. Wladkowski).

Die Nähe zur Kaiserpfalz Memleben legt die Vermutung nahe, dass bereits im Mittelalter das Gebiet zur Jagd genutzt wurde. Aus Berichten geht hervor, dass spätestens seit dem 17. Jahrhundert der Wald Jagdrevier der Herzöge von Sachsen-Weißenfels war. Das Gebiet ist mit ausgeschilderten Wald- und Wanderwegen gut erschlossen und somit auch touristisch sehr beliebt, unter anderem durch den Fundort der Himmelsscheibe bei Nebra.

Abb. 3: Das Untersuchungsgebiet „Ziegelrodaer Forst“, Waldschäden in den Revieren Lodersleben & Ziegelroda (Foto: © D. Wladkowski).

In den letzten Jahren sind durch Trockenheit, Borkenkäfer sowie Stürme massive Waldschäden im Ziegelrodaer Forst entstanden (Abb. 3). Nadelbäume außer Kiefer sind kaum noch anzutreffen. Die Schädigung der Laubholzbestände kommt flächendeckend vor, bisher jedoch nur als starke Bestandesauflichtungen. Etwa 50 % der Rotbuche aller Alterstufen stirbt ab oder ist bereits abgestorben. Bei den Eichen sind es etwa 30 %, besonders Eichen, die 80 Jahre und älter sind. Die vielen Kahlflächen wurden in den letzten 2 Jahren wieder aufgeforstet vor allem mit Laubholz (vorwiegend mit Stiel- und Traubeneiche) und das ohne Flächenschutz (mdl. Mitt. M. Rapp).

Der Wiederaufbau einer langfristig überlebensfähigen Rotwildpopulation in einer Phase, in der der Wald so massive Probleme hat, zeugt von einem erhöhten Schwierigkeitsgrad.

3 Material und Methoden

Distance sampling ist ein Verfahren, das sich zur Ermittlung der absoluten Dichte von Tier- und Pflanzenarten eignet. Die Anfänge dieser Methodik reichen bis 1950 zurück (BUCKLAND et al. 2001). Seitdem wurde dieses Verfahren weiterentwickelt und soweit optimiert, dass es heute als transparentes Verfahren zur Quantifizierung von Wildtierbeständen wissenschaftlich anerkannt und für alle Schalenwildarten weltweit erfolgreich eingesetzt wird (VARMAN & SUKUMAR 1995, GILL et al. 1997, FOCARDI et al. 2001, SMART et al. 2004, WARD et al. 2004, HASKELL 2007, HEMAMI et al. 2007, LIU et al. 2008, MARINI et al. 2009).
Grundsätzlich lassen sich beim *distance sampling* zwei methodische Ansätze unterscheiden: das Punkttransekt- und das Linientransektverfahren (BUCKLAND et al. 2001). In diesem Vorhaben kam das Linientransektverfahren zum Einsatz. Hierbei werden Häufigkeitsdaten von Wildtieren ausgewertet, die bei Beobachtungsfahrten erfasst wurden.

Das Verfahren besteht aus drei grundlegenden Arbeitsschritten:

- Einrichtung des Transektdesigns,
- Wildzählung mittels Wärmebildkamera
- Auswertung mit der Spezialsoftware DISTANCE.

Das Transektdesign (Zählroute) wird der Topographie des Untersuchungsgebietes, dessen Habitattypenverteilung sowie der Dichte und räumlichen Verteilung der zu untersuchenden Tierart angepasst. In der Regel werden vorhandene Forstwege, Wanderwege oder Straßen genutzt (BUCKLAND et al. 2001). Die gesamte Transektlänge soll nach eigenen Erfahrungen, bei ca. 25 km je 1.000 ha Untersuchungsgebiet liegen.

Die Wildzählung erfolgt vom Auto aus. Es werden gleichzeitig beide Seiten entlang der befahrenen Route mit jeweils einer hochauflösenden Wärmebildkamera nach Schalenwild abgesucht. Die Besonderheit dieses Verfahrens liegt darin, dass bei jeder Tiersichtung die senkrechte Entfernung zwischen dem Transekt und den entdeckten Tieren bzw. Tiergruppen mittels Laserentfernungsmesser gemessen wird (Abb. 4). Bei jeder Sichtung werden Gruppengröße, Geschlecht und Altersklasse sowie die Aktivität der Tiere protokolliert. Dies ermöglicht auch Aussagen zu Rudelgrößen, Geschlechterverhältnissen und teilweise zur Altersverteilung. Zur Dokumentation oder späteren Auswertung ist die Kamera in der Lage, Fotos und Videoaufnahmen einzelner Sichtungen/Zählereignisse zu speichern.

Die Zählroute wird aufgezeichnet, ebenso die Positionen, von denen aus die Entfernung zu den entdeckten Tieren gemessen wurde. Somit lassen sich Wildschwerpunkte sowie die räumliche Verteilung der untersuchten Arten darstellen. Angaben zum gezählten Mindestbestand sind ebenfalls immer verfügbar.

Die Wilddichte wird mit Hilfe der Software DISTANCE basierend auf der Zahl der gesichteten Tiere bzw. Gruppen, ihrer Entfernungen zum Linientransekt, der Gesamtlänge der befahrenden Transekte und der Gebietsgröße errechnet (BUCKLAND et al. 2001).

Distance sampling basiert auf dem Prinzip der Teilerfassung von Populationen. Es ist nicht notwendig, alle Individuen zu erfassen. Hierbei spielt die sogenannte „effektive Zählstreifenbreite“ (Sichttiefe), welche von der Software berechnet wird, eine sehr wichtige Rolle (Abb. 4, orange Linie).

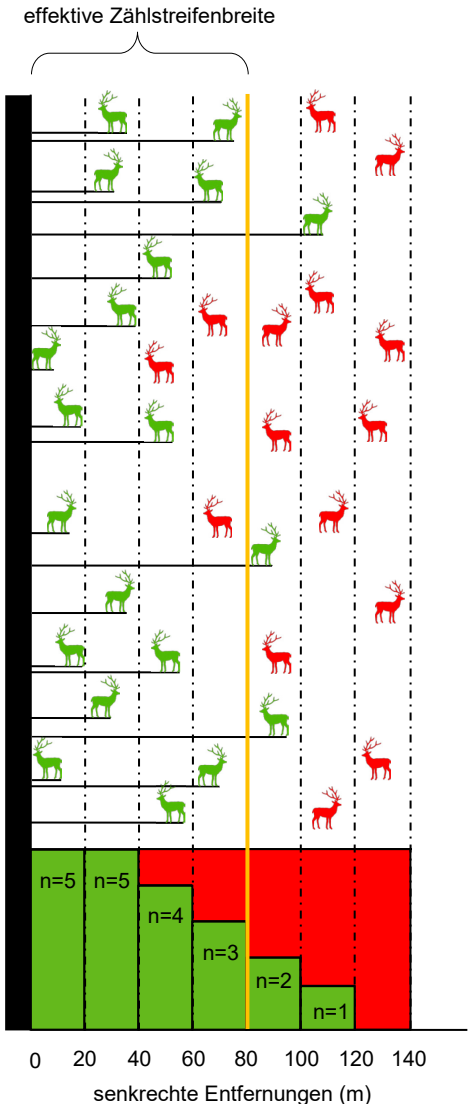

Abb. 4: Effektive Zählstreifenbreite (EZS) als Maß für die erfasste Fläche beim *distance sampling* (Quelle: MEIßNER-HYLANOVÁ & STIER 2015).

Dabei handelt es sich um die senkrechte Entfernung zum Transekt, bei der die Summe der übersehenen Tiere (rot) davor gleich der Summe der Entdeckten (grün) dahinter ist. Mit Hilfe dieser Größe wird der Anteil der übersehenen Individuen berechnet. Aus diesem Grund werden die senkrechten Entfernungen zu den entdeckten Tieren gemessen.

Die heimischen Schalenwildarten halten sich tagsüber oft in Waldhabitaten oder in Bereichen mit dichter Vegetation auf. In solchen Habitaten erweist sich die Anwendung des *distance sampling* auf der Basis von Sichtbeobachtungen als problematisch, da die Tiere mit bloßem

Auge oft übersehen werden. Hinzu kommt, dass die Tiere tagsüber in der Regel eine höhere Fluchtdistanz besitzen (SAGE et al. 1983, GILL et al. 1997).

Der Einsatz einer Wärmebildkamera (WBK) ermöglicht eine bessere Durchdringung der Waldhabitate, da Gewässer, Bäume, Vegetation oder Erdreich häufig sehr unterschiedliche Oberflächentemperaturen aufweisen. Das Entdecken und Lokalisieren der Tiere ist oft auch dann noch möglich, wenn nahezu der gesamte Körper eines Individuums durch Vegetation verdeckt wird (Abb. 5). Die Liegestellen ruhender Tiere lassen sich auch noch nach deren Flucht aufgrund deutlicher Wärmespuren mit einer WBK lokalisieren (GILL et al. 1997).

Abb. 5: Im Wärmebild nur teilweise sichtbares Rotwild (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Bei Dunkelheit fühlen sich viele Wildtiere oft sicherer, sind ruhiger und fliehen nicht spontan. Da eine WBK ohne zusätzliche Lichtquellen arbeitet, wird das Wild in seinem Verhalten weniger gestört und ist somit leichter und andauernder für die Erfassung der Geschlechter- und Altersklassen zu beobachten (GILL et al. 1997). Somit bietet sich insbesondere der nächtliche Einsatz einer WBK an (BUCKLAND et al. 2001).

Die Jahreszeit spielt bei der Zählung eine wichtige Rolle. So eignet sich der ausgehende Winter bzw. der Frühlingsanfang für den Einsatz der Wärmebildkameratechnik besonders. Die Vegetation behindert in diesem Zeitraum kaum die Sicht und die Temperaturunterschiede zwischen der Umgebung und den Tieren sind in der Regel hoch, was die Identifizierung erleichtert (GILL et al. 1997). Aber auch außerhalb dieser Jahreszeit ist der Einsatz der Wärmebildkamera möglich.

4 Ergebnisse des DISTANCE Sampling

4.1 Distance sampling Transektdesign

Das Untersuchungsgebiet wurde insgesamt zweimal befahren. Bei der Doppel-Beprobung wurde innerhalb von 14 Nächten (zwischen 06.03. und 20.03.2020) zweimal eine Transektlänge von 245,35 km bearbeitet (Abb. 6). Das Transektdesign wurde bereits 2017 festgelegt und 2020 beibehalten. Bei der ersten Beprobung konnten 4,5 % der Transekte aufgrund zu aufgeweichter (Regen) und zerfahrener (Holzernte) Wege nicht beprobt werden.

Die Transektlänge pro Nacht betrug im Durchschnitt 35 km. Die Zählungen begannen durchschnittlich jeweils um 20:30 Uhr und endeten gegen 2:30 Uhr. Die Temperaturen lagen zwischen -1°C und 12°C. Es herrschten zum Teil unterschiedliche Wetterverhältnisse. Teilweise erschwerte Regen die Aufnahmen, jedoch mussten aufgrund schlechter Wetterbedingungen nie die nächtlichen Zählungen abgebrochen werden.

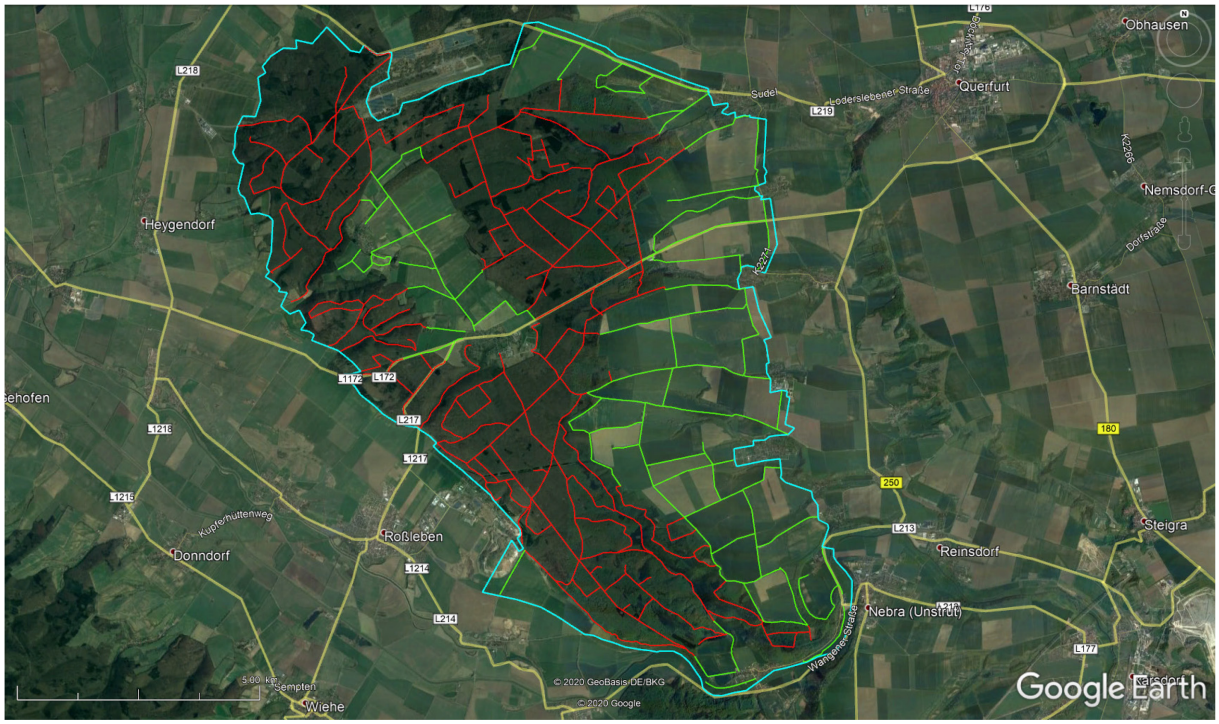

Abb. 6: Untersuchungsgebietsgrenze (blau) und Transektroute (rot=Waldtransekte, grün=Offenlandtransekte) im UG „Ziegelrodaer Forst“.

Die Transektdichte von 24,5 km/1.000 ha spricht für eine sehr gute Abdeckung des Untersuchungsgebietes (Wald 26 km/1.000 ha, Offenland 22 km/1.000 ha). Mehr befahrbare Wege (jahreszeitlich und niederschlagsbedingt) gab es nicht. Die in der Planung empfohlenen 25 km/1.000 ha gelten für Waldhabitate mit einer geringeren Sichttiefe. In Landschaftsausschnitten mit einem hohen Anteil an Offenland ist eine geringere Transektdichte wegen der höheren Sichttiefe ausreichend.

4.2 Distance sampling „Rotwild“

Während der ersten Befahrung wurden in 25 Sichtungen (Abb. 7, gelbe Punkte) insgesamt 114 Stücke und während der zweiten Befahrung in 17 Sichtungen (Abb. 7, rote Punkte) insgesamt 116 Stücke Rotwild (Mindestbestand) erfasst.
Die Rudelgrößen variierten zwischen 1 und 19 Individuen. Die durchschnittliche Gruppengröße betrug 5,5 Stück, das ist 1 Stück mehr pro Rudel als 2017.

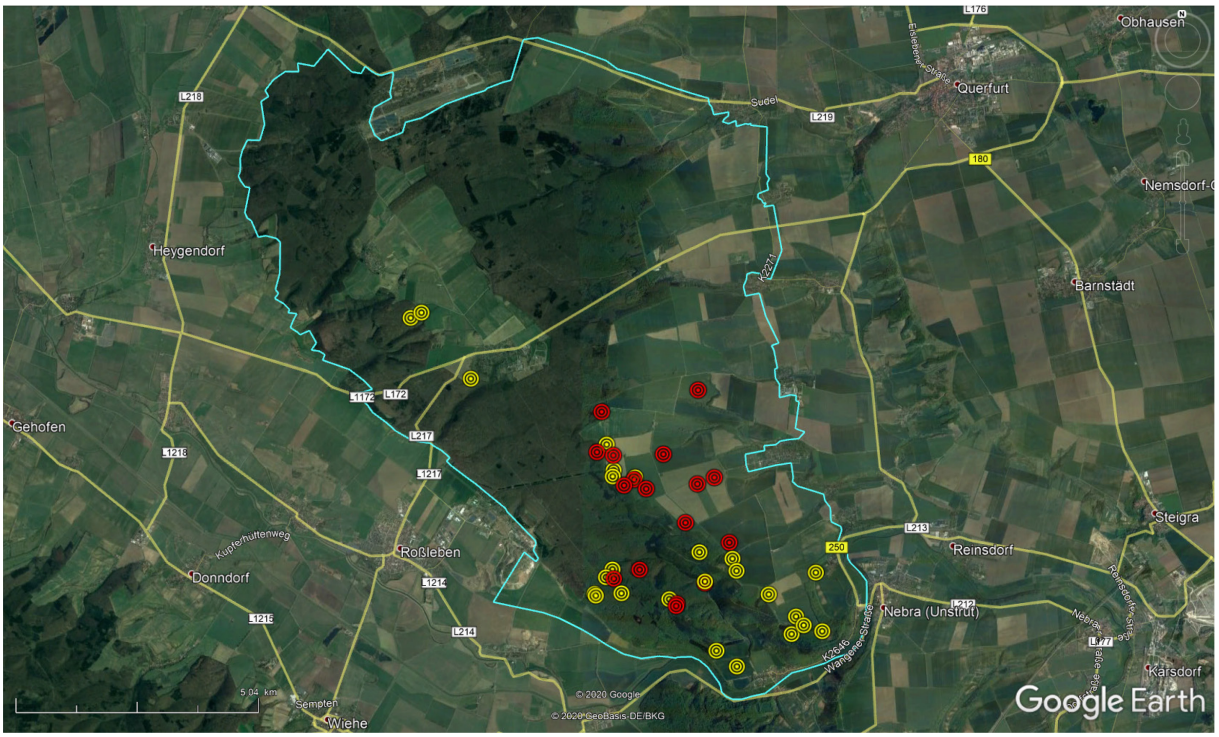

Abb. 7: Verteilung der Rotwildsichtungen während der zwei Beprobungen (gelb=erste, rot=zweite) zur Datenerfassung mittels *distance sampling*.

2020 gelang die Bestimmung des Geschlechts bei 59,6 % der gesichteten Individuen, wobei nur in Hirsche und Kahlwild unterschieden werden konnte. Insgesamt wurden 32 Hirsche und 105 Stücken Kahlwild (inkl. männlicher/weiblicher Kälber) identifiziert. Daraus resultiert ein Geschlechterverhältnis (GV- Hirsche zu Kahlwild) von 1 : 3,6.

In der früheren Erfassung (2017) gelang die sichere Ansprache des Geschlechtes nur bei einem Drittel der Individuen, weshalb beim damaligen GV 1 : 2,5 mit einem erhöhten Fehlerrisiko gerechnet werden muss.

Eine detaillierte Ansprache der Altersklassen mittels Wärmebildkamera war nur in einzelnen Fällen möglich. Aufgefallen ist jedoch, dass nur sehr wenige/kaum Kälber angesprochen/gesehen werden konnten (Abb. 8).

Während der zwei Beprobungen wurden im Wald 55/53 und im Offenland 59/63 Stück Rotwild gesichtet. Insgesamt wurden also nur wenige Tiere mehr im Offenland als im Wald lokalisiert.
Innerhalb der ersten Beprobung war Vollmond. Dies führte aber nicht zu verminderter Bewegung des Rotwildes im Offenland, auch wirkte das Rotwild nicht deutlich empfindlicher

als sonst. Die Zählung fand diesmal außerhalb der Rotwildjagdzeit im März statt (2017 im Dezember). Alle festgestellten Doppelsichtungen gingen nur einfach in die Auswertung ein.

Abb. 8: Wärmebildaufnahme eines Kahlwildrudels mit wenigen Kälbern (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Im nördlichen Teil wurden in der ersten Beprobung 8 Stk. Rotwild in 3 Sichtungen festgestellt, davon 4 männlich (Abb. 9), in der zweiten Runde keine, wie auch bei den zwei Beprobungen 2017.

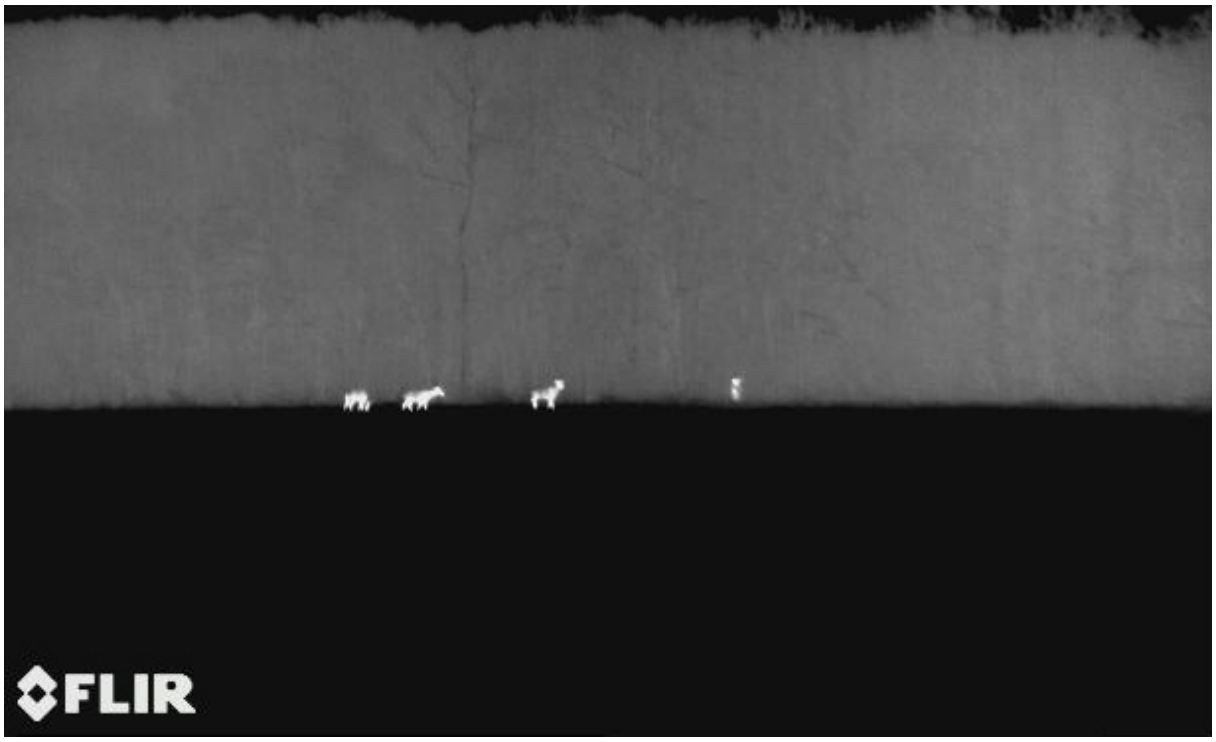

Abb. 9: Wärmebildaufnahme von vier Rothirschen am Waldrand im Nordteil (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die Anzahl der entdeckten Individuen war in beiden Beprobungen nahezu gleich, aber die Verteilung des Rotwildes im südlichen Teil hat sich bei den zwei Beprobungen deutlich unterschieden. Bei der ersten Beprobung war Rotwild deutlich besser (für die Bestandesermittlung) über die gesamte südliche Fläche verteilt, in 25 Sichtungen mit einer durchschnittlichen Gruppengröße von 4,6 Stück auf 15 verschiedenen Transekten. Dagegen wurden in der zweiten Runde 17 Sichtungen mit einer durchschnittlichen Gruppengröße von 6,8 Stück auf 11 verschiedenen Transekten erfasst. Im südlichsten Teil, wo 2017 der Rotwild-Kernbereich war, wurde gar kein Rotwild entdeckt. Das Rotwild schien während der 2. Beprobung kurzfristig nach Norden ausgewichen zu sein, was höchstwahrscheinlich mit den gerade durchgeführten sehr intensiven Holzerntemaßnahmen (Abb. 10) im Tageseinstand zusammenhing. Damit erscheint die zweite Beprobung nicht repräsentativ.

Abb. 10: Holzerntemaßnahmen im südlichen Teilgebiet (Foto: © D. Wladkowski).

Die niedrigere Stichprobe (17 Sichtungen) in der Zweitbeprobung verbunden mit einer weniger gleichmäßigen räumlichen Verteilung, stark variierenden und hohen Rudelgrößen sowie vor allem nur großen gemessenen Entfernungen schließt eine Einbeziehung in die Berechnung von Rotwilddichte und Bestandesgröße wegen einer zu hohen Fehlerwahrscheinlichkeit aus (Tab.1).

Tab.1: Verschiedene Rotwilddichten und –bestandeszahlen mittels distance Software berechnet.

	Anzahl Sichtungen/ Anzahl Individuen	Bestandeshöhe in Stk.	Fehlerwahrscheinlichkeit in %	EZS in m
Runde 1	25/114	169	39,9	146
Runde 2	17/116	111	56,7	243
Beprobung 2017	22/96	135	37	156

Die mit der Software DISTANCE für die erste Beprobung errechnete Bestandesgröße (Gebietsgröße*Wilddichte pro 100 ha) betrug 169 Stück (Tab.1). Daraus errechnete sich eine Populationsdichte von 1,7 Stücken/100 ha. Die Fehlerwahrscheinlichkeit lag bei 39,9 %. Die geringe Anzahl detektierter Gruppen (40-60 Lokalisationen wären günstig), variierende Gruppengrößen und deren zum Teil ungleichmäßige räumliche Verteilung sowie die Unbrauchbarkeit der Zweitbeprobungsergebnisse führten zu dem hohen Fehlerrisiko.

Basierend auf der ersten Befahrung und beidseitiger Datenerfassung resultierte eine effektive Zählstreifenbreite von 146 m (Abb. 11). Unter Zugrundelegung dieses Wertes sowie der benutzten Transektlänge von 234,31 km wurden effektiv 6.842 ha beprobt. Dies entspricht 67,7 % des Untersuchungsgebietes (Gesamtfläche: 10.100 ha), im Vergleich zu 75,6 % im Jahr 2017.

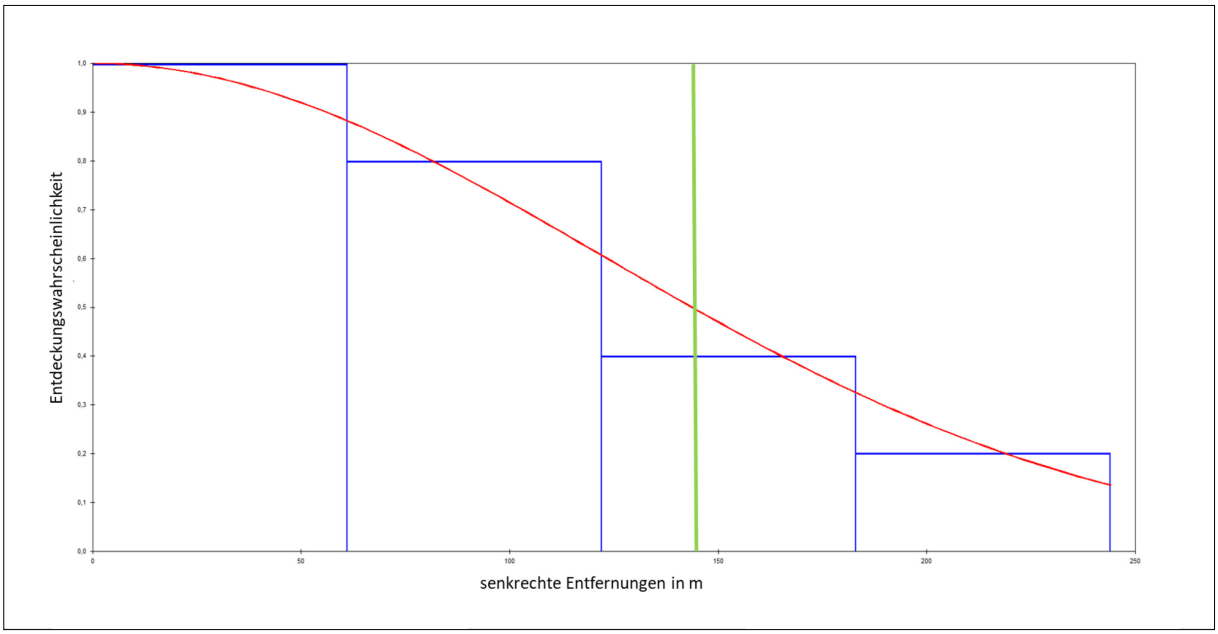

Abb. 11: Entdeckungswahrscheinlichkeit von Rotwild in Abhängigkeit von der Distanz zum Transekt (senkrechten Entfernungen in m) und daraus errechnete effektive Zählstreifenbreite (grüne Linie).

Im Jahr 2017 als auch 2020 wurden ca. 30 % des Rotwildes im UG nicht detektiert (Differenz zw. gezählten und berechneten Individuen). Der Populationsanstieg von etwa 20 % von 2017 (135 Stück) zu 2020 (169 Stück) erscheint trotz minimaler Bejagung zu niedrig.

Eine minimale Bestandesunterschätzung wäre denkbar, da die UG-Grenze (Westseite) gleichzeitig auch die Landesgrenze zu Thüringen ist, wo das angrenzende Offenland nicht beprobt werden konnte. Unklar ist, wie viele Individuen diesen Bereich nachts nutzen.

4.3 Distance sampling „Rehwild“

Während der ersten Befahrung wurden in 117 Sichtungen (Abb. 12, blaue Punkte) insgesamt 257 Stücke und während der zweiten Befahrung in 137 Sichtungen (Abb. 12, orange Punkte) insgesamt 274 Stücke Rehwild (Mindestbestand) erfasst. Die Gruppen(Sprung-)größen variierten zwischen 1 und 7 Individuen. Die durchschnittliche Gruppengröße betrug 2,1 Stück, 2017 ebenfalls.

Bei 35 % der gesichteten Individuen gelang die Bestimmung des Geschlechts. Insgesamt wurden 68 Böcke und 119 Ricken identifiziert. Daraus resultiert ein Geschlechterverhältnis von 1 : 1,75 . Da die sichere Ansprache des Geschlechtes nur bei einem geringen Anteil der Individuen gelang, ist insgesamt beim ermittelten Geschlechterverhältnis von einem Fehlerrisiko auszugehen. Somit hat sich das GV von 2017 zu 2020 leicht um 0,25 zur Gunsten des weiblichen Wildes verschoben.

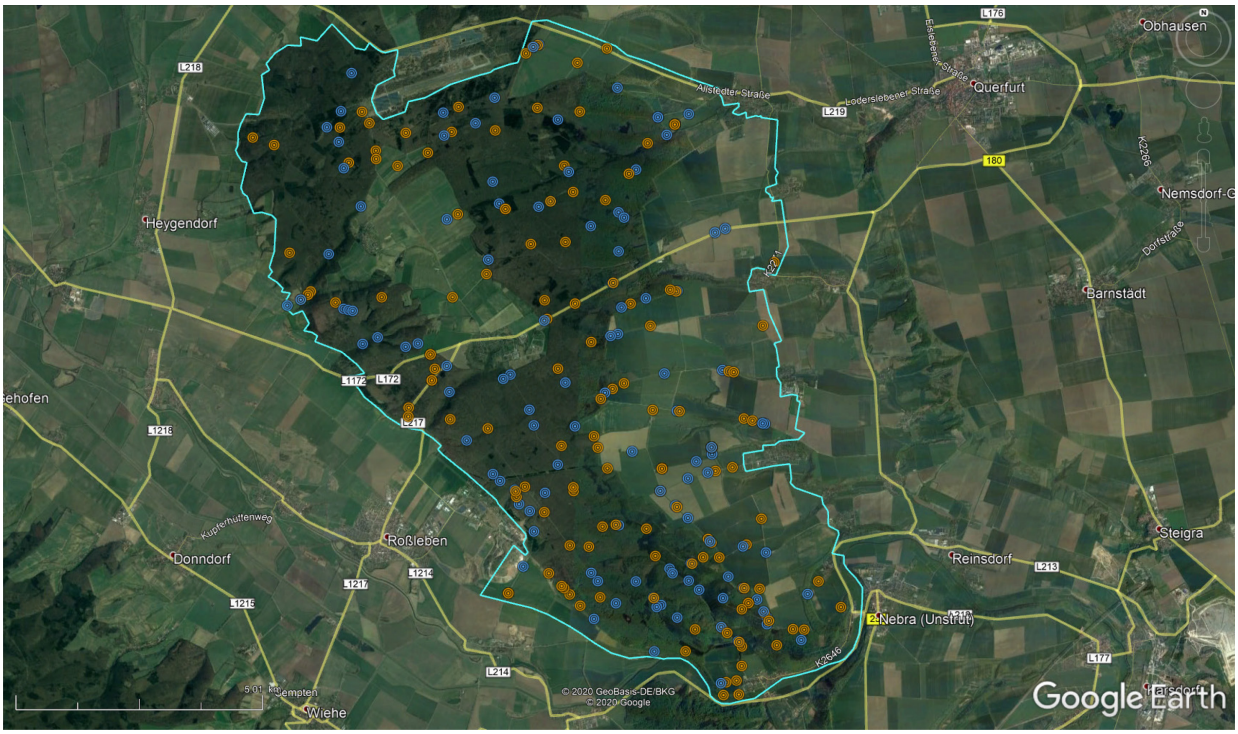

Abb. 12: Verteilung der Rehwildsichtungen während der zwei Beprobungen (blau=erste, orange=zweite) zur Datenerfassung mittels *distance sampling*.

Nach Abzug einiger potentiellen Doppelsichtungen betrug die mit der Software DISTANCE errechnete Bestandesgröße (Gebietsgröße*Wilddichte pro 100 ha) 430 Stück (Tab.2). Daraus errechnete sich eine Populationsdichte von 4,26 Stücken/100 ha. Die Fehlerwahrscheinlichkeit lag entsprechend der sehr guten räumlichen Verteilung bei sehr guten 9,6 %.

Basierend auf der zweimaligen Befahrung und beidseitigen Datenerfassung resultierte eine effektive Zählstreifenbreite von 104 m (Abb. 13). Unter Zugrundelegung dieses Wertes sowie der Transektlänge von 245,35 km wurden effektiv 5.103 ha beprobt.

Dies entspricht 50,5 % des Rehwilduntersuchungsgebietes (Gesamtfläche: 10.100 ha), im Vergleich zu 42,9 % im Jahr 2017. Rehwild (Abb. 14) konnte in der ersten Runde auf 53 % und in der zweiten Runde auf 62 % der Transekte lokalisiert werden (2017 auf 45/54 % der Transekte). Somit war 2020 nicht nur die Entdeckungswahrscheinlichkeit (mögliche jedoch nicht weiter untersuchte Gründe dafür könnten z. B. viele neue Kahlflächen im Wald, keine Jagdzeit im Untersuchungszeitraum oder weniger störende Belaubung im März als im Dezember sein), sondern auch die Verteilung der Rehe im UG besser als 2017.

Tab. 2: Verschiedene Rehwilddichten und –bestandeszahlen mittels distance Software berechnet.

	Anzahl Sichtungen/ Anzahl Individuen	Bestandeshöhe in Stk.	Fehlerwahrscheinlichkeit in %	Dichte Stk./100 ha
Runde 1 (2020)	117/257	430	14,5	4,26
Runde 2 (2020)	137/274	443	13,4	4,39
Runde 1+2 (2020)	254/531	430	9,6	4,26
Runde 1 (2017)	72/159	380	15,9	3,8
Runde 2 (2017)	104/209	476	13,5	4,7
Runde 1+2 (2017)	176/368	398	12	3,95

Im Jahr 2017 als auch 2020 wurden ca. 40 % des Rehwildes im UG nicht detektiert (Differenz zw. gezählten und berechneten Individuen). Die Rehwildbestandeshöhe ist gleichgeblieben. Die errechnte relative Differenz von etwa 7,5 % zwischen 2017 (398 Stück) und 2020 (430 Stück) ist niedriger als das errechnete Fehlerrisiko (Tab. 2).

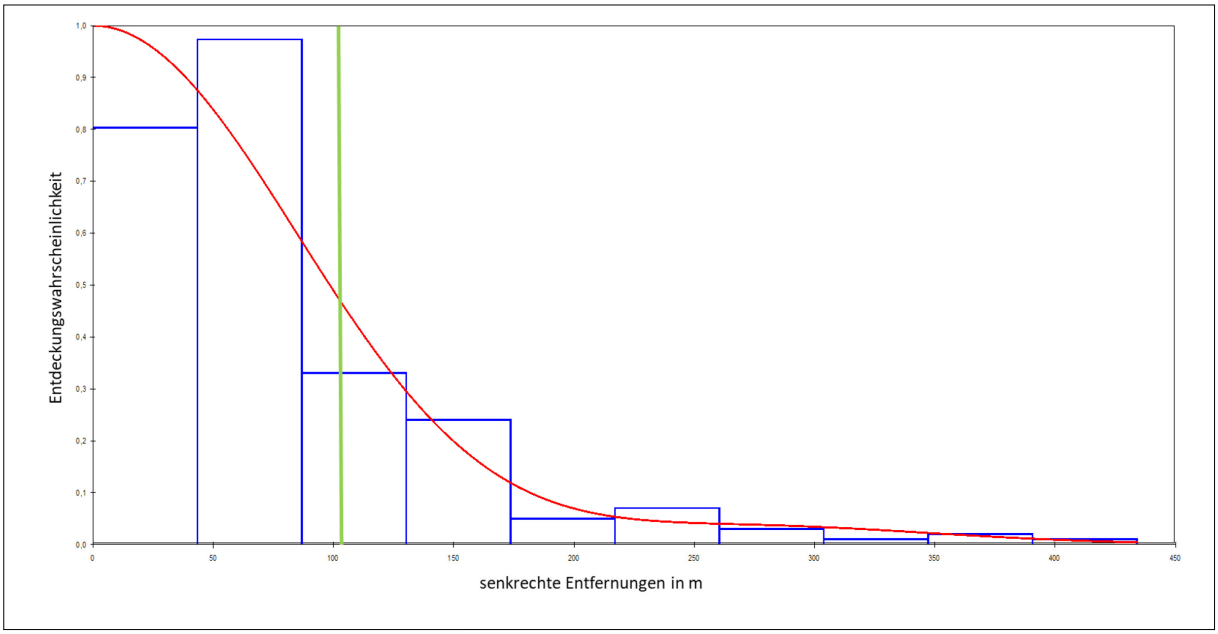

Abb. 13: Entdeckungswahrscheinlichkeit von Rehwild in Abhängigkeit von der Distanz zum Transekt (senkrechten Entfernungen in m) und daraus errechnete effektive Zählstreifenbreite (grüne Linie).

Abb. 14: Wärmebildaufnahme von einer Ricke mit Bock im Bast (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die gesonderte Berechnung der Rehwilddichte für den nördlichen (4.999 ha) und südlichen Teil (5.090 ha) ergab folgende Werte (Tab. 3).

Tab. 3: Verschiedene Rehwilddichten und –bestandeszahlen für Nord- und Südteil mittels distance Software berechnet.

2020	Anzahl Sichtungen/ Anzahl Individuen	Bestandeshöhe in Stk.	Fehlerwahrscheinlichkeit in %	Dichte Stk./100 ha
Runde 1+2 (N)	46/100+48/ 92	158	17,4	3,17
Runde 1+2 (S)	71/157+89/182	257	12,1	5,04
2017				
Runde 1+2 (N)	24/ 44+45/ 77	183	18,3	3,7
Runde 1+2 (S)	49/115+59/132	222	15,5	4,4

2017 war die Rehwilddichte zwischen dem Nord- und Südteil ausgeglichener. 2020 ist sie im Süden deutlich höher.

Die gesonderte Berechnung der Rehwilddichte für den Wald (5.879 ha) und Offenland (4.210 ha) ergab folgende Werte (Tab. 4). Die durchschnittliche Gruppengröße im Wald betrug 1,8 Stück, im Offenland 2,5 Stück.

Tab. 4: Verschiedene Rehwilddichten und –bestandeszahlen für Wald und Offenland mittels distance Software berechnet.

2020	Anzahl Sichtungen/ Anzahl Individuen	Bestandeshöhe in Stk.	Fehlerwahrscheinlichkeit in %	Dichte Stk./100 ha
Runde 1+2 (W)	77/145+78/135	267	24,4	4,54
Runde 1+2 (O)	40/112+59/139	158	16,8	3,75
2017				
Runde 1+2 (W)	39/70+56/101	210	15	3,57
Runde 1+2 (O)	40/93+43/104	203	20,5	4,82

Innerhalb der ersten Beprobung 2017 als auch 2020 war Vollmond. Während der ersten Beprobung (2020) wurden mehr Individuen im Wald, während den zweiten mehr im Offenland lokalisiert. 2017 war bei beiden Beprobungen jeweils mehr Rehwild im Offenland detektiert worden (trotz Vollmond). Im Jahr 2020 war die Rehwilddichte insgesamt im Wald höher als im Offenland, dagegen war sie 2017 im Offenland höher, was z.B an den unterschiedlichen Zählzeit (Äsungsangebot im Dezember/März) liegen könnte.

Im Gegensatz zu 2017 reagierte Rehwild diesmal auf sich nähernde Fahrzeug extrem beunruhigt und flüchtete schnell (Abb. 15), vor allem bei der ersten Beprobung (Vollmond). In der zweiten Runde waren sie etwas ruhiger, aber trotzdem blieben sie zum Teil sehr vorsichtig. Die Zählung fand diesmal außerhalb der Rehwildjagdzeit im März statt (2017 im Dezember). Aufbauend auf den Erfahrungen der Arbeitsgruppe (über 10 Jahre) wurde solch ein Flucht-Verhalten von Rehwild bei Wärmebildzählungen bisher noch nicht beobachtet.

Abb. 15: Wärmebildaufnahme von flüchtendem Rehwild (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

4.4 Distance sampling „Schwarzwild“

2017 wurden 84 Stücke in 11 Sichtungen und 99 Stücke in 13 Sichtungen Schwarzwild in jeweils beiden Beprobungen erfasst. Aufgrund der geringen Stichprobe, schlechter Verteilung und sehr unterschiedlichen Gruppengrößen wurde auf die Errechnung von Dichte und Bestandesgröße damals verzichtet.

2020 ergaben sich mehr Detektionen als 2017, während der ersten Befahrung wurden in 16 Sichtungen (Abb. 16, grüne Punkte) insgesamt 77 Stücke und während der zweiten Befahrung in 19 Sichtungen (Abb. 16, lila Punkte) insgesamt 82 Stücke Schwarzwild (Mindestbestand) erfasst. Die Gruppen(Rotten-)größen variierten zwischen 1 und 17 Individuen. Die durchschnittliche Gruppengröße betrug 4,5 Stück, 2017 waren es 7,6 Stück (1 bis 23 Individuen). Keine Frischlinge wurden detektiert.

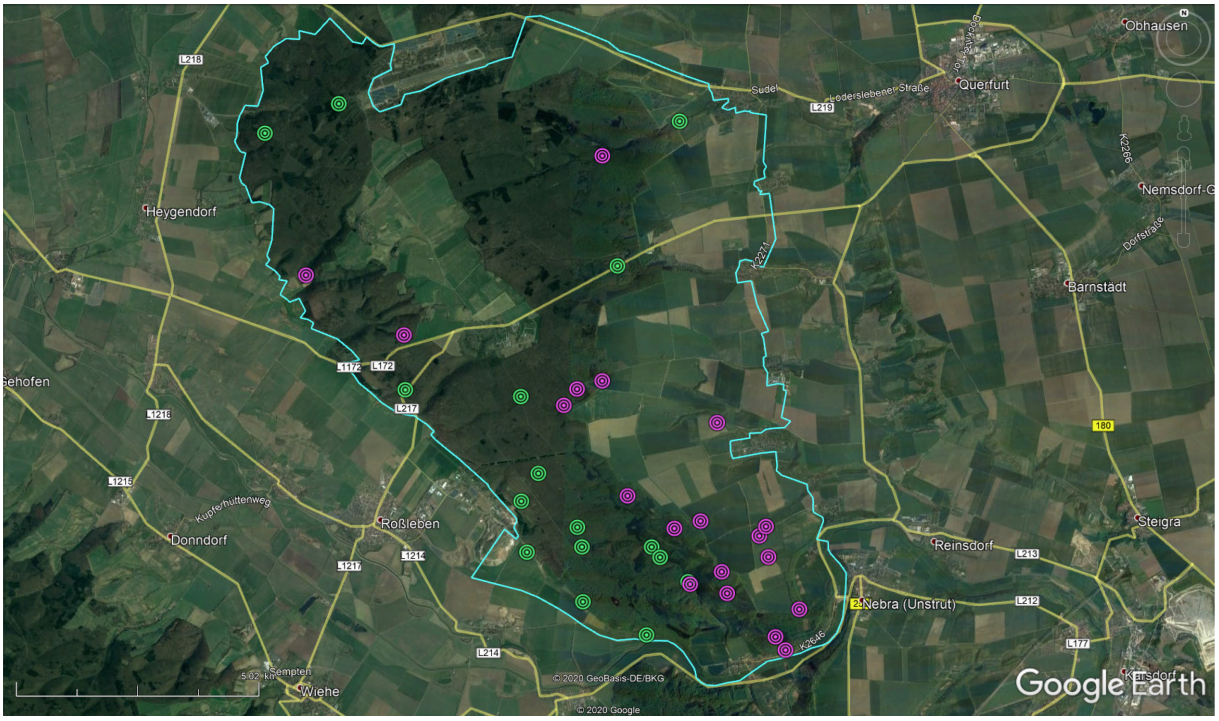

Abb. 16: Verteilung der Schwarzwildsichtungen während der zwei Beprobungen (grün=erste, lila=zweite).

Während der zwei Beprobungen wurden im Wald 60/48 und im Offenland 17/34 Stück Schwarzwild gesichtet. Insgesamt wurden also mehr Tiere im Wald als im Offenland lokalisiert. Auffällig war, dass während der ersten Beprobung nur eine Sichtung im Offenland war, bei der zweiten Befahrung waren es dann schon 6. Innerhalb der ersten Beprobung war Vollmond, was definitiv zu verminderter Bewegung des Schwarzwildes im Offenland (ganzjährig Jagdzeit) führte. 2017 war die Situation sehr ähnlich.

Die Anzahl der entdeckten Individuen war in beiden Beprobungen nahezu gleich, aber die meisten Detektionen waren (ähnlich wie Rotwild) im südlichen Teilgebiet, wie auch schon 2017.

Die mit der Software DISTANCE errechnete Bestandesgröße (Gebietsgröße*Wilddichte pro 100 ha) betrug 95 Stück (Tab. 5). Daraus errechnete sich eine Populationsdichte von 0,95 Stücken/100 ha. Die Fehlerwahrscheinlichkeit lag bei 32,8 %. Die geringe Anzahl detektierter Gruppen (40-60 Lokalisationen wären günstig), variierende Gruppengrößen und deren ungleichmäßige räumliche Verteilung führten zu dem hohen Fehlerrisiko.

Tab. 5: Verschiedene Schwarzwilddichten und –bestandeszahlen mittels distance Software berechnet.

	Anzahl Sichtungen/ Anzahl Individuen	Bestandeshöhe in Stk.	Fehlerwahrscheinlichkeit in %	Dichte Stk./100 ha
Runde 1	16/77	81	47,2	0,80
Runde 2	19/82	106	43,8	1,05
Runde 1+2	35/159	95	32,8	0,95

Basierend auf der zweimaligen Befahrung und beidseitiger Datenerfassung resultierte eine effektive Zählstreifenbreite von 129 m (Abb. 17). Unter Zugrundelegung dieses Wertes sowie der Transektlänge von 245,35 km wurden effektiv 6.330 ha beprobt. Dies entspricht 62,7 % des Untersuchungsgebietes (Gesamtfläche: 10.100 ha).

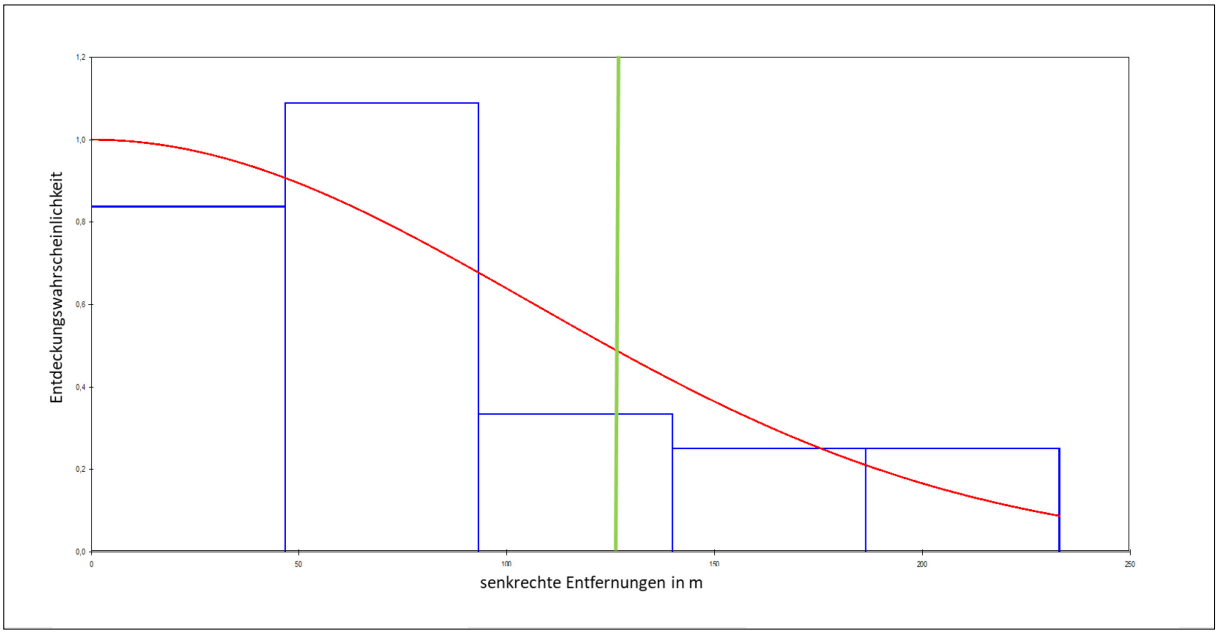

Abb. 17: Entdeckungswahrscheinlichkeit von Schwarzwild in Abhängigkeit von der Distanz zum Transekt (senkrechten Entfernungen in m) und daraus errechnete effektive Zählstreifenbreite (grüne Linie).

Schwarzwild (Abb. 18) konnte 2020 nur auf 15 % und 2017 auf 8 % der Transekte lokalisiert werden. Im Jahr 2020 wurden ca. 16,3 % des Schwarzwildes im UG nicht detektiert (Differenz zw. gezählten und berechneten Individuen).

Die Schwarzwildstrecke fiel in den letzten beiden Jagdjahren auf Grund ausgefallener Mast (trotz guter Blüte vertrocknete der Fruchtansatz), fehlender Maisproduktion (Totalausfall in Folge der Trockenheit) auf den angrenzenden Agrarflächen und Stress durch Wassermangel (hoher Parasitenbefall, Auftreten von Räude) deutlich geringer aus als in den Vorjahren. So

wurden 2018/19 nur 3,1 Stück Schwarzwild auf 100 ha erlegt (166 Stück) und im JJ 2019/20 4,8 Stück je 100 ha (260 Stück). Schwarzwild trat bezüglich Wildschäden auch im Wald in Erscheinung. So wurde auf den frischen Aufforstungsflächen ein nicht unerheblicher Teil frisch gepflanzter Bäume (hauptsächlich Eichen) durch Sauen herausgewühlt und die Pflanzen zerkaut. Die Gründe für solches Verhalten sind noch nicht genau bekannt, könnten aber an einer Nährstoffkonzentration in den Wurzeln der Pflanzen durch die Anzucht in den Baumschulen (Düngung) liegen (mdl. Mitt. M. Rapp).

Abb. 18: Wärmebildaufnahme einer Schwarzwildrotte (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

5 Zusammenfassende Diskussion & Empfehlungen

Zur quantitativen Erfassung von Rotwild und anderer Schalenwildarten im Untersuchungsgebiet „Ziegelrodaer Forst“ wurde im Rahmen der vorliegenden Studie das *distance sampling* Verfahren angewandt. Es basierte auf nächtlichen Zählungen mit Hilfe der Wärmebildkameratechnik.

Für die Anwendung des *distance sampling* ist eine möglichst gleichmäßige räumliche Verteilung der Gruppen über das Gebiet und eine möglichst geringe Varianz der Gruppengrößen von Vorteil. Je ungleichmäßiger die räumliche Verteilung der Gruppen ist und je stärker die Rudelgrößen variieren, desto größer ist die durch die Spezialsoftware DISTANCE ermittelte Fehlerwahrscheinlichkeit.

Die mit der Software DISTANCE für die erste Beprobungsrunde (2020) errechnete Bestandesgröße (Gebietsgröße*Wilddichte pro 100 ha) betrug 169 Stück. Daraus errechnete sich eine Populationsdichte von 1,7 Stücken/100 ha. Die Fehlerwahrscheinlichkeit lag bei 39,9 %. Die Ergebnisse der zweiten Beprobung erscheinen sehr unsicher und wurden verworfen.

Bei Arten, wie dem Rotwild (Abb. 19), die räumlich oft nicht gleichmäßig verteilt sind, kann die mit der Abweichung von diesem Dispersionsmuster verbundenen Fehlerquelle teilweise durch eine Erhöhung der Intensität der Datenerfassung kompensiert werden. Dies ist im „Ziegelrodaer Forst“ erneut nicht gelungen. Hierbei kamen folgende Probleme zum Tragen: kaum Detektionen von Rotwild im Nordteil, Detektionen im Südteil, die zum Teil geklumpt waren, verbunden mit starken Schwankungen der Gruppengrößen.

Auch wenn die ermittelten Ergebnisse zum Rotwildbestand im Jahr 2017 von 135 Stück mit einem hohen Fehlerrisiko belastet waren, belegten sie trotzdem einen geringen Rotwildbestand in der HG „Ziegelrodaer Forst“, mit zudem einem deutlich zugunsten des weiblichen Wildes verschobenen Geschlechterverhältnis. Außerdem war eine sehr schlechte räumliche Verteilung des Rotwildes über den gesamten zur Verfügung stehenden Lebensraum zu verzeichnen.

Daraufhin hat der Forstbetrieb und die HG für mindestens 2 Jahre Maßnahmen vereinbart, um die Situation des Rotwildes im UG zu verbessern: Das Rotwild soll im Nordteil völlig geschont werden. Es soll kein Hirschabschuss erfolgen und jährlich sollen nur 40 Stücken Kahlwild erlegt werden (24 Kälber : 16 Alt-/Schmaltiere). Der Gesamtbestand soll auf mindestens 220 Stück anwachsen.

Trotz einiger weniger Detektionen im Nordteil scheint das Rotwild aufgrund der Schonung den nördlichen Teil wieder etwas mehr anzunehmen (vorwiegend Hirsche). Dies belegen auch Aussagen der örtlichen Jäger. Jedoch ist es noch zu früh, und es kann noch viele Jahre dauern, bis das Rotwild wieder den gesamten Nordbereich als regelmäßigen Lebensraum

nutzt. Da dort aktuell scheinbar nur selten Kahlwild vorkommt, ist dieser Bereich prädestiniert dafür, sich als Jahreseinstand der Hirsche zu entwickeln.

Das Geschlechterverhältnis von 2017 (ermittelt anhand einem Drittel erkannter Indivuen) war vermutlich nicht repräsentativ. Im Jahr 2020 gelang die Ansprache bei fast 60 % der Individuuen. Bei dem ermittelten GV von 1 : 3,6 (Hirsche:Kahlwild) muss unbedingt weiterhin auf die Hirschbejagung vollständig verzichtet werden. Zwar wurden Hirsche detektiert, aber die Mehrheit war nicht älter als 3 Jahre. Deren Anteil muss weiter erhöht werden und sie müssen die Chance erhalten, älter zu werden.

Der Abschssplan von 40 Stück jährlich wurde in den beiden letzten Jahren nur zur Hälfte erfüllt. Trotzdem hat sich der Rotwildbestand in zwei Jahren scheinbar nur um etwa 20 % erhöht. Über die Ursachen kann nur spekuliert werden, da fundierte Informationen zur Populationsentwicklung fehlen. Ein geringer Anteil an Kälbern im Verhältnis zu Alttieren am Ende der Jagdzeit sind ein erstes Indiz für den geringen Populationsanstieg. Wenn in den letzten beiden Jahren jeweils nur 12 bzw. 8 Kälber innerhalb der HG erlegt wurden, müsste am Jagdjahresende der größte Teil der Alttiere ihre Kälber noch führen.

Über die Jagdstrecken der Jagdbezirke auf Thüringer Seite liegen keine Informationen vor, so dass die insgesamte Jagdstrecke für die Population unklar ist. Ob andere Ursachen, wie verringerte Geburtenraten und eine erhöhte Kälbersterblichkeit durch Krankheiten oder Prädatoren (Wolf, Luchs) für das geringe Populationswachstum verantwortlich sind, kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht geklärt werden. Dieser Fragestellung sollte aber unbedingt weiter Beachtung geschenkt werden.

Die eingeleiteten Maßnahmen haben Wirkung gezeigt, wenn auch eine geringere als vermutet. Sie müssen aber noch weiter fortgeführt werden, um das Ziel einer Population von 220 Stücken mit einem höheren Hirschanteil zu erreichen.

Abb. 19: Wärmebildaufnahme eines Rotwildrudels (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die durch DISTANCE ermittelte geringe Fehlerwahrscheinlichkeit für Rehe spricht für eine sehr realitätsnahe Schätzung. Dazu beigetragen haben die geringe Variabilität der Gruppengrößen, die gleichmäßige Verteilung von Rehwild über das gesamte Gebiet und auch die mit der umfassenden Stichprobe verbundene sehr gute Gebietsabdeckung.

Im Jahr 2020 war die Entdeckungswahrscheinlichkeit und auch die Verteilung der Rehe im UG noch besser als 2017. Der Rehwildbestand ist gegenüber 2017 gleichgeblieben und lag bei 4,3 Stücken/100 ha. Fehlende Differenzen zwischen den beiden Beprobungen im Jahr 2020 belegen, dass unter den im UG „Ziegelrodaer Forst“ gegebenen Voraussetzungen bei den aktuellen Rehwilddichten eine einfache Beprobung genügen würde, um realitätsnahe Werte zu erhalten.

Das erfasste Rehwild wies eine zum Teil hohe Störungsempfindlichkeit gegenüber dem Wärmebildkameraeinsatz vom Fahrzeug aus auf.

Bei dieser distance-Beprobung wurde ausreichend Schwarzwild detektiert, um eine Berechnung durchführen zu können. Die ermittelte Schwarzwilddichte erscheint entsprechend den hohen Reproduktionsraten von bis zu 280 % (GETTHÖFFER 2005) im Vergleich zu den aktuellen Streckendaten durchaus plausibel.

Für das Beispiel „Ziegelrodaer Forst“ wie auch für andere Regionen wird eine regelmäßige Erfassung (z.B. aller 5 Jahre) der Schalenwildbestände (z.B. mittels *distance sampling*) als Grundlage für eine solide Abschussplanung als unerlässlich angesehen.
Der Zeitraum der Erfassung soll so gewählt werden, dass direkt davor und während der Erfassung mögliche Störungen die zu Ausweichbewegungen des Wildes führen, ausgeschlossen werden können (z.B. Drückjagden, Einzelansitze, intensive Holzarbeiten etc.).

6 Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Vorhabens wurde 2020 durch die Arbeitsgruppe Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie an der TU Dresden im UG „Ziegelrodaer Forst“ eine erneute Erfassung der Schalenwildbestände durchgeführt. Der Schwerpunkt lag auf der Ermittlung der Größe und Dichte der Rot- und Rehwildvorkommen. Das Untersuchungsgebiet umfasste insgesamt eine Fläche von 10.100 ha. Die Datenerfassung basierte auf dem *distance sampling* Verfahren mittels nächtlicher Wärmebildkameraerhebungen. Zur Quantifizierung des Schalenwildvorkommens im Untersuchungsgebiet wurde eine Befahrung mit beidseitiger Wärmebildkameraanwendung zur Datenerfassung durchgeführt.

Die mit der Software DISTANCE errechnete Bestandesgröße des Rotwildes betrug 169 Stücken. Daraus errechnete sich eine Populationsdichte von 1,7 Stücken/100 ha. Die Fehlerwahrscheinlichkeit lag bei 39,9 %. Die geringe Anzahl detektierter Gruppen und deren ungleichmäßige räumliche Verteilung sowie variierende Gruppengrößen führten zu dem hohen Fehlerrisiko.

Die mit der Software DISTANCE errechnete Bestandesgröße des Rehwildes betrug 430 Stücken. Daraus errechnete sich eine Populationsdichte von 4,3 Stücken/100 ha. Die Fehlerwahrscheinlichkeit lag bei 9,6 %, diese belegt die Errechnung realitätsnaher Werte für Größe und Dichte des Rehwildfrühjahrsbestandes.

Die mit der Software DISTANCE errechnete Bestandesgröße des Schwarzwildes betrug 95 Stücken. Daraus errechnete sich eine Populationsdichte von 1 Stück/100 ha. Die Fehlerwahrscheinlichkeit lag bei 32,8 %. Die geringe Anzahl detektierter Gruppen und deren ungleichmäßige räumliche Verteilung sowie variierende Gruppengrößen führten zu dem hohen Fehlerrisiko.

Im UG „Ziegelrodaer Forst“ wurden außerdem zahlreiche Füchse, Dachse, Marder, Hasen (57 Stk.), Eulen, Wildkatzen sowie ein Damtier mittels Wärmebildkamera beobachtet (Abb. 20).

Abb. 20: Wärmebildaufnahme eines „Wald“hasen (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

7 Literatur

BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. (2001): Introduction to *distance sampling*- Estimating abundance of biological populations. - Oxford University Press, 446 pp.

FOCARDI, S.; DE MARINIS, A. M.; RIZZOTTO, M. & PUCCI, A. (2001): Comparative evaluation of thermal infrared imaging and spotlighting to survey wildlife. - Wildlife Society Bulletin 29: (1) 133-139.

GETTHÖFFER, F. (2005): Reproduktionsparameter und Saisonalität der Fortpflanzung des Wildschweins (Sus scrofa) in drei Untersuchungsgebieten Deutschlands. - Hannover, Tierärztl. Hochsch., Institut für Wildtierforschung, Diss., 142 pp.

GILL, R. M. A.; THOMAS, L. M. & STOCKER, D. (1997): The use of portable thermal imaging for estimating deer population density in forest habitats. - Journal of Applied Ecology 34: 1273-1286.

HEMAMI, M. R.; WATKINSON, A. R.; GILL, R. M. A. & DOLMAN, P. M. (2007): Estimating abundance of introduced Chinese muntjac *Muntiacus reevesi* and native roe deer *Capreolus capreolus* using portable thermal imaging equipment. - Mammal. Review 37: (3) 246-254.

LIU, Z.; WANG, X.; TENG, L.; CUI, D. & LI, X. (2008): Estimating seasonal density of blue sheep (*Pseudois nayaur*) in the Helan Mountain region using *distance sampling* methods. - Ecol. Res. 23: 393-400.

MARINI, F.; FRANZETTI, B.; CALABRESE, A.; CAPPELLINI, S. & FOCARDI, S. (2009): Response to human presence during nocturnal line transect surveys in fallow deer (*Dama dama*) and wild boar (*Sus scrofa*). - Eur. J. Wildl. Res. 55: 107-115.

MEIßNER-HYLANOVA V., GÖTZ M., PRÖLß P., STIER N. & ROTH M. (2015): Ermittlung der Populationsdichte von Schalenwild im Ostharz: Machbarkeitsstudie zur Anwendung des *distance sampling* mittels nächtlicher Wärmebildkameraerhebungen. Abschlussbericht 2015, 40pp. Unveröfentlicht

MEIßNER-HYLANOVÁ V., MÜLLER V., KRUK M., STIER N. & ROTH M. (2018): Ermittlung der Populationsdichte von Rotwild und Rehwild mittels distance sampling Verfahren im Bereich der Rotwildhegegemeinschaft Ziegelrodaer Forst und Evaluierung der Methode. Abschlussbericht 2018, 21pp.

MEIßNER-HYLANOVÁ, V. & STIER, N. (2015): Schalenwildmonitoring mittels *distance sampling*. TU-Dresden, AG Wildtierforschung, Flyer.

MEIßNER-HYLANOVA V., STIER N., LEWETZKY P., BECKER R. & ROTH M. (2016a): Ermittlung der Populationsdichte von Rotwild auf Usedom unter Anwendung des *distance sampling* mittels nächtlicher Wärmebildkameraerhebungen. Abschlussbericht 2016, 27pp.

MEIßNER-HYLANOVA V., PRÖLß P., MÜLLER V. & ROTH M. (2016b): Ermittlung der Rehwildbestandshöhe mittels *distance sampling* Verfahren im Jederitzer Holz (LK Stendal) nach der Hochwasserkatastrophe 2013 und Evaluierung der Methode. Abschlussbericht 2016, 19pp.

PIERCE, L.B.; LOPEZ, R.R. & SILVY, N. J. (2012): Estimating animal abundance. - The Wildlife Techniques Manual 1: (2) 285-318 pp.

SAGE, R. W.; TIERSON, W. G.; MATTFELD, G. F. & BEHREND, D. F. (1983): White-tailed deer visibility and behavior along forest roads. - Journal of Wildlife Management 47: 940-953.

SMART, J. C. R.; WARD, A. I. & WHITE, P. C. L. (2004): Monitoring woodland deer populations in the UK: an imprecise science. - Mammal. Review 34: (1) 99-114.

STIER, N.; NITZE, M.; MEIßNER-HYLANOVA, V.; SCHUMANN, M.; DEEKEN, A. & ROTH, M. (2014): Evaluierung von Monitoringmethoden für Schalenwildbestände. Abschlussbericht 2014, 38pp.

VARMAN, K. S. & SUKUMAR, R. (1995): The line transect method for estimating densities of large mammals in a tropical deciduous forest: An evaluation of models and field experiments. - J. Biosci. 20: (2) 273-287.

WARD, A. I.; WHITE, P. C. L. & CRITCHLEY, C. H. (2004): Roe deer *Capreolus capreolus* behavior affects density estimates from *distance sampling* surveys. - Mammal. Review 34: (4) 315-319.